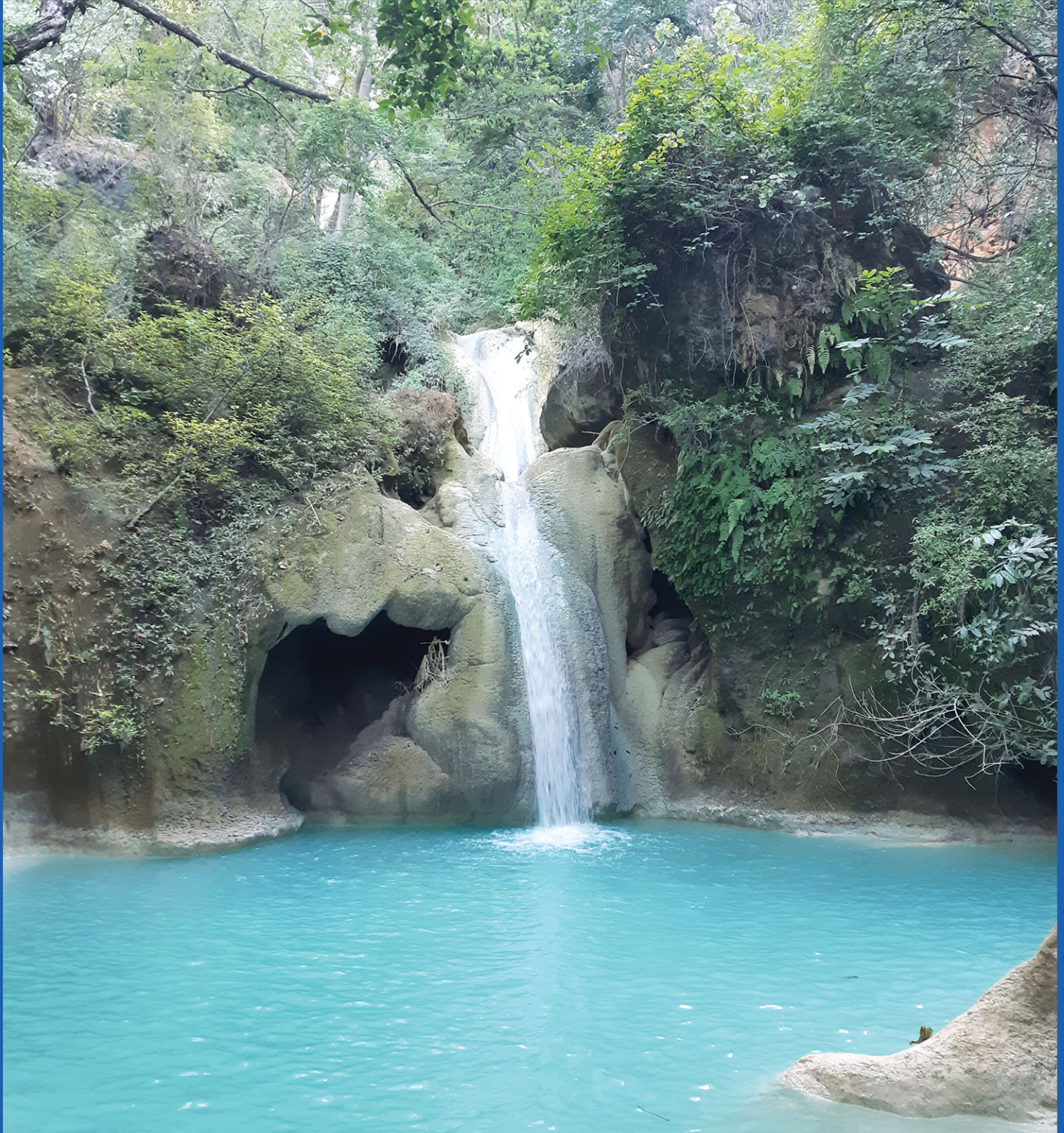




ISSN 2007-2422

# Tecnología y Ciencias $\bar{e}$ Agua



Cascada El Machito de las Flores, Cocula, Guerrero, México. Foto: Ricardo Espinosa.

## Consejo Editorial

**Dr. Adrián Pedrozo Acuña**  
**Director General**  
*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

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

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

**Editora en Calidad del Agua**  
**Dra. Julia Elena Prince Flores**  
*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

**Editor en Tratamiento del Agua**  
**Dr. Adalberto Noyola Robles**  
*Universidad Nacional Autónoma de México*

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

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

**Editor en Gestión del Agua**  
**Dr. Agustín Breña Naranjo**  
*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

**Editor en Hidráulica**  
**Dr. Patricio Catalán**  
*Universidad Técnica Federico Santamaría, Chile*

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

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

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

**Secretario Técnico**  
**Mtro. Alberto Rojas Rueda**  
*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

**Coordinadora editorial**  
**Lic. Helena Rivas López**  
*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

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

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

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

<p>Calidad del agua para riego agrícola en la región del acuífero Calera en Zacatecas, México  <i>Cristina Jared Carrillo-Martínez</i>  <i>Gregorio Álvarez-Fuentes</i>  <i>Gisela Aguilar-Benítez</i>  <i>Álvaro Can-Chulím</i>  <i>José Alfonso Pinedo-Escobar</i></p>	<p><i>Water quality for agricultural irrigation in the Calera aquifer region in Zacatecas, Mexico</i>  <i>Cristina Jared Carrillo-Martínez</i>  <i>Gregorio Álvarez-Fuentes</i>  <i>Gisela Aguilar-Benítez</i>  <i>Álvaro Can-Chulím</i>  <i>José Alfonso Pinedo-Escobar</i></p>	1
<p>Socio-spatial analysis of residential water demand in Mexico City  <i>Arturo Ramos-Bueno</i>  <i>María Perevochtchikova</i>  <i>Heejun Chang</i></p>	<p><i>Análisis socio-espacial de la demanda doméstica de agua en la Ciudad de México</i>  <i>Arturo Ramos-Bueno</i>  <i>María Perevochtchikova</i>  <i>Heejun Chang</i></p>	59
<p>Modelado físico y numérico de la interacción de ondas enfocadas con un dique vertical con banquetas bajas  <i>B. Rodrigo Covarrubias-Contreras</i>  <i>Alec Torres-Freyermuth</i>  <i>José López-González</i></p>	<p><i>Physical and numerical modeling of focused wave interactions with a low mound breakwater</i>  <i>B. Rodrigo Covarrubias-Contreras</i>  <i>Alec Torres-Freyermuth</i>  <i>José López-González</i></p>	111
<p>Uso de suelo y su efecto en el escurrimiento modelado con SWAT  <i>Brenda Cruz-Arévalo</i>  <i>Francisco Gavi-Reyes</i>  <i>Mario Martínez-Menez</i>  <i>Juan Juárez-Méndez</i></p>	<p><i>Land use and its effect on runoff modeled with SWAT</i>  <i>Brenda Cruz-Arévalo</i>  <i>Francisco Gavi-Reyes</i>  <i>Mario Martínez-Menez</i>  <i>Juan Juárez-Méndez</i></p>	157
<p>Corporatización de tipo neoliberal en la gestión del agua en México. Lecciones de León, Guanajuato  <i>Daniel Tagle-Zamora</i>  <i>Alex R. Caldera-Ortega</i></p>	<p><i>Neoliberal corporatization in water management in Mexico. Lessons from Leon, Guanajuato</i>  <i>Daniel Tagle-Zamora</i>  <i>Alex R. Caldera-Ortega</i></p>	207
<p>Dinámicas socioambientales y potencialidades turístico-recreativas del humedal de La Segua (Ecuador): actitudes y percepciones de los agentes locales y visitantes  <i>Manuel Rivera-Mateos</i>  <i>Neme Yamil Doumet-Chilán</i></p>	<p><i>Socio-environmental dynamics and tourist-recreational potential of the La Segua wetland (Ecuador): Attitudes and perceptions of local agents and visitors</i>  <i>Manuel Rivera-Mateos</i>  <i>Neme Yamil Doumet-Chilán</i></p>	272
<p>Modelación de desnitrificación usando Sustratos Sólidos Orgánicos Naturales Como Fuentes de Carbono  <i>Euclides Manuel Deago De León</i></p>	<p><i>Denitrification Modeling using Natural Organic Solid Substrates as Carbon Sources</i>  <i>Euclides Manuel Deago De León</i></p>	327
<p>Flood hazard assessment using AHP in Corum, Turkey  <i>Derya Ozturk</i>  <i>Ilknur Yilmaz</i>  <i>Ufuk Kirbas</i></p>	<p><i>Evaluación de peligro de inundación utilizando AHP en Corum, Turquía</i>  <i>Derya Ozturk</i>  <i>Ilknur Yilmaz</i>  <i>Ufuk Kirbas</i></p>	379
<p>Biomasa y carbono almacenado en un humedal continental en Cuitzeo, Michoacán, México  <i>Sally S. Paredes-García</i>  <i>Patricia Moreno-Casasola</i>  <i>Erick de la Barrera</i>  <i>Felipe García-Oliva</i>  <i>Roberto Lindig-Cisneros</i></p>	<p><i>Biomass and carbon storage in a continental wetland in Cuitzeo, Michoacán, Mexico</i>  <i>Sally S. Paredes-García</i>  <i>Patricia Moreno-Casasola</i>  <i>Erick de la Barrera</i>  <i>Felipe García-Oliva</i>  <i>Roberto Lindig-Cisneros</i></p>	416
<p>Ajuste de la distribución de valores extremos de dos componentes (TCEV) por medio de máxima verosimilitud  <i>Daniel Francisco Campos Aranda</i></p>	<p><i>Fit of the two-component extreme value (TCEV) distribution through of maximum likelihood</i>  <i>Daniel Francisco Campos Aranda</i></p>	442

Evapotranspiración e intercambio de energía en  
un bosque templado de México  
*Melissa Hidalgo-Sánchez*  
*Gregorio Ángeles-Pérez*  
*Enrico A. Yépez*  
*Francisca Ofelia Plascencia-Escalante*  
*Josué Delgado-Balbuena*  
*Teresa Margarita González-Martínez*

*Evapotranspiration and energy exchange in a  
temperate forest in Mexico*  
*Melissa Hidalgo-Sánchez*  
*Gregorio Ángeles-Pérez*  
*Enrico A. Yépez*  
*Francisca Ofelia Plascencia-Escalante*  
*Josué Delgado-Balbuena*  
*Teresa Margarita González-Martínez*

490

 **Contenido**

**Notas (originales)**  
***Notes (original)***

Caracterización morfométrica de dos cuencas  
altoandinas del Perú utilizando sistemas de  
información geográfica  
*Sandra del Águila*  
*Abel Mejía*

 **Contents**

***Notas (traducción)***  
***Notes (translation)***

*Morphometric characterization of two high  
Andean basins of Peru using geographic  
information systems*  
*Sandra del Águila*  
*Abel Mejía*

538

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-01

Artículos

## **Calidad del agua para riego agrícola en la región del acuífero Calera en Zacatecas, México**

## **Water quality for agricultural irrigation in the Calera aquifer region in Zacatecas, Mexico**

Cristina Jared Carrillo-Martínez<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4741-2857>

Gregorio Álvarez-Fuentes<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8767-4232>

Gisela Aguilar-Benítez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9243-3860>

Álvaro Can-Chulím<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4063-7597>

José Alfonso Pinedo-Escobar<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9951-5084>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, Agenda Ambiental, San Luis Potosí, México, [cjcm3.1416@hotmail.com](mailto:cjcm3.1416@hotmail.com)

<sup>2</sup>Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, San Luis Potosí, México, [gregorio.alvarez@uaslp.mx](mailto:gregorio.alvarez@uaslp.mx)

<sup>3</sup>Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, San Luis Potosí, México, [gisela.aguilar@uaslp.mx](mailto:gisela.aguilar@uaslp.mx)

<sup>4</sup>Universidad Autónoma de Nayarit, Unidad Académica de Agricultura, Nayarit, México, [canchulim@yahoo.com.mx](mailto:canchulim@yahoo.com.mx)

<sup>5</sup>Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Ciencias Químicas, Campus UAZ Siglo XXI, Zacatecas, México, [alfonso.pinedo@uaz.edu.mx](mailto:alfonso.pinedo@uaz.edu.mx)

Autor para correspondencia: Gregorio Álvarez-Fuentes, [gregorio.alvarez@uaslp.mx](mailto:gregorio.alvarez@uaslp.mx)

## Resumen

En la región que comprende el acuífero Calera, Zacatecas, la producción intensiva del cultivo de chile (*Capsicum* spp.) es de suma importancia económica, y depende por completo del agua subterránea de un acuífero sobreexplotado en una zona cárstica y semiárida, donde la disponibilidad de agua se torna más limitada y la calidad del líquido es de relevancia. El objetivo de la investigación fue evaluar el impacto a la calidad química del agua y determinar su aptitud para uso agrícola mediante los criterios de salinidad, sodicidad y toxicidad. Durante dos ciclos consecutivos se llevó a cabo un muestreo, según la norma NOM-014-SSA1-1993, a los pozos que con más frecuencia se usan para irrigación de chile. De acuerdo con la profundidad resultaron cinco estratos, que van de 50 a 280 m sobre el nivel estático. Para los tres

criterios se determinaron los parámetros de calidad de agua; su clasificación se mostró en un diagrama de Richards y su hidrogeoquímica mediante un diagrama de Piper. Se analizaron bloques completos al azar, así como los componentes principales y un clúster, a fin de identificar los parámetros que inciden de modo considerable en la calidad del agua. Los resultados evidenciaron que el cultivo de chile no ha impactado la calidad del agua de acuífero y que la profundidad de los pozos no influye en ésta; más bien depende de la región en donde se ubica cada pozo, procesos de recarga, geología de la región, velocidad de las corrientes subterráneas, y la infiltración por la acción de fallas y fracturas geológicas.

**Palabras clave:** acuífero Calera, calidad de agua, producción de chile.

## **Abstract**

In the region that includes the Calera, Zacatecas aquifer, the intensive production of chili (*Capsicum* ssp.) is of great economic importance, and depends entirely on groundwater. Being an overexploited aquifer in a karst and semi-arid zone, water availability becomes more limited and water quality is relevant. The objective of the research was to evaluate the impact on the chemical quality of the water and determine its aptitude for agricultural use through the criteria of salinity, sodicity and toxicity. For two consecutive cycles, a sampling was performed according to NOM-014-SSA1-1993 to wells that are frequently used for irrigation of chili. Five strata were designed whose depth ranges from 50 to 280 m above the static level. For the three criteria the water quality

parameters were determined, their classification was shown on a Richards diagram and their hydrogeochemistry using a Piper diagram. A statistical analysis of main components, a randomized complete block analysis and a cluster analysis were performed to identify the parameters that have a significant impact on water quality. The results showed that the cultivation of chili has not impacted the quality of the aquifer water and that the depth of the wells does not influence it, rather it depends on the region where each well is located, recharge processes, geology of the region, speed of underground currents and infiltration by the action of faults and geological fractures.

**Keywords:** Acuífero Calera, water quality, chili production.

Recibido: 28/01/2020

Aceptado: 21/06/2020

## Introducción

Los acuíferos subterráneos constituyen una de las fuentes de agua dulce más importantes de abastecimiento para el hombre; asimismo, su uso se ha incrementado de modo significativo como consecuencia del

desarrollo y el crecimiento de la población que demanda cada vez más alimentos. El sector agrícola consume cerca del 70 % del agua dulce para el riego de los cultivos. En México, más de la mitad del agua subterránea que se destina para uso agrícola proviene de acuíferos sobreexplotados o con presencia de aguas salobres. La mayor parte se ubica en el norte y centro del país (Vivot *et al.*, 2010; Díaz, Bravo, Alatorre, & Sánchez, 2013).

En las zonas semiáridas de México, la agricultura intensiva de riego se caracteriza por un alto uso de fertilizantes y agroquímicos para mantener altos rendimientos, competitividad y calidad de los productos generados. Sin embargo, de todas las actividades humanas que tienen influencia en la calidad del agua, la agrícola es la más importante debido a que puede alterar las propiedades químicas del agua por el uso de fertilizantes y plaguicidas, ya que éstos, dependiendo del tiempo de tránsito a través de la zona no saturada y de la capacidad de los suelos para retardar el movimiento de los agroquímicos, pueden percolar a los mantos acuíferos, ocasionando un aumento en la cantidad de sólidos totales, y sales de nitratos, sulfatos, cloruros y sodio (Bermejillo *et al.*, 2012; Torres *et al.*, 2014; Bedmar, Gianelli, Angelini, & Vigilianchino, 2015).

Entre las sales más frecuentes en las aguas de riego, los carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio, así como sulfato de calcio son las menos solubles; por lo tanto, el aumento de la concentración de sales en la solución del suelo como resultado de la evapotranspiración es menor que con las sales altamente solubles, pues

las que presentan menor solubilidad son las primeras en alcanzar su límite de disolución. En caso de que la percolación sea poca, la posibilidad de acumulación de sales en el fondo del perfil se incrementa, y si abundan las sales de sodio por su amplia solubilidad, las posibilidades de su concentración en la solución del suelo con respecto a las de calcio y magnesio se elevan y con ello los riesgos de sodificación; de esta forma, los problemas de salinidad o de acumulación de sodio en exceso ocasionan pérdidas en la producción agrícola, al igual que un deterioro acelerado en la calidad de los suelos (Villafañe, 2011; Silva, Ochoa, Cristóbal, & Estrada, 2006).

El desarrollo de una agricultura con alta tecnología en áreas caracterizadas por climas áridos y semiáridos depende de la disponibilidad de agua para riego, que sea suficiente en términos de cantidad y aceptable en términos de calidad; por lo tanto, un sistema intensivo de explotación agrícola tiene que asumir características sostenibles, y para lograrlo en primera instancia se debe medir la disponibilidad del agua desde el punto de vista económico, político y ecológico, con el objetivo de hacerlo eficiente, teniendo en cuenta la conservación y preservación de las fuentes de agua dulce (Castellanos *et al.*, 2002; Bermejillo *et al.*, 2012).

Posteriormente, se debe evaluar la calidad química del agua, ya que ésta se integra por la concentración de sales y la proporción de diferentes iones en solución que podrían afectar a los recursos suelo y cultivo en su uso a largo plazo. Su conocimiento permite determinar si se puede recomendar para uso agrícola, pues el agua juega un papel

importante en el manejo de la fracción de riego y lixiviación, al igual que en el tratamiento del agua en sí, a fin de lograr un nivel óptimo de producción en situaciones donde se utilizan sistemas de riego (Tartabull & Betancourt, 2016; Castellanos *et al.*, 2002).

Para estimar la aptitud del agua para riego agrícola se debe contemplar su salinidad, debido a que ésta se considera como un factor importante que afecta el rendimiento de los cultivos, pues dificulta la absorción del agua por parte de la planta. Otro aspecto importante que se debe tomar en cuenta es la sodicidad del agua, la cual se origina cuando se presentan elevadas concentraciones del catión sodio, ya que éste puede desplazar al calcio y magnesio o bien, favorecer la precipitación de bicarbonatos de calcio y magnesio, provocando que las partículas de suelo tiendan a disgregarse una vez que el sodio precipite, lo que ocasiona una reducción en la velocidad de infiltración del agua, que puede implicar poca disponibilidad de agua en el suelo (Vivot *et al.*, 2010; Tartabull & Betancourt, 2016; Balmaseda & García, 2013).

De igual forma, es necesario valorar los iones cloro, fósforo y boro, ya que se pueden acumular en los cultivos en concentraciones suficientemente altas como para reducir el rendimiento de las cosechas y facilitar la obstrucción de algunos sistemas de riego. No obstante, el problema frecuente en el caso del riego agrícola es que por lo general no se especifica con qué calidad química se debe utilizar el agua, sino que sólo se da importancia a la calidad agronómica determinada por el cultivo a regar; condiciones climatológicas; métodos de riego; condiciones de drenaje del suelo, y prácticas de manejo de agua, suelo

y plantas (Balmaseda & García, 2013; Castellón, Bernal, & Hernández, 2015). Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar el impacto a la calidad química del agua subterránea y determinar su aptitud para uso agrícola mediante los criterios de salinidad, sodicidad y toxicidad en la región, con mayor intensificación productiva del cultivo de chile (*Capsicum* ssp.), ubicada sobre el acuífero Calera, en el estado de Zacatecas.

## **Materiales y métodos**

### **Ubicación y caracterización del área de estudio**

El acuífero Calera pertenece a la Región Hidrológica No. 37 El Salado, cuenca Fresnillo-Yescas, subcuenca Fresnillo; se localiza en la porción oriental del estado de Zacatecas, México, con las coordenadas 22° 41' y 23° 24' y 102° 33' y 103° 01', con una superficie aproximada de 2 226 km<sup>2</sup> (Hernández *et al.*, 2012). El acuífero es una cuenca cerrada y todas las vías fluviales son arroyos no perennes; por lo tanto, no hay grandes

reservorios y ríos en el área de estudio (Nuñez, Oesterreich, Castro, & Escalona, 2004).

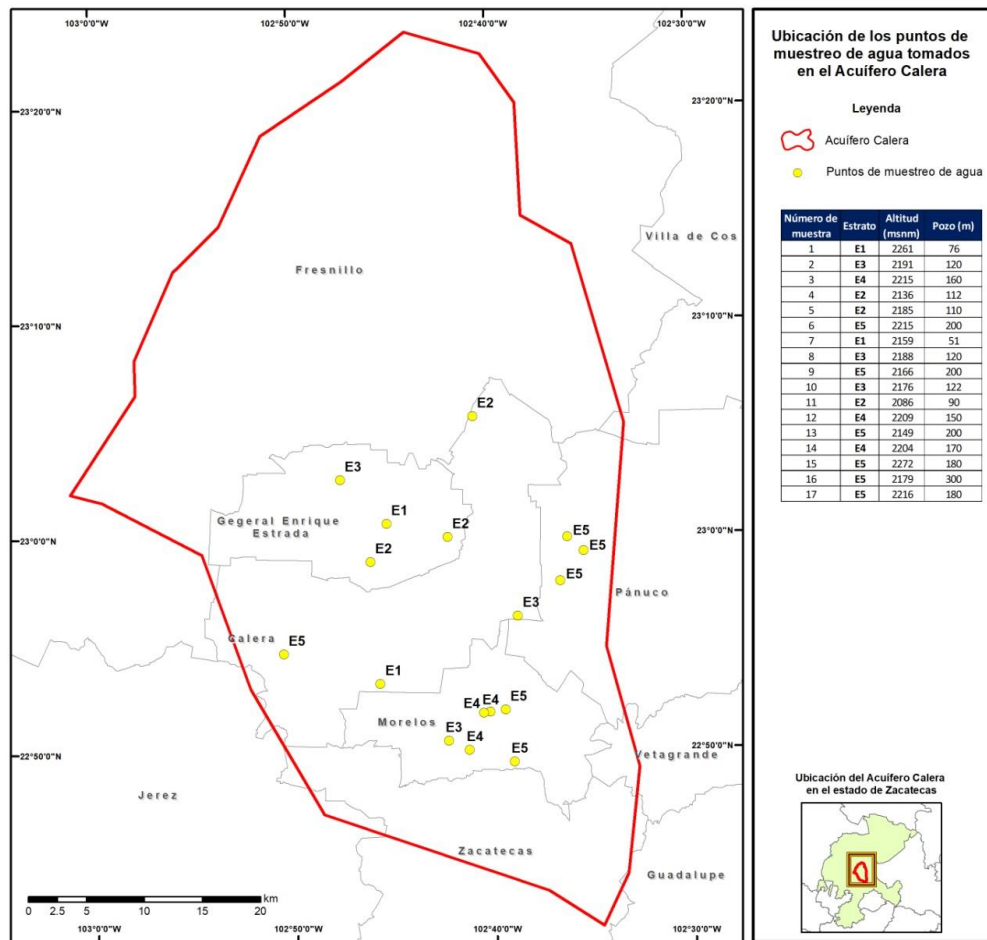
La altitud del acuífero Calera varía entre los 600 y 2 000 m. Presenta unidades de origen volcánico pertenecientes a la Sierra Madre Occidental; además, se forma por materiales aluviales y lacustres de arcilla, limo, arena y grava cementados con arcilla calcárea. La litología corresponde a rocas ígneas, calizas, dolomitas y metamórficas fracturadas por movimientos tectónicos (Ávila *et al.*, 2012; Hernández *et al.*, 2012; Navarro *et al.*, 2005). El tipo de suelo con mayor predominio es el catañozen lúvico, al ser producto del arrastre del material aluvial que conforma la región (INEGI, 2014).

El clima en la región es semiárido, existe poca agua para su recarga, pues no existen fuentes superficiales continuas, lo que ha provocado que sea un acuífero sobreexplotado en el país debido a que se extrae un 50 % más de lo que se recarga y la mayor parte de esta extracción se destina a la actividad agrícola, en particular a la irrigación del cultivo de chile (*Capsicum ssp.*). Asimismo, se tiene registrada una tasa de abatimiento promedio de 1.90 m por año (INIFAP, 2010; Hernández *et al.*, 2012; Ávila *et al.*, 2012; Conagua, 2015; Sagarpa, 2016).

## Muestreo de agua y métodos analíticos

Se realizó un muestreo estratificado con asignación proporcional según las directrices de Sukhatme y Sukhatme (1970). De igual forma, se definió una población de 592 pozos agrícolas activos y que con frecuencia se destinan para la irrigación de chile, por lo que se diseñaron cinco estratos con una profundidad que va de los 50 a los 280 m sobre el nivel estático. (E1= Estrato1 de 50 a 80 m; E2 = Estrato 2 de 81 a 110 m; E3 = Estrato 3 de 111 a 140 m; E4 = Estrato 4 de 141 a 170 m; E5 = Estrato 5  $\geq$  a 171 m). En cuanto a la localización de los pozos con estas características, se consultó la base de datos del Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) (Conagua, 2014) y la base de datos del Programa de Apoyos Directos al Campo (Procampo) de los años 2016 y 2017; de esta forma se seleccionaron 15 pozos profundos y someros, que se localizaron mediante un GPS.

Para el segundo muestreo se seleccionaron dos blancos, los cuales corresponden a las muestras 16 y 17, pozos utilizados para uso y consumo humano; el blanco 1 abastece a la localidad de Pozo de Gamboa, Pánuco, Zacatecas; de igual forma, el blanco 2 abastece al municipio de Morelos, Zacatecas. En la Figura 1 se muestra la ubicación de cada pozo, incluyendo los blancos distribuidos en la región que abarca el acuífero Calera. En cuanto a la toma de muestras de agua, se realizó con base en la norma NOM-014-SSA1-1993 al final de los ciclos de producción de chile de 2016-2017 y 2017-2018. Se recolectaron dos muestras con recipientes estériles de polietileno de 250 ml en cada pozo y después se analizó cada muestra por triplicado.



**Figura 1.** Ubicación de los pozos muestreados por estratos en el acuífero Calera.

Para determinar la calidad del agua del acuífero, en cada muestra se midió el pH y se determinaron las concentraciones en meq l<sup>-1</sup> de los cationes Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>, y de los aniones CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, así como la conductividad eléctrica (CE) en μS cm<sup>-1</sup>, boro (B), nitratos

(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y fósforo (P) en mg l<sup>-1</sup> (Tabla 1); posteriormente, con base en estos parámetros, se estimaron los indicadores correspondientes para evaluar los criterios de salinidad, sodicidad y toxicidad propuestos por Ayers y Westcot (1987), y se estableció la clasificación hidrogeoquímica del agua de riego.

**Tabla 1.** Técnicas aplicadas para la determinación de los parámetros en el agua subterránea del acuífero Calera.

<b>Determinación</b>	<b>Método</b>	<b>Referencias</b>
pH	Potenciométrico	NMX-AA-008-SCFI-2011
Conductividad eléctrica	Conductimetría	NMX-AA-093-SCFI-2000
Calcio y magnesio	Volumetría	Richards, 1990
Sodio y potasio	Flamometría	NOM-021-SEMARNAT-2000
Carbonatos y bicarbonatos	Volumetría	NOM-021-SEMARNAT-2000
Cloruros	Volumetría	Richards, 1990
Sulfatos	Turbidimetría	NOM-021-SEMARNAT-2000
Boro	Colorimetría	NOM-021-SEMARNAT-2000
Fósforo	Colorimetría	Rodier, 1990
Nitrato	Turbidimetría	Robarge, Edwards y Johnson, 1983

## pH

De acuerdo con Buccaro *et al.* (2006), citado por Medina *et al.* (2016), el pH no es un factor fundamental para determinar la calidad del agua, pero sirve para evaluar las concentraciones relativas de las especies disueltas de carbonato. Además, Ortega *et al.* (2002) establecen que sus valores tienen implicaciones importantes sobre la disponibilidad y el manejo de nutrientes, ya que el rango normal de las aguas para uso agrícola de acuerdo con Ayers y Westcot (1987) está entre 6.5 y 8.4.

## **Criterios de salinidad, sodicidad y toxicidad**

Ayers y Westcot (1987), Richards (1990), Suárez (1981), y Wilcox (1948), indican que miden la cantidad de sales, sodio y los iones solubles en el agua de riego. Pérez y Pacheco (2004) señalan que si éstos se encuentran en cantidades excesivas pueden acumularse en el suelo o en las raíces del cultivo, lo cual disminuye sus rendimientos; su presencia proviene principalmente de los abonos agrícolas. Para evaluar tales criterios se tomaron en cuenta los parámetros de CE, sólidos disueltos totales (STD), salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP), relación de adsorción de sodio normal (RAS), ajustada (RAS aj) y

corregida (RAS<sup>o</sup>), carbonato de sodio residual (CSR), y cantidad de B, P y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Con base en las concentraciones registradas para RAS y CE se mostró su clasificación a través de un diagrama de Richards, el cual se elaboró con el programa *QualiGraf* en su versión 1.17.

## **Clasificación hidrogeoquímica del agua**

De acuerdo con Can, Ortega, Sánchez y Cruz (2014), las evaluaciones hidroquímicas o hidrogeoquímicas ayudan a determinar el origen de la composición química del agua, y la relación que existe entre el agua y la constitución química de las rocas. La clasificación de familias de agua se realizó mediante el diagrama de Piper, el cual, según Peña, Santacruz y Charcas (2012), se integra por dos triángulos equiláteros ubicados a los lados y un rombo al centro. El triángulo izquierdo representa las concentraciones de los cationes; el derecho, las de los aniones, y el rombo representa la intersección de las concentraciones de los cationes y aniones para definir la familia de agua a la que pertenece la muestra. El diagrama se realizó con el programa *GW\_Chart Water Resources-USGS* en su versión 1.29; para esto, se efectuó la suma de las concentraciones de los cationes, aniones y sólidos disueltos totales; después se graficaron para determinar el ion dominante y las familias del agua.

## **Análisis estadístico**

La información de calidad de agua para ambos ciclos de muestreo se analizó de acuerdo con un diseño en bloques completos al azar, donde cada ciclo es un bloque, con el *PROC GLM de SAS (Statistical Analysis System 9.2)*; para las variables donde hubo diferencias estadísticas ( $p < 0.05$ ), se realizó una prueba de medias de Tukey, con el fin de agrupar y ubicar los pozos de acuerdo con las características del agua; asimismo, se realizó un análisis de componentes principales y un análisis clúster.

## **Resultados y discusión**

### **Clasificación del agua respecto a su pH**

En el análisis de la composición del agua en dos ciclos de muestreo (2016-2017) se observan diferencias ( $p < 0.05$ ) en la mayoría de las variables (Tabla 2); el pH del agua en el primer ciclo tendió hacia la alcalinidad; no obstante, durante el segundo ciclo se redujo de modo considerable ( $p < 0.05$ ), clasificándose como medianamente alcalino a neutro.

**Tabla 2.** Parámetros evaluados en las muestras de agua del acuífero Calera. Ciclos de producción 2016-2017.

Parámetro	Periodo de evaluación		Parámetro	Periodo de evaluación	
	2016	2017		2016	2017
<b>pH</b>	8.1 ± 0.1 a	7.6 ± 0.1 b	<b>T<sub>ani</sub></b> (meq l <sup>-1</sup> )	6.9 ± 1.1 a	5.0 ± 1.2 b
<b>CE</b> (μS cm <sup>-1</sup> )	427 ± 123 a	502 ± 214 a	<b>B</b> (mg l <sup>-1</sup> )	-0.5 ± 0.3 a	0.3 ± 0.1 b
<b>Ca<sup>2+</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	1.9 ± 0.5 a	1.9 ± 1.3 a	<b>P</b> (mg l <sup>-1</sup> )	3.9 ± 3.5 a	0.04 ± 0.05 b
<b>Mg<sup>2+</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	1.8 ± 1.2 a	1.9 ± 1.4 a	<b>STD</b> (mg l <sup>-1</sup> )	274 ± 79 a	326 ± 146 b
<b>Na<sup>+</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	3.2 ± 1.3 a	1.5 ± 1.0 b	<b>SE</b> (meq l <sup>-1</sup> )	3.9 ± 1.2 a	2.3 ± 1.6 b
<b>K<sup>+</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	0.5 ± 0.2 a	0.2 ± 0.1 b	<b>SP</b> (meq l <sup>-1</sup> )	0.9 ± 0.4 a	1.3 ± 0.7 b
<b>T<sub>cat</sub></b> (meq l <sup>-1</sup> )	7.5 ± 1.5 a	5.4 ± 2.5 b	<b>RAS</b> (meq l <sup>-1</sup> )	2.6 ± 1.4 a	1.1 ± 0.8 b
<b>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	1.0 ± 0.0 a	0.1 ± 0.2 b	<b>pH<sub>c</sub></b> (meq l <sup>-1</sup> )	7.2 ± 0.1 a	7.4 ± 0.2 b
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	4.7 ± 0.9 a	3.3 ± 0.7 b	<b>RAS<sub>aj.</sub></b> (meq l <sup>-1</sup> )	5.4 ± 2.8 a	2.2 ± 1.7 b
<b>Cl<sup>-</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	0.6 ± 0.4 a	1.2 ± 0.7 b	<b>RAS<sup>o</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	3.2 ± 2.0 a	1.3 ± 1.0 b
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (meq l <sup>-1</sup> )	0.5 ± 0.2 a	0.2 ± 0.1 b	<b>CSR</b> (meq l <sup>-1</sup> )	2.0 ± 1.9 a	-0.19 ± 1.9 b

---

Las medias con diferente literal son estadísticamente diferentes de un ciclo a otro ( $p < 0.05$ ).

La alcalinidad que se evidenció en el agua durante el primer ciclo se debe a la litología del acuífero Calera, la cual está relacionada con la presencia de rocas con carbonatos, como calizas y dolomitas; de esta forma incrementan las concentraciones de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de los iones  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  (Hernández *et al.*, 2012; Pérez, 2016). Por su parte, Ortega *et al.* (2002), en la investigación que se realizó en el acuífero de la Independencia en Guanajuato, México, encontraron que la alcalinidad en el agua de igual forma es causada por las altas concentraciones de carbonatos y bicarbonatos.

Para el caso de los pozos evaluados, la variación del pH de un ciclo a otro está ligada con la reducción de las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$ , tal como se muestra en las tablas 4 y 5; además, esto podría ser consecuencia de la interacción de diversos factores que señalan Tartabull y Betancourt (2016) e INIFAP (2006), como la lixiviación de la aplicación de cantidades excesivas de fertilizantes.

De acuerdo con INIFAP (2006), el cultivo de chile en la región requiere 220N-100P-150K para nutrición base en surcos y sugiere 200N-75P-100K, mediante fertirrigación. Se registraron cantidades elevadas en la aplicación de fósforo y potasio, pues sobrepasaron el 958 y 492 %, respectivamente sobre su demanda debido a que se destinan  $900 \text{ kg ha}^{-1}$  de fosfato monoamónico y  $900 \text{ kg ha}^{-1}$  de nitrato de potasio. De esta

manera, se evidencia que las dosis de fósforo y potasio exceden la nutrición recomendada para el cultivo de chile en la región. Criswell (1998) manifiesta que las altas concentraciones de nutrientes en el suelo podrían llegar hasta el agua subterránea a través de sus fallas y fracturas geológicas, disminuyendo la alcalinidad del agua de riego de modo paulatino.

Se observó que los agricultores realizan esta práctica por influencia de las casas comerciales de agroquímicos, pues la mayor parte de la asesoría técnica que se recibe proviene de éstas, de tal forma que hacen la recomendación con el objetivo de incrementar sus ventas; el productor, por desconocimiento de las necesidades reales del cultivo, atiende sus indicaciones, pretendiendo que el exceso en la fertilización pueda proporcionarle suficientes nutrientes como NPK para asegurar su cosecha, sin considerar que esta dinámica, de acuerdo con Tartabull y Betancourt (2016) podría generar un impacto negativo sobre la calidad del agua y suelo a largo plazo.

Esta información es similar a la reportada en los estudios de calidad de agua subterránea realizados por Medina *et al.* (2016) en el municipio de Tuxcacuesco, en el estado de Jalisco; Sánchez, Álvarez, Pacheco, Carrillo y Amílcar (2016), en las subregiones hidrológicas Bahía de Chetumal y Cuencas Cerradas en el estado de Quintana Roo; Castellón *et al.* (2015), en varios municipios del estado de Tlaxcala; Sandeep, Vinit, Minakshi y Anshu

(2011), en la Ciudad de Jhansi, región de Bundelkhand, India; y Castellanos *et al.* (2002), en la región del Bajío, en el estado de

Guanajuato, en donde el pH de la mayoría de sus muestras fue moderadamente alcalina. El agua del acuífero Calera se considera apta para uso agrícola en ambos periodos, ya que Ayers y Westcot (1987) mencionan que los valores normales de pH fluctúan entre 6.5 y 8.4. Sin embargo, es necesaria una adecuación a un pH entre 5.5 y 6.5, con ácidos, para el fertirriego.

## **Criterio de salinidad**

## **Conductividad eléctrica**

En cuanto a la CE, no hubo diferencias estadísticas ( $p > 0.05$ ) de un ciclo a otro. A pesar de esto, se pudo identificar un ligero incremento en su concentración en el segundo año (Tabla 3); ello puede ser consecuencia de varios procesos complejos de redistribución de sales, los cuales, según Tartabull y Betancourt (2016), dependen de las condiciones naturales, características del sistema, prácticas agrícolas, y manejo del riego y del drenaje, por lo que se infiere que la excesiva aplicación de fertilizantes fosforados y potásicos en la región podría tener una marcada influencia en las variaciones de la concentración

iónica del agua de riego si éstos logran desplazarse hasta el agua subterránea.

**Tabla 3.** Parámetros con mayor incidencia en la calidad del agua del acuífero Calera. Ciclos de producción 2016-2017.

Componentes principales						
	2016			2017		
	%					
Variables	1	2	3	1	2	3
<b>Prof.</b>	-4	15	54	-8.5	-21	48
<b>pH</b>	-18	20	51	2	-4	66
<b>CE</b>	-6	-19	58	-6.8	-26	47
<b>STD</b>	-26	43	-16	43	5	1
<b>SE</b>	-32	43	-16	43	5	1
<b>SP</b>	-29	35	8	37	24	5
<b>RAS</b>	-29	34	2	30	-6	12
<b>pHc</b>	35	27	6	-5.4	49	21
<b>RAS aj.</b>	32	-14	10	-38	9	0
<b>RAS°</b>	34	30	6	1	50	16
<b>CSR</b>	35	27	0.8	-2.9	51	12
<b>P</b>	-5	7	4	-10	0	4
<b>B</b>	-8	6	9	-2	0	0
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>				-39	20	1

Nota: cada una de las variables tiene un porcentaje de incidencia en la calidad del agua del acuífero; no obstante, no representan el porcentaje por componente, el cual se obtiene del programa estadístico.

Sin embargo, a pesar del aumento que se observó en la CE en la mayoría de las muestras en ambos ciclos, se alcanzó una clasificación C2 y, al ser de este tipo, Medina *et al.* (2016) establecen que puede usarse para obtener rendimientos agrícolas apropiados siempre y cuando exista un grado moderado de lavado y suficiente drenaje.

Solamente una muestra durante el segundo periodo fue catalogada como C3, la cual es agua altamente salina, por lo que el INIFAP (2009) señala que aun con el drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad y se deben seleccionar únicamente aquellas especies muy tolerantes a sales con una CE de 750 a 2 250  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , como es el caso del cultivo de chile, pues acorde con Ayers y Westcot (1987) puede tolerar hasta 850  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

Con base en lo anterior se puede establecer que el agua del acuífero Calera es apta para la irrigación de este cultivo debido a que, en general, las muestras de ambos ciclos presentaron menos de 750  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; estos resultados coinciden con los reportados para agua subterránea por Ortega *et al.* (2002), Medina *et al.* (2016) y Castellón *et al.* (2015) en los estados de Guanajuato, Jalisco y Tlaxcala, respectivamente, ya que registraron una clasificación C2 para la mayoría de sus muestras.

Al utilizar el agua de riego para la fertirrigación se debe tomar en cuenta la concentración iónica para ajustar el contenido de fertilizante a disolver, ya que al contener una buena proporción de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  puede complementar el requerimiento nutrimental. Por su parte, los blancos presentaron valores de 426 y 466  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , los cuales se encuentran dentro de la escala aceptable para uso y consumo humano de acuerdo con la Secretaría de Salud (1994) en la norma NOM-127-SSA1-1994.

### **Sólidos disueltos totales**

Se encontraron diferencias ( $p < 0.05$ ) de un periodo a otro en las concentraciones de STD, siendo más elevadas durante el segundo ciclo. No obstante, aun con el aumento, la mayoría de las muestras se localizó entre los valores admisibles para actividades agrícolas y consumo humano; sólo la muestra 02 presentó un ligero grado de restricción, pero en general el agua del acuífero Calera respecto al parámetro de STD es aceptable, ya que en conjunto con la CE no presenta un peligro latente de salinidad para el suelo, sin embargo, se debe monitorear su adecuado drenaje.

Sandeep *et al.* (2011), y Oyedotun y Obatoyinbo (2012), en las ciudades de Jhansi, Uttar Pradesh, India, y Akoko de Ondo, Nigeria,

encontraron que el agua subterránea presentó concentraciones de 110 a 280 mg l<sup>-1</sup> en STD para la temporada de estiaje, las cuales no mostraron ningún tipo de restricción para uso agrícola y consumo humano; esto es similar al contexto del acuífero Calera.

El incremento de STD de un periodo a otro en el acuífero se debe a su relación con la conductividad eléctrica, ya que de acuerdo con Silva *et al.* (2006), la CE es directamente proporcional al contenido de sólidos disueltos totales en el agua y éstos se incrementan con la evolución del agua subterránea, o por efecto de la contaminación natural o antrópica; además, Porras, López, Álvarez, Fernández y Gimeno (1985) señalan que la temperatura puede influir en el incremento o decremento de la solubilidad de las sustancias presentes, en específico su conductividad eléctrica. Por lo que se infiere que la dinámica agrícola, podría ser un factor importante que paulatinamente puede contribuir al decrecimiento de la calidad del agua de la región.

## **Salinidad efectiva y potencial**

Respecto a la salinidad efectiva, se identificaron diferencias estadísticas ( $p < 0.05$ ) del primero al segundo ciclo de evaluación; se observa que para 2017, la mayoría de las muestras no se consideró apta para riego agrícola debido a que en este periodo se presentaron mayores

concentraciones de  $\text{Na}^+$  que de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , por lo tanto se puede correr el riesgo de formar sales de  $\text{Na}^+$  por ser de las últimas en precipitar, como lo señala Ortiz (1997).

En contraste, durante el ciclo de 2017, sólo dos muestras presentaron elevados niveles de SE, colocando a la mayoría como aceptables para fines agrícolas, pues aunque en este periodo se detectó que las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  fueron más bajas que las de  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , lograron superar el contenido de  $\text{Na}^+$ , y se puede inferir que se presentó un menor riesgo de formar sales carbonatadas y bicarbonatadas de  $\text{Na}^+$ , ya que de acuerdo con la norma NOM-O21-SEMARNAT-2000 (2000) se califican como altamente dañinas para el cultivo y favorables para los procesos de salinización y defloculación de arcillas en el suelo, pues su punto de saturación es muy elevado.

Silva *et al.* (2006), en la Ciénega de Chapala, registraron valores de SE entre 1 y 15 meq  $\text{l}^{-1}$  para la mayoría de las muestras de agua subterránea, clasificándolas como condicionadas para uso agrícola, al igual que Balmaseda y García (2013) en la cuenca del río Naranjo, Cuba. Por su parte, Castellón *et al.* (2015), en el estado de Tlaxcala, obtuvieron concentraciones de 0.4 a 4.2 meq  $\text{l}^{-1}$ , las cuales pueden usarse para la irrigación de la mayoría de los cultivos, situación similar a la del acuífero Calera.

La salinidad potencial fue diferente ( $p < 0.05$ ) durante su periodo de evaluación, ya que en el primer ciclo se observó que todas las muestras estuvieron dentro de la escala aceptable para uso agrícola a pesar de que el contenido de  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  fue mayor respecto al

de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , por lo que se pudo presentar la posibilidad de formar sales de  $\text{CaSO}_4$  en el suelo, pues Salgado, Palacios, Galvis, Gavi y Mejía (2012), en el acuífero Valle de Guadalupe, observaron que esta situación es más frecuente en suelos de origen calcáreo, como es el caso de la región del acuífero Calera, sobre todo después de haber precipitado  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  del suelo con los  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  provenientes del agua de riego.

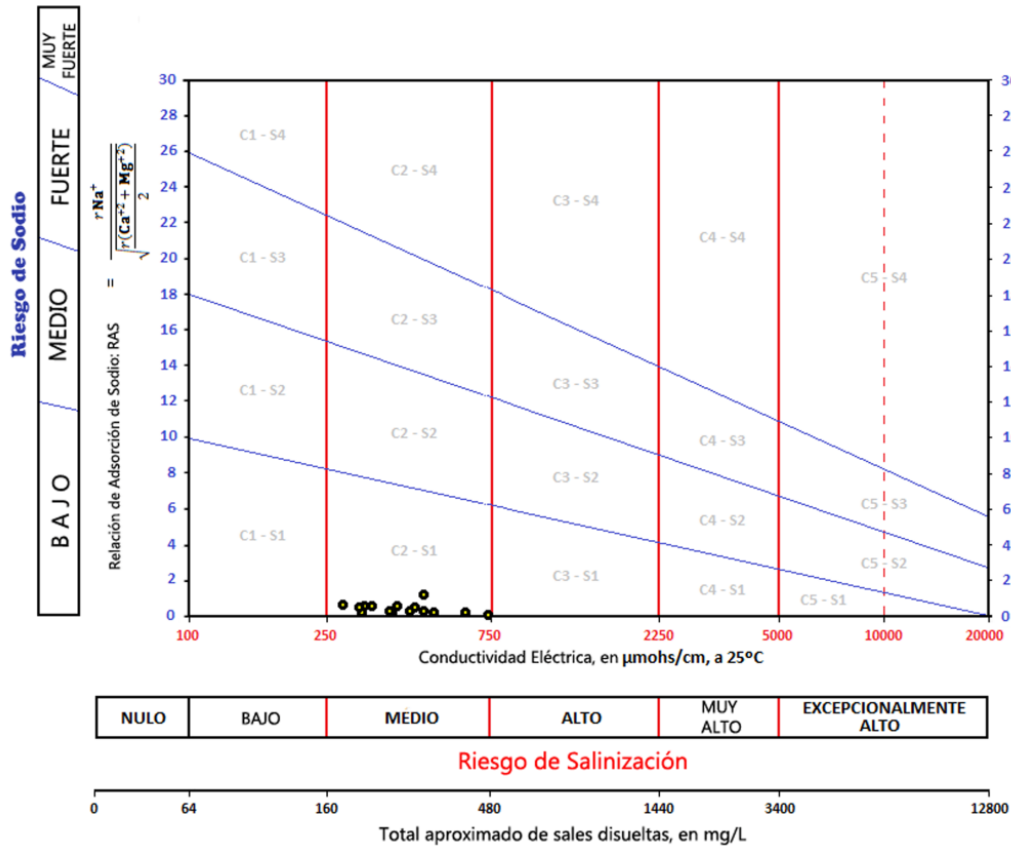
Para el segundo ciclo de evaluación se observó un amplio incremento ( $p > 0.05$ ) en las concentraciones de  $\text{Cl}^-$  respecto al  $\text{SO}_4^{2-}$ , por lo que de acuerdo con Castellón *et al.* (2015) existe la posibilidad de que gradualmente se formen y acumulen sales de  $\text{Cl}^-$  después de precipitarse.

Robles (2002) reporta que en el Distrito de Riego Tehuantepec, Oaxaca, la salinidad potencial del agua se clasificó como aceptable, al reportar valores de 1 a 3 meq  $\text{l}^{-1}$ . El agua del acuífero Calera se encuentra en este intervalo, y también corresponde al periodo de estiaje; no obstante, se debe monitorear frecuentemente el parámetro para evitar posibles daños en el cultivo por la acumulación de sales de  $\text{Cl}^-$ . En general, el criterio de salinidad durante ambos periodos se mostró aceptable para uso agrícola.

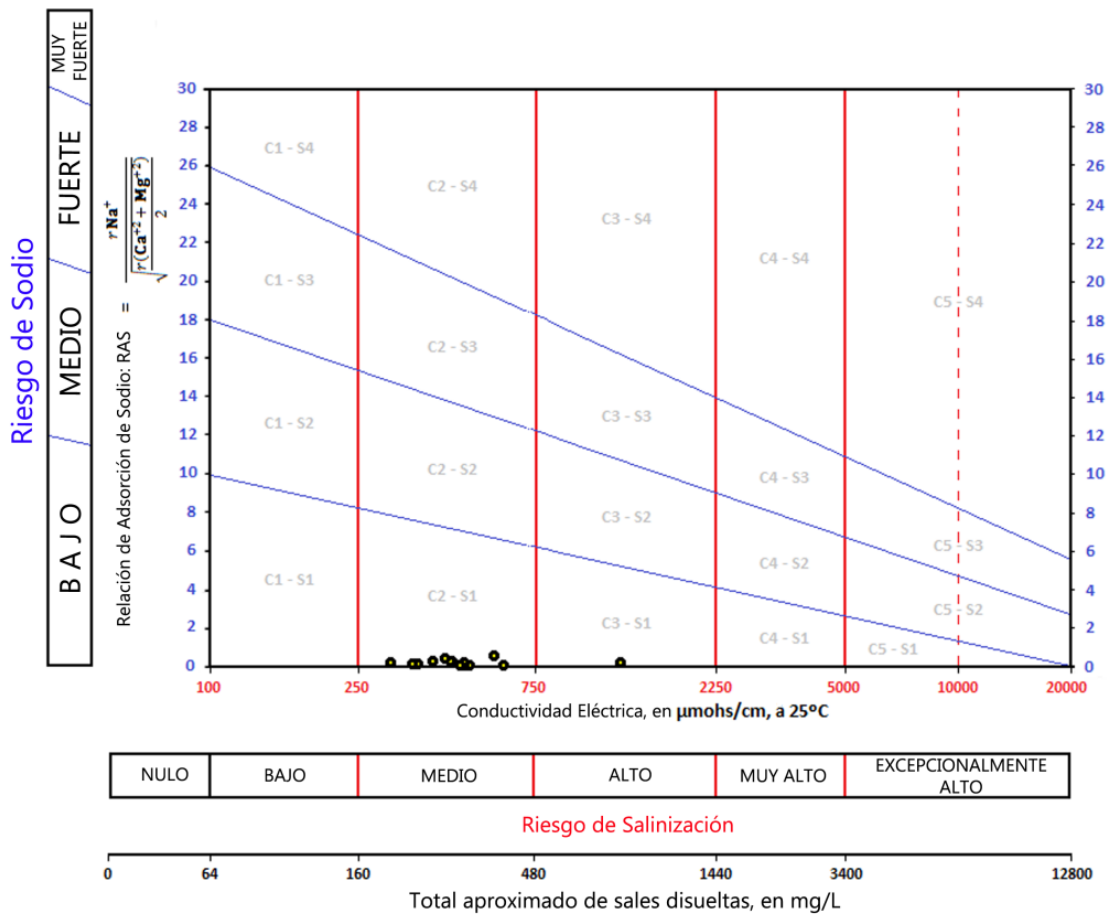
## **Criterio de sodicidad**

## Relación de adsorción de sodio

Durante el primer periodo evaluado, la mayoría de las muestras, en cuanto a las tres variaciones de RAS, mostraron un contenido de sodio mayor en 2016 que en 2017; en conjunto con la CE se clasificaron como C2-S1, agua de salinidad media baja en sodio, con un riesgo moderado de salinización del suelo (Figura 2). Para el segundo ciclo se identificó un incremento en las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , y una disminución en el contenido de  $\text{Na}^+$ ; en consecuencia, se produjo una reducción en la relación de adsorción de sodio, lo que permitió registrar diferencias estadísticas ( $p < 0.05$ ) de un ciclo a otro; a pesar de ello, la clasificación del agua fue C2-S1 (Figura 3).



**Figura 2.** Clasificación del agua del acuífero Calera en cuanto a su CE y RAS en el ciclo 2016.



**Figura 3.** Clasificación del agua del acuífero Calera en cuanto a su CE y RAS en el ciclo 2017.

Silva *et al.* (2013), en una evaluación sobre calidad química del agua subterránea y superficial en la cuenca del río Duero, Michoacán, mostraron resultados similares y mencionan que el agua, al ser de clase C2-S1, puede ser empleada casi en cualquier tipo de suelo sin riesgo elevado de alcanzar grados peligrosos de sodio intercambiable que

afecten sus propiedades, siempre y cuando se realicen lavados frecuentes para evitar posibles problemas de salinización.

Sin embargo, Can *et al.* (2011), en un estudio sobre origen y calidad del agua subterránea en la cuenca Oriental de México, enfatizan que después de haber precipitado los carbonatos, bicarbonatos y sulfatos, el sodio permanece en solución y se va acumulando en las primeras capas del suelo, donde influye sobre la estabilidad de los agregados y la estructura del suelo por ser de las últimas sales en precipitar. Por lo tanto, aunque la RAS fue aceptable para las muestras de agua del acuífero Calera, se debe considerar analizar con frecuencia este parámetro en los suelos de la región para evitar su acumulación y posibles daños a su estructura, tal como lo mencionan Castellanos *et al.* (2002) y Buccaro *et al.* (2006) en sus investigaciones de calidad de agua subterránea para uso agrícola en el estado de Guanajuato, México, y en la Ciudad Mar de Plata, Argentina. Encontraron que las aguas subterráneas están incrementando de manera significativa la concentración de sodio, la RAS y el pH a través del tiempo, así como el daño potencial a la estructura del suelo.

## **Carbonato de sodio residual**

Con respecto al parámetro carbonato de sodio residual (CSR), durante el primer ciclo evaluado se evidenció que el 13 % de las muestras no fue apta para uso agrícola, y el 86 % se clasificó como condicionada, al detectarse elevadas concentraciones de  $\text{HCO}_3^-$  respecto a las de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , situación que acuerdo con Castellanos *et al.* (2002) y Can *et al.* (2014) pudo haber formado sales de carbonato de sodio por su alta solubilidad una vez que precipitaron al suelo calcio y magnesio como bicarbonatos, por lo que se debe tener mayor cuidado al usar esta agua para riego agrícola en el acuífero Calera en temporada de estiaje. Cuellar, Ortega, Ramírez y Sánchez (2015), en una evaluación de la relación de adsorción de sodio de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo, encontraron que el agua de este tipo es altamente dañina para la estructura del suelo y los procesos de infiltración.

Contrario a lo anterior, para el periodo de 2017 se observó que las concentraciones de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  disminuyeron de forma considerable, lo cual evidencia diferencias estadísticas ( $p < 0.05$ ) en los ciclos analizados, y ubica a la mayoría de las muestras como aptas para la irrigación del cultivo de chile; esta situación pudo ser causa de la interacción del acuífero con su recarga antes del ciclo de evaluación.

Estos valores coinciden con los reportados por Can *et al.* (2014) en la Sierra Norte de Puebla, México, pues señalan que las muestras de este tipo son cálcico-magnésicas y magnésico-cálcicas, las cuales ostentan cantidades superiores de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  respecto a los  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$ , y que los valores positivos indican que calcio y magnesio

precipitan al suelo como carbonatos y bicarbonatos, existiendo sólo sales de sodio en solución, a las cuales se debe tomar en cuenta y se requiere un mayor cuidado al hacer uso de éstas para riego, ya que pueden formar  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  de  $\text{Na}^+$ ; estas sales, según Cuellar *et al.* (2015), son altamente dañinas para la estructura del suelo, ya que la infiltración disminuye con las concentraciones sódicas. Por su parte, Nishanthiny, Thushyanthy, Barathithasan y Saravanan (2010) mencionan que la principal fuente de carbonatos es la dilución de rocas carbonatadas y por ello el agua del acuífero Calera puede contener mayores concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , originando valores negativos en el CSR.

El análisis estadístico por componentes principales reveló que 88 % de la calidad de agua del acuífero en el ciclo de 2016 se distribuyó en los tres primeros componentes, los cuales se relacionaron con las variables de los criterios de sodicidad, salinidad y condiciones ambientales (Tabla 3), asimismo, se observó que tan sólo el 52 % de la calidad del agua del acuífero en este periodo dependió de variables que atendieron al criterio de sodicidad; por lo tanto, se identificó una correlación negativa para este periodo, ya que a menor concentración de los parámetros de sodicidad, la calidad del agua se mostró mayormente aceptable para uso agrícola en la región.

Para el ciclo de 2017, el análisis observó que el porcentaje que evaluó la calidad del agua del acuífero Calera se incrementó y de igual forma se mostró fuertemente ligado con los tres primeros componentes, al concentrar el 90 %, de los cuales el componente uno registró una

mayor presencia con el 43 % y se integró por las variables del criterio de salinidad; posteriormente, los parámetros referentes a sodicidad y condiciones ambientales contribuyeron con el 30 y 17 %, respectivamente. Asimismo, dicha situación evidenció de nuevo una correlación negativa, pues en general, para este periodo, al observar menores concentraciones de salinidad, la calidad del agua del acuífero Calera se consideró mayor.

Ambos análisis estadísticos concuerdan con los resultados obtenidos en los periodos evaluados, ya que para el ciclo de 2016 se registraron valores más altos en las concentraciones de los parámetros de sodicidad, y durante el ciclo de 2017 se identificó un incremento en algunos parámetros de salinidad y una reducción en los de sodicidad, como ya se mencionó de acuerdo con Can *et al.* (2014); tal situación pudiera deberse a varios procesos de redistribución de sales ligados a la cantidad de precipitación fluvial, debido principalmente a que durante el segundo periodo se detectó una reducción del 46 % en la cantidad de lluvia.

## **Criterio de toxicidad**

### **Boro**

A través de los dos muestreos se detectó que el contenido de boro en el agua fue muy bajo, pues para ambos periodos el promedio de las concentraciones fue inferior a los  $0.67 \text{ mg l}^{-1}$ , lo que posiciona el agua del acuífero Calera como apta para cultivos semitolerantes a este elemento (Tabla 3), ya que el cultivo de chile, según Ayers y Westcot (1987), es capaz de soportar hasta  $2 \text{ mg l}^{-1}$  de boro provenientes del agua de riego. La información generada en este estudio en cuanto a este parámetro coincide con los valores registrados por Can *et al.* (2011), en la Cuenca Oriental de México; Medina *et al.* (2016), en Tuxcacuesco, Jalisco, y Castellón *et al.* (2015), en el estado de Tlaxcala, México, quienes detectaron, en promedio, concentraciones menores a  $0.45 \text{ mg l}^{-1}$  en el agua subterránea, la cual puede usarse sin restricción alguna.

## Fósforo

Durante el ciclo de 2016 se encontraron altas cantidades de fósforo en el agua de riego del acuífero Calera, que alcanzó una media de  $4 \pm 3 \text{ mg l}^{-1}$  debido a que el 50 % de las muestras presentó concentraciones

por encima de los 2 mg l<sup>-1</sup>, clasificando valores superiores a los normales en aguas para riego. De acuerdo con Tunney, Csathó y Ehlert (2003), estos valores podrían ser consecuencia de la excesiva fertilización fosfatada que se aplica en las parcelas de Chile de la región, la escorrentía superficial, los procesos de lixiviación, la ubicación de las fallas y fracturas geológicas, y el movimiento de las corrientes subterráneas.

Contrario a lo anterior, en 2017, las muestras e incluso los blancos no presentaron altas concentraciones de fósforo; por el contrario, se registró una media de 0.04 ± 0.05 mg l<sup>-1</sup> ubicándose dentro del rango aceptable para uso agrícola; así, se infiere que la calidad del agua del acuífero Calera está fuertemente ligada con sus procesos de recarga, sobre todo los relacionados con la cantidad de lluvia, ya que durante el segundo ciclo, la precipitación que se registró fue menor casi en un 50 % respecto a la del ciclo de 2016, y por lo tanto se evidenciaron diferencias estadísticas ( $p < 0.05$ ).

Los resultados del segundo periodo coinciden con los registrados por Oyedotun y Obatoyinbo (2012) durante su evaluación hidrogeoquímica de la calidad del agua subterránea en el área del gobierno local de Akoko Noroeste del estado de Ondo, Nigeria, ya que mostraron valores por debajo de los 2 mg l<sup>-1</sup>, los cuales no representan un grado de restricción para la irrigación de cualquier cultivo; de igual manera, este parámetro, durante el análisis estadístico por componentes principales, no presentó una amplia incidencia en la calidad del agua del acuífero en ambos ciclos. Hasta el momento no se

han identificado estudios donde se reporten cantidades superiores a los 2 mg l<sup>-1</sup> de P en aguas subterráneas.

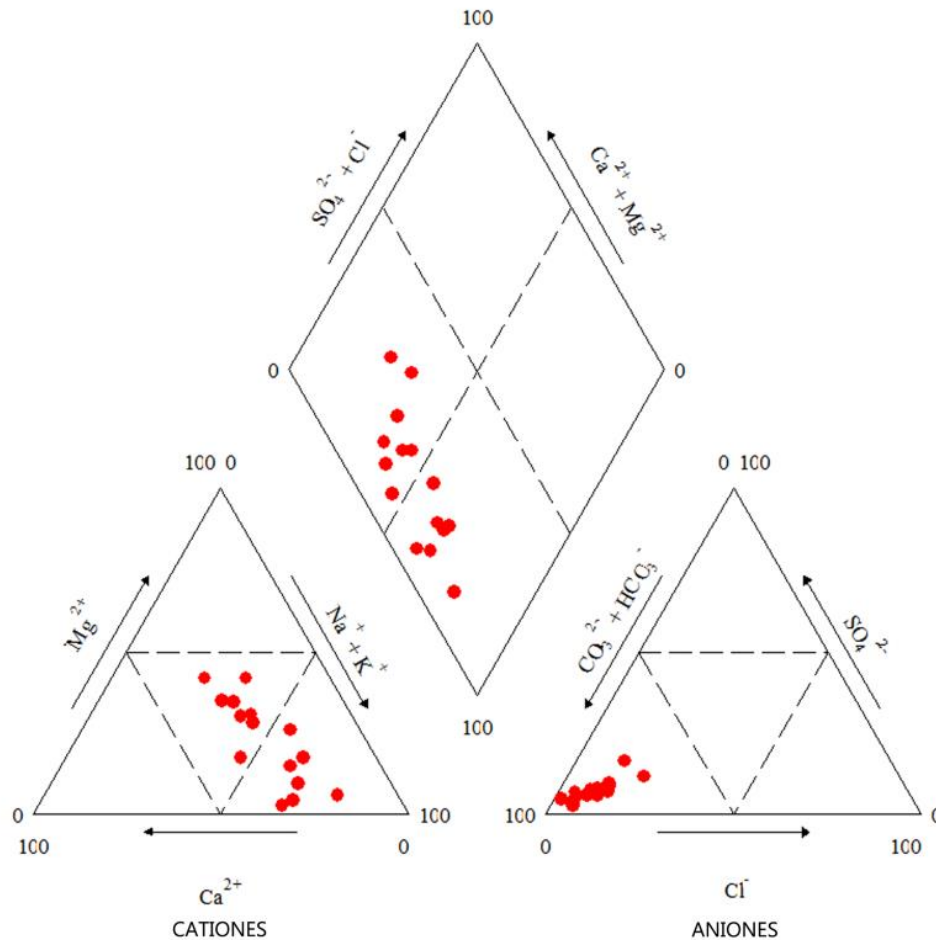
## Nitrato

Las concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el agua del acuífero fueron muy bajas, se observó una media de 2 ±1 mg l<sup>-1</sup>, con un valor máximo de 4 mg l<sup>-1</sup> y un mínimo de 0.5 mg l<sup>-1</sup> por lo que el agua en cuanto a este parámetro no representa un riesgo para la salud humana con base en los lineamientos de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1985), Wakida y Lerner (2005), y la norma NOM-127-SSA1-1994, debido a que las muestras no superaron el límite de 45 mg l<sup>-1</sup>, apto para uso agrícola; además, se pudo observar que las cantidades aplicadas por parte de los productores del acuífero Calera en cuanto a fertilización nitrogenada se mostraron por debajo de lo que recomienda INIFAP (2006), y al no presentar un excedente de este macroelemento hasta el momento no han impactado la calidad del agua del acuífero Calera por efecto de lixiviación y percolación del agua, tal como lo encontrado por Saleem, Hussain y Mahmood (2016) en la región de Noida en la India. Además, las cantidades de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> encontradas en el acuífero Calera están por debajo de las que han identificado Sarabia, Cisneros, Aceves, Duran y Castro (2011), y Peña *et al.* (2012), ambos trabajos realizados en el

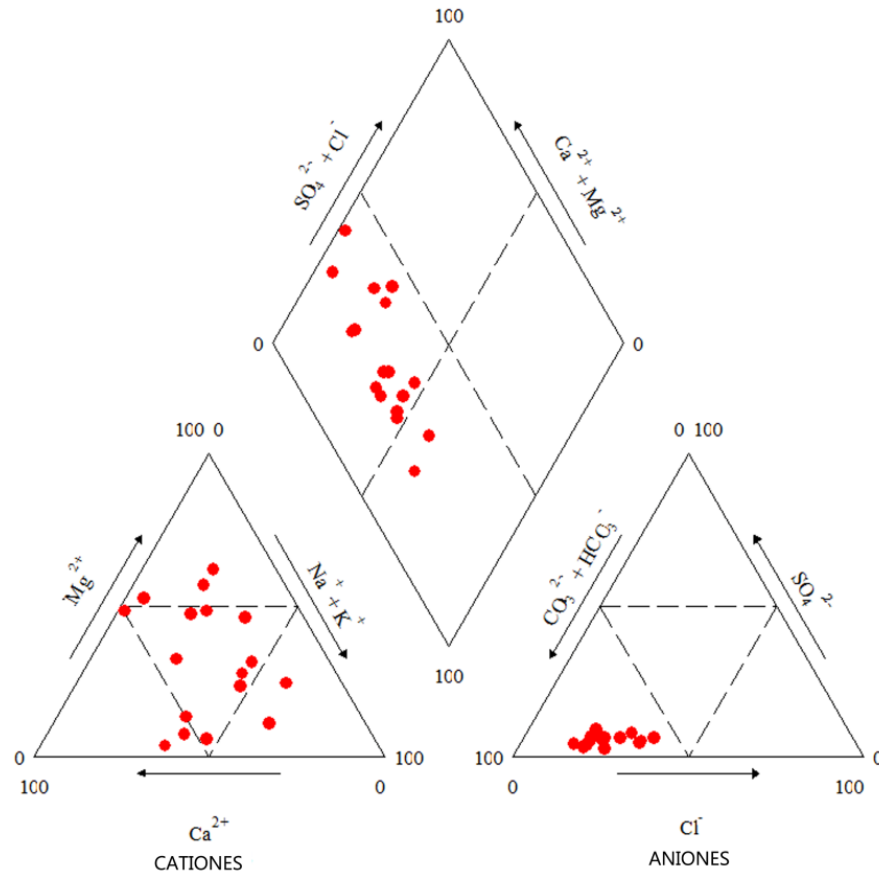
acuífero del valle de San Luis Potosí; y Pérez y Pacheco (2004) en el estado de Yucatán, pues mostraron concentraciones promedio de 5.0, 6.2 y 21.3 mg l<sup>-1</sup>, respectivamente, todas aptas para fines agrícolas.

## **Clasificación hidrogeoquímica**

Durante el muestreo de 2016 se registraron dos familias de agua debido a que el 53 % de las muestras correspondió a aguas del tipo no dominantes bicarbonatadas y el 47 % restante se consideró como sódico bicarbonatadas, tal como se muestra en la Figura 4. Cabe señalar que para el segundo periodo de evaluación, en la Figura 5 se pueden observar cuatro familias en las que predominaron las aguas de índole no dominantes bicarbonatadas con el 47 %, seguido de las de carácter cálcico bicarbonatadas con un 24 %, y las de origen magnésico bicarbonatada y sódico bicarbonatada con el 17 y 12 %, respectivamente.



**Figura 4.** Clasificación hidrogeoquímica del agua del acuífero Calera en el ciclo de 2016.



**Figura 5.** Clasificación hidrogeoquímica del agua del acuífero Calera en el ciclo de 2017.

Contreras, Vargas y Badilla (2012), en un estudio sobre las propiedades hidrogeoquímicas e isotópicas del agua subterránea en la parte media de la cuenca del río Tulián, en Honduras, observaron que, en general, en su mayoría las aguas de tipo bicarbonatada tienen un corto tiempo de permanencia en el terreno en las zonas de recarga; por su parte, Padilla y García (2012), y Morán, Ramos, López, Carranco y

Santacruz (2013), en estudios sobre hidrogeoquímica en las cuencas del río Quiscab, Guatemala, y Huasteca Potosina, México, encontraron que este tipo de agua se caracteriza por la interacción con rocas calcáreas sedimentarias.

Ambos contextos son similares a los del acuífero Calera, al presentar una geología de origen calcáreo; el carácter bicarbonatado de su agua podría deberse a su interacción con este tipo de rocas; a su apresurada infiltración por la acción de las fallas y fracturas geológicas de la región, y a una rápida fluidez en el movimiento de las corrientes subterráneas, pues el promedio de desplazamiento del agua para la región es de  $64 \text{ cm día}^{-1}$ .

Posteriormente, Morán *et al.* (2013) registraron que las aguas de tipo magnésico bicarbonatadas obedecen a la incorporación de sustancias a través del material geológico con el cual están en contacto, además tienen un mayor tiempo de recorrido en el acuífero que las cálcico bicarbonatadas; por último, de acuerdo con Padilla y García (2012), según la secuencia de Chebotarev, el agua catiónicamente evoluciona desde el tipo cálcico, pasando al magnésico, para finalizar en sódico: aguas consideradas como típicas de ambientes geológicos volcánicos.

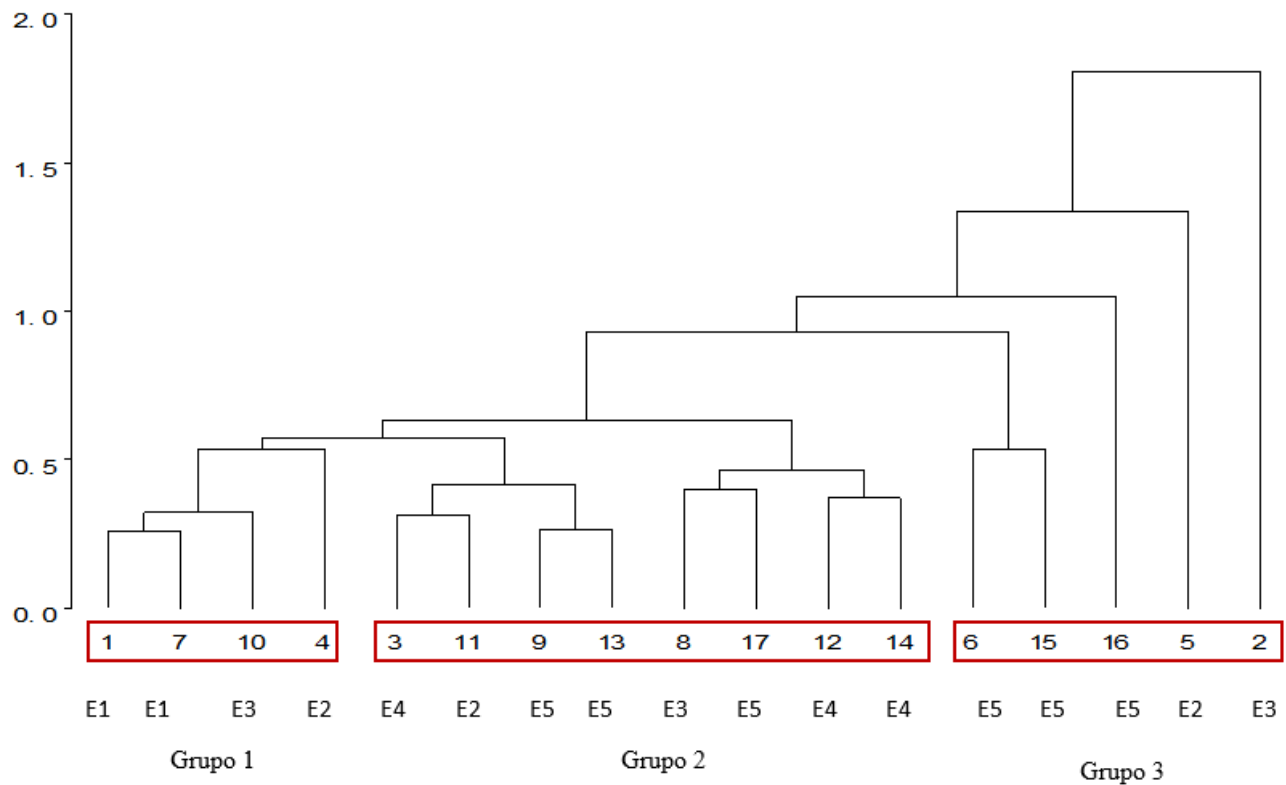
Acorde con lo establecido por Contreras *et al.* (2012), y Padilla y García (2012), el incremento de familias de agua de un periodo a otro en el acuífero Calera puede ser consecuencia de la interacción del agua con la composición de la matriz geológica con la cual está en contacto durante su recorrido por el medio y por las reacciones que se llevan a

cabo a medida que un agua evoluciona, pues durante el primer ciclo se registró una precipitación de 753 mm, superando ampliamente a la media de esta zona, la cual asciende sólo a 450 mm; de igual forma, para el segundo periodo evaluado, la precipitación se observó ligeramente por debajo de la media, al concentrar 405 mm, por lo que se infiere que las aguas interactuaron con los materiales calcáreos del área, diluyendo el calcio; de acuerdo con Can *et al.* (2014), esta situación fue la que pudo originar el carácter de las aguas cálcicas bicarbonatadas.

Por su parte, las aguas bicarbonatadas sódicas se encuentran asociadas con la presencia de minerales de arcilla que afectan principalmente los cationes  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^+$ , y  $\text{Mg}^{2+}$ . Contreras *et al.* (2012) exponen que el terreno cede iones de  $\text{Na}^+$  y toma del agua cationes de  $\text{Ca}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ; como resultado, el agua se ablanda y tiende a convertirse en sódica. Por lo tanto, a lo largo del flujo del acuífero Calera se está dando un intercambio catiónico que podría ser el responsable de que las aguas muestreadas en algunos puntos sean del tipo bicarbonatada sódica, considerada como la que ha tenido un mayor periodo de permanencia en el acuífero. No obstante, se debe poner mayor atención al hacer uso de ésta, ya que muestra altas concentraciones de  $\text{Na}^+$  que podrían precipitar en el suelo, originando su defloculación.

En cuanto al análisis Clúster, se obtuvieron tres grupos, los cuales no están correlacionados por su profundidad, más bien tal clasificación se originó por las concentraciones obtenidas en cada parámetro y por la región donde se ubican los diferentes pozos evaluados; así, durante el

periodo de 2016 se identificó que el grupo uno correspondió a las concentraciones más elevadas de SE, SP y CSR y las más bajas en cuanto a CE y STD; de manera posterior, en los otros grupos no se observó alguna otra tendencia en la distribución de las concentraciones para cada uno de sus parámetros (Figura 6).



**Figura 6.** Agrupación de los pozos del acuífero Calera de acuerdo con los parámetros evaluados, ciclos 2016-2017. Nota: cada pozo evaluado pertenece a un estrato que se especifica debajo del número de pozo.

Respecto al periodo de 2017, se encontró que en el grupo uno se posicionaron las concentraciones más bajas para CE, SE, SP, RAS y CSR; en el grupo dos se ubicaron medianas concentraciones, y en el grupo tres se evidenció la presencia de las concentraciones más elevadas en los mismos parámetros (Tabla 4).

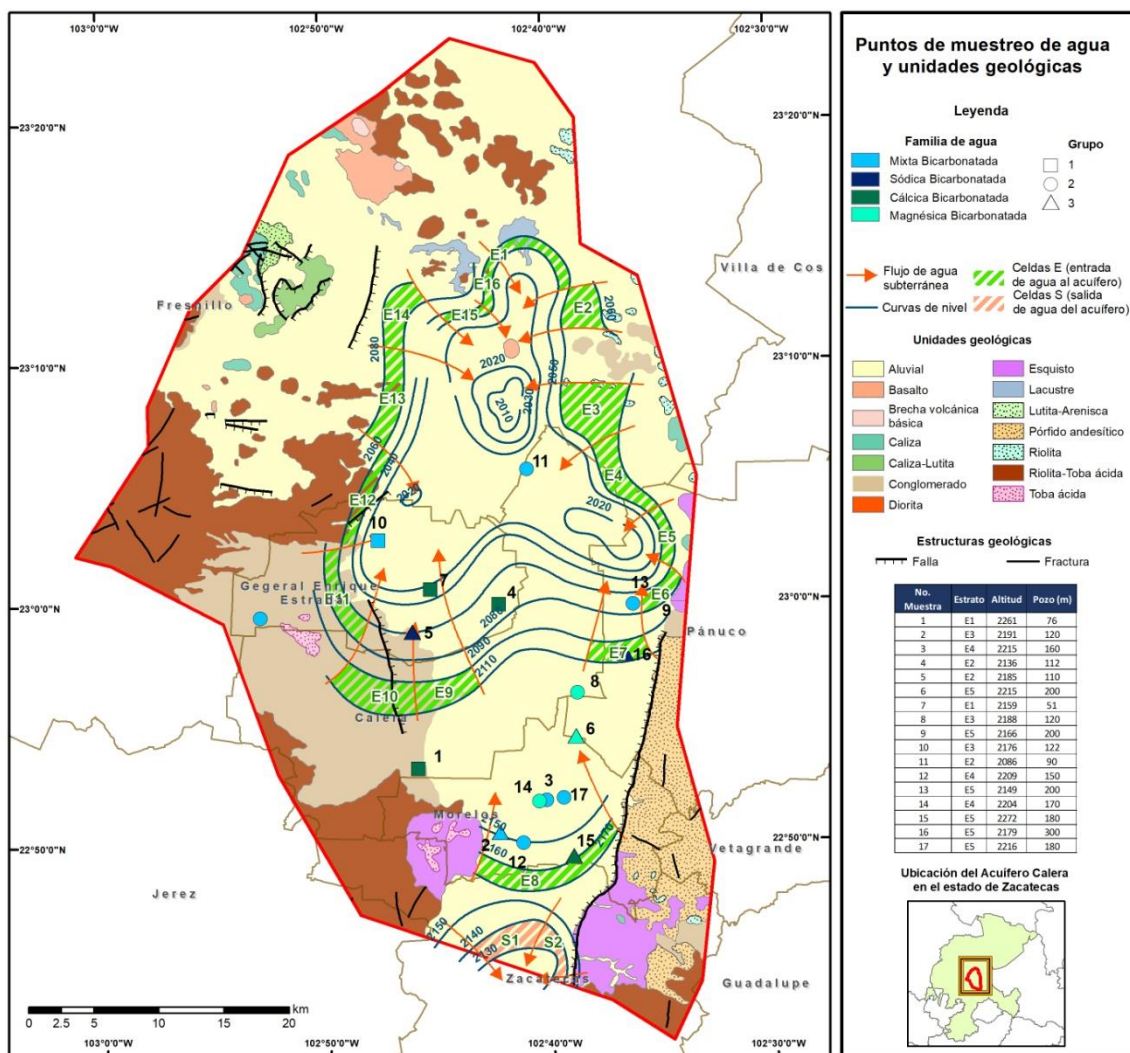
**Tabla 4.** Clasificación de CE, SE, SP, RAS y CSR de acuerdo con el grupo de pozos que se identificó durante el análisis estadístico clúster.

Clúster	CE	SE	SP	RAS	CSR
Grupo 1	343 ± 26b	1.2 ± 0.02b	0.8 ± 0.2b	1.0 ± 0.1a	0.9 ± 0.1a
Grupo 2	453 ± 33ab	1.8 ± 0.5b	1.2 ± 0.3ab	1.1 ± 0.7a	0.01 ± 0.6a
Grupo 3	706 ± 316a	4.1 ± 2.1a	2.0 ± 0.9a	1.7 ± 1.5a	-1.2 ± 3.3a

Las medias con distinta literal por columna son diferentes estadísticamente ( $p < 0.05$ ).

En su totalidad, los pozos que integraron el grupo uno en el ciclo 2017 se ubican al este del acuífero Calera; la mayoría del grupo dos se localiza al oeste, y la mayor proporción del grupo tres se encuentra en la porción sur del acuífero. Cabe resaltar que los pozos que forman los tres grupos son los mismos para ambos ciclos de evaluación, los cuales registraron la mayor calidad de agua del acuífero durante el segundo periodo; el segundo grupo obtuvo una calidad aceptable, y el tercero condicionada, donde la mayoría los pozos se localiza en la región con mayor altitud (Figura 7). No obstante, todos los parámetros de los tres

grupos se mostraron adecuados para riego agrícola; algunos pueden ser usados bajo ciertas restricciones o situaciones, pero sin impedimento alguno para que la producción de chile se vea afectada.



**Figura 7.** Agrupación de los pozos de acuerdo con los valores obtenidos en los parámetros evaluados y su ubicación en la región, ciclo 2017.

Asimismo, el análisis estadístico por estratos durante los ciclos de evaluación mostró que la profundidad de cada pozo no se encuentra relacionada con la calidad del agua del acuífero Calera, ya que en los parámetros de los estratos más someros no existen diferencias estadísticas a los más profundos ( $p > 0.05$ ), sin embargo, el pH,  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  son diferentes de un ciclo a otro en todos los estratos ( $p < 0.05$ ). Por lo tanto, la profundidad de cada pozo no incide sobre la calidad de su agua, ésta depende de la región en donde se ubique cada pozo y su interacción con los elementos del material geológico (Tabla 5).

**Tabla 5.** Análisis por estratos en la concentración iónica, conductividad eléctrica (CE) y pH del agua del acuífero Calera, Zacatecas. Ciclos de producción 2016-2017.

	2016					2017					
	E1	E2	E3	E4	E5	E1	E2	E3	E4	E5	EEM
<b>pH</b>	8.1a	8.09a	8.21a	8.24a	8.24a	7.54b	7.46b	7.56b	7.58b	7.80b	0.07
<b>CE <math>\mu\text{Scm}^{-1}</math></b>	312.5a	377.7a	492.7a	399.7a	494.5a	354a	444.3a	682.7a	449.3a	550a	68.3
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	1.67a	1.76a	2.44a	1.95a	1.99a	1.97a	1.68a	2.76a	1.60a	1.66a	0.38
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	0.915a	0.46a	2.25a	2.20a	2.59a	0.30a	0.72a	2.72a	2.06a	2.65a	0.46
<b>Na<sup>+</sup></b>	2.5a	4.75a	2.67a	2.56a	3.54a	1.00b	2.33a	1.67a	1.00b	1.25b	0.61
<b>K<sup>+</sup></b>	0.67a	0.63a	0.56a	0.39ab	0.37ab	0.30a	0.30a	0.30a	0.21b	0.19b	0.06
<b>Cationes</b>	5.75ab	7.59ab	7.79a	7.10a	8.50a	3.57b	5.03a	7.44b	4.86b	5.75ab	0.92
<b>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	1.0a	1.0a	1.0a	1.0a	1.0a	0.12b	0.13b	0.31b	0.01b	0.28b	0.05

<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	5.17a	5.28a	4.44a	4.67a	4.46a	3.04b	3.62b	3.55b	3.41b	3.24b	0.53
<b>Cl<sup>-</sup></b>	0.29a	0.48a	0.66a	0.71a	0.98a	0.90a	0.82a	1.63b	0.97a	1.54b	0.21
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	0.22a	0.37ab	0.73b	0.47ab	0.66b	0.13a	0.19a	0.33ab	0.33ab	0.35ab	0.08
<b>Aniones</b>	6.68a	7.12a	6.83a	6.84a	7.10a	4.17b	4.76b	5.82ab	4.71b	5.41ab	0.68

EEM = error estándar de la media. Los parámetros con diferente literal por fila son estadísticamente diferentes ( $p < 0.05$ ).

## Conclusión

La excesiva cantidad de nutrientes que se aplican para la producción de chile no ha impactado la calidad del agua en la región mediante su infiltración por los movimientos de lixiviación y percolación, ya que los criterios de salinidad, sodicidad y toxicidad evaluados revelaron que la mayoría de sus parámetros se clasificaron como aceptables para uso agrícola, sólo durante el ciclo de 2016 se observaron elevadas concentraciones de fósforo en el 50 % de las muestras; no obstante, en el periodo de 2017, estas cantidades se redujeron de forma considerable y pueden usarse sin algún grado de restricción. Por lo tanto, la calidad del agua del acuífero Calera presenta una fuerte interacción con sus procesos de recarga, sobre todo por la cantidad de precipitación fluvial en cada periodo, la geología de la región, la velocidad de las corrientes

subterráneas, y la infiltración por la acción de fallas y fracturas geológicas. Así, el sistema de producción de chile en la región puede considerarse como un cultivo sostenible, pues hasta el momento sus procesos no han incidido considerablemente sobre uno de los recursos de los que más depende; sin embargo, se recomienda hacer un nuevo análisis en temporada de lluvias para contrastar los resultados generados en este análisis y poder diferenciar la cantidad de elementos presentes en el agua de riego para ambas temporadas.

## Referencias

- Ávila, J. R., Mojarro, F., Moriasi, D. N., Gowda, P. H., Bautista, C., Echavarría, F. G., Garbrecht, J. D., Steiner, J. L., Howell, T. A., Kanemasu, E. T., Verser, A. J., Wagner, K., & Hernandez, J. (2012). Calibration of SWAT2009 using crop biomass, evapotranspiration, and deep recharge: Calera Watershed in Zacatecas, Mexico Case Study. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 439-450. DOI: 10.4236/jwarp.2012.47051
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1987). *La calidad del agua y su uso en la agricultura* (vol. 29, 81 p.). Roma, Italia: Estudio FAO Riego y Drenaje.
- Balmaseda, C., & García, Y. (2013). Calidad de las aguas de la cuenca del río Naranjo, municipio Majibacoa, provincia Las Tunas, Cuba, para el riego. *Cultivos Tropicales*, 34(4), 68-73. Recuperado de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0258-59362013000400011](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362013000400011)

Bedmar, F., Gianelli, V., Angelini, H., & Vigilianchino, L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 41(1), 70-82. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5052348>

Bermejillo, A., Martí, L., Cónsoli, D., Salcedo, C., Llera, J., Valdés, A., Venier, M., & Troilos, S. (2012). Aptitud para riego del agua subterránea basada en la salinidad y sodicidad en las perforaciones realizadas entre 2004 y 2010 en los Oasis Norte y Centro de Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 44(2), 221-240. Recuperado de [http://bdigital.uncu.edu.ar/objetos\\_digitales/4759/t44-2-16-bermejillo.pdf](http://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/4759/t44-2-16-bermejillo.pdf)

Buccaro, K., Degorgue, M., Lucca, M., Picone, L., Zamuner, E., & Andreoli, Y. (2006). Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 35(3), 95-110. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/864/86435307.pdf>

Can, A., Ortega, H. M., García, N. E., Reyes, A. L., González, V. A., & Flores, D. (2011). Origen y calidad del agua subterránea en la cuenca oriental de México. *Terra Latinoamericana*, 29(2), 189-200. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v29n2/2395-8030-tl-29-02-00189.pdf>

Can, A., Ortega, H. M., Sánchez, E. I., & Cruz, E. (2014). Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnología y*

- Ciencias del Agua*, 5(5), 77-96. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v5n5/v5n5a5.pdf>
- Castellanos, J. Z., Ortega, A., Grajeda, O. A., Vázquez, A., Villalobos, S., Muñoz, J. J., Zamudio, B., Martínez, J. G., Hurtado, B., Vargas, P., & Enríquez, S. A. (2002). Changes in the quality of groundwater for agricultural use in Guanajuato. *Terra Latinoamericana*, 20(2), 161-170. Recuperado de <https://www.chapingo.mx/terra/contenido/20/2/art161-170.pdf>
- Castellón, J. J., Bernal, R., & Hernández, M. L. (2015). Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Ingeniería*, 19(1), 39-50. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/467/46750924004.pdf>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014) *Registro Público de Derechos de Agua (REPGA). Títulos y Permisos de Extracción de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/Repda.aspx?n1=5&n2=37&n3=115>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Determinación de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero (3225) Calera, Estado de Zacatecas*. Reporte interno. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Contreras, T. C., Vargas, I., & Badilla, E. (2012). Propiedades hidrogeoquímicas e isotópicas del agua subterránea en la parte media de la cuenca del río Tulián, Puerto Cortés, Honduras. *Revista Geológica de América Central*, 46, 179-188. Recuperado

de

<https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/geologica/article/view/1839/1807>

Criswell, J. (1998). *Pesticides and Water, E-951, Water Quality Handbook for Nurseries*. Oklahoma, USA: Division of Agricultural Sciences and Nature Resources, Oklahoma State University.

Cuellar, E., Ortega, M., Ramírez, C., & Sánchez, E. I. (2015). Evaluación de la relación de adsorción de sodio de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 6(5), 977-989. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v6n5/v6n5a6.pdf>

Díaz, R. E., Bravo, L. C., Alatorre, L. C., & Sánchez, E. (2013). Presión antropogénica sobre el agua subterránea en México: una aproximación geográfica. *Investigaciones Geográficas*, 82, 93-103. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n82/n82a7.pdf>

Hernández, J., Gowda, P., Howell, T., Steiner, J., Mojarro, F., Núñez, E., & Avila, J. (2012). Modeling Groundwater levels on the Calera aquifer region in central Mexico using ModFlow. *Journal of Agricultural Science and Technology B*, 2(1), 52-61. Recuperado de [https://scholarworks.boisestate.edu/civileng\\_facpubs/36/](https://scholarworks.boisestate.edu/civileng_facpubs/36/)

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Carta de edafología, escala 1:250,000, serie V*, en formato SHP. México, DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía..  
Recuperado de

<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclat/edafologia/default.aspx>

INIFAP, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (2006). *Tecnología de producción de chile seco* (libro técnico No. 05). Zacatecas, México: Centro de Investigación Regional Norte Centro, Campo Experimental Zacatecas, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

INIFAP, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (2009). *Correlación entre indicadores de la calidad del agua para uso agrícola* (folleto técnico No. 66). Sonora, México: Centro de Investigación Regional del Noroeste, Campo Experimental Valle del Yaqui, Ciudad Obregón, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias.

INIFAP, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (2010). *Estadísticas climatológicas básicas del estado de Zacatecas. Periodo 1961-2003* (libro técnico No. 03). Zacatecas, México: Centro de Investigación Regional Norte Centro, Campo Experimental Zacatecas, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

Medina, E. K., Mancilla, O. R., Larios, M. M., Guevara, R. D., Olguín J. L. & Barreto, O. A. (2016). Calidad del agua para riego y suelos agrícolas en Tuxcacuesco, Jalisco. *IDESIA (Chile)*, 34(6), 51-59. Recuperado de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/idesia/v34n6/aop3516.pdf>

Morán, J., Ramos, J. A., López, B., Carranco, S., Santacruz, G. (2013). Comportamiento hidrogeoquímico de flujos subterráneos en acuíferos cársticos fracturados, aplicando modelación inversa: caso Huasteca Potosina. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 65(1), 71-82. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/bsgm/v65n1/v65n1a7.pdf>

Navarro, L. E., Núñez, A., Cardona, J., Castro, E., Villalpando, E. S., & Bueno, A. (septiembre, 2005). Análisis y distribución de elementos mayores en el agua subterránea del acuífero de Calera, Zacatecas. Instituto Nacional de Geoquímica. *XV Congreso Nacional de Geoquímica INAGEQ*, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

Nishanthiny, S. C., Thushyanthy, M., Barathithasan, T., & Saravanan, S. (2010). Irrigation water quality based on hydro chemical analysis, Jaffna, Sri Lanka. *American-Eurasian Journal of Agriculture & Environmental Science*, 7(1), 100-102. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/263118906\\_Irrigation\\_Water\\_Quality\\_Based\\_on\\_Hydro\\_Chemical\\_Analysis\\_Jaffna\\_Sri\\_Lanka](https://www.researchgate.net/publication/263118906_Irrigation_Water_Quality_Based_on_Hydro_Chemical_Analysis_Jaffna_Sri_Lanka)

NMX-AA-008-SCFI-2011. (2011). *Análisis de agua -determinación del pH-* (36 pp.). México, DF, México: Secretaría de economía. Recovered from <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2010/nmx-aa-008-scfi11.pdf>

NMX-AA-093-SCFI-2000. (2000). *Análisis de agua - determinación de la conductividad electrolítica - Método de prueba* (27 pp.). México,

DF, México: Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.  
Recuperado de  
<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166800/NMX-AA-093-SCFI-2000.pdf>

NOM-014-SSA1-1993. (1993). *Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados* (6 pp.). México, D.F.: Secretaria de Salud. Recuperado de  
<http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/014ssa13.html>

NOM-021-SEMARNAT-2000. (2000). *Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis* (85 pp.). México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de  
<http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>

NOM-127-SSA1-1994. (1994). *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización* (8 pp.). México DF, México: Secretaría de Salud. Recuperado de  
<http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html>

Núñez, E., Oesterreich, D. M., Castro, C., & Escalona, F. (octubre, 2004). Interpretación hidrodinámica del acuífero de Calera, Zacatecas, México, utilizando un Sistema de Información Geográfica. *Congreso XXXIII de la Asociación Internacional de*

- Hidrogeólogos*, Universidad Autónoma de Zacatecas, Zacatecas, México.
- Ortega, A., Castellanos, J., Aguilar, R., Vázquez, A., Alanis, E., Vargas, C., & Urrutia, F. (2002). A conceptual model for increases of sodium, sar, alkalinity and pH at the independence aquifer in Guanajuato. *Terra*, 20, 199-207. Recuperado de <https://chapingo.mx/terra/contenido/20/2/art199-207.pdf>
- Ortiz, O. M. (1997). *La calidad de las aguas de riego*. Texcoco, México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Oyedotun, D. T., & Obatoyinbo, O. (2012). Hydro-geochemical evaluation of groundwater quality in Akoko North West local government area of Ondo State, Nigeria. *Ambiente & Agua*, 7(1), 67-80. DOI: 10.4136/1980-993X
- Padilla, T. A., & García, N. (2012). Hidroquímica del agua superficial de la subcuenca del río Quiscab, Guatemala. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 21, 17-20. Recuperado de <http://scielo.sld.cu/pdf/rcta/v21s1/rcta04esp12.pdf>
- Peña, Y., Santacruz, J., & Charcas, H. (2012). Calidad de agua en pozos de la red de monitoreo del acuífero del valle de San Luis Potosí, México. *Aqua-LAC*, 4(1), 49-59. Recuperado de <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Montevideo/pdf/Art6-Pena-49-59.pdf>
- Pérez, R., & Pacheco, J. (2004). Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán. *Ingeniería*,

8(1), 33-42. Recuperado de  
[http://www.revista.ingenieria.uady.mx/volumen8/vulnerabilidad.p  
df](http://www.revista.ingenieria.uady.mx/volumen8/vulnerabilidad.pdf)

Pérez, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 29(3), 3-14. DOI: 10.18845/tm.v29i3.2884

Porras, J., López, P. N., Álvarez, C., Fernández, A., & Gimeno, M. V. (1985). *La composición química de las aguas subterráneas naturales*. Instituto Geológico y Minero de España. Recuperado de <http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/lib43.htm>

Richards, L. A. (1990). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. (Hand book No. 60.). Washington DC, USA: United States Department of Agriculture. Salinity Laboratory. Recuperado de [https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/20360500/hb60\\_pdf/hb60complete.pdf](https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/20360500/hb60_pdf/hb60complete.pdf)

Robarge, W., Edwards, A., & Johnson, B. (1983). Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 14(12), 1207-1215. DOI: 10.1080/00103628309367444

Robles, C. (2002). Calidad del agua de riego, Distrito de Riego No. 19 de Tehuantepec, Oaxaca. *TEMAS*, 39-45. Recuperado de [http://www.utm.mx/edi\\_anteriores/pdf/nfnotas318.pdf](http://www.utm.mx/edi_anteriores/pdf/nfnotas318.pdf)

Rodier, J. (1990). *Análisis de las aguas*. Barcelona, España: Omega.

Sagarpa, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2016). *Anuario Estadístico de la Producción Agrícola*. Ciudad de México, México: Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Recuperado de [http://nube.siap.gob.mx/cierre\\_agricola/](http://nube.siap.gob.mx/cierre_agricola/)

Saleem, M., Hussain, A., & Mahmood, G. (2016). Analysis of groundwater quality using water quality index: A case study of greater Noida (Region), Uttar Pradesh (U.P), India. *Cogent Engineering*, 3, 1-11. DOI: 10.1080/23311916.2016.1237927

Salgado, J., Palacios, O., Galvis, A., Gavi, F., & Mejía, E. (2012). Efecto de la calidad de agua del acuífero Valle de Guadalupe en la salinidad de suelos agrícolas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(1), 79-95. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v3n1/v3n1a6.pdf>

Sánchez, J. A., Álvarez, T., Pacheco, J. G., Carrillo, L., & Amílcar, R. (2016). Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 75-95. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n4/2007-2422-tca-7-04-00075.pdf>

Sandeep, A., Vinit, K., Minakshi, P., & Anshu, D. (2011). Assessment of underground water quality: A case study of Jhansi city, Uttar Pradesh, India. *International Multidisciplinary Research Journal*, 1(7), 11-14. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/270448312\\_Assessmen](https://www.researchgate.net/publication/270448312_Assessmen)

t\_of\_underground\_water\_quality\_A\_case\_study\_of\_Jhansi\_city\_Ut  
tar\_Pardesh\_India

- Sarabia, I. F., Cisneros, R., Aceves, J., Duran, H. M., & Castro, J. (2011). Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de San Luis Potosí, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(2), 103-113. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-49992011000200002](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992011000200002)
- Silva, J. T., Moncayo, R., Ochoa, S., Estrada, F., Cruz G., Escalera, C. Villalpando, F., & Nava, J. (2013). Calidad química del agua subterránea y superficial en la cuenca del río Duero, Michoacán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(5), 127-146. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v4n5/v4n5a9.pdf>
- Silva, J. T., Ochoa, S., Cristóbal, D., & Estrada, F. (2006). Calidad química del agua subterránea de la Ciénega de Chapala como factor de degradación del suelo. *Terra Latinoamericana*, 24, 503-513. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57324408>
- Suárez, D. L. (1981). Relation between pH and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Science Society America Journal*, 45, 464-475. Recuperado de [https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/20360500/pdf\\_pubs/P0693.pdf](https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/20360500/pdf_pubs/P0693.pdf)

- Sukhatme, P., & Sukhatme, B. (1970). *Sampling theory of surveys with application*. Iowa, USA: ISU Press, Ames. Recuperado de <http://krishikosh.egranth.ac.in/bitstream/1/20300/1/5632.pdf>
- Tartabull, T., & Betancourt, C. (2016). La calidad del agua para el riego. Principales indicadores de medida y procesos que la impactan. *Revista Científica Agroecosistemas*, 4(1), 47-61. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/321951119\\_La\\_calidad\\_del\\_agua\\_para\\_el\\_riego\\_Principales\\_indicadores\\_de\\_medida\\_y\\_p\\_rocesos\\_que\\_la\\_impactan\\_Water\\_quality\\_for\\_irrigation\\_water\\_mai\\_n\\_measurement\\_indictors\\_and\\_processes\\_that\\_affect\\_them](https://www.researchgate.net/publication/321951119_La_calidad_del_agua_para_el_riego_Principales_indicadores_de_medida_y_p_rocesos_que_la_impactan_Water_quality_for_irrigation_water_mai_n_measurement_indictors_and_processes_that_affect_them)
- Torres, M. C., Basulto, Y. Y., Cortés, J., García, K., Koh, A., Puerto F., & Pacheco, J. G. (2014). Evaluación de la vulnerabilidad y el riesgo de contaminación del agua subterránea en Yucatán. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 1(3), 189-203. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/era/v1n3/v1n3a1.pdf>
- Tunney, H., Csathó, P., & Ehlert, P. (2003). Approaches to calculating P balance at the field-scale in Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 438-446. DOI: 10.1002/jpln.200321153
- Villafañe, R. (2011). Sosalriego: un procedimiento para diagnosticar los riesgos de sodificación y salinización del suelo con el agua de riego. *Bioagro*, 23(1), 57-64. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/237041473\\_Sosalriego\\_un\\_procedimiento\\_para\\_diagnosticar\\_los\\_riesgos\\_de\\_sodificacion\\_y\\_salinizacion\\_del\\_suelo\\_con\\_el\\_agua\\_de\\_riego](https://www.researchgate.net/publication/237041473_Sosalriego_un_procedimiento_para_diagnosticar_los_riesgos_de_sodificacion_y_salinizacion_del_suelo_con_el_agua_de_riego)

- Vivot, E., Rugnaa, C. M., Gioco, A. M., Sánchez, C. I., Ormaecheaa, M. V., & Sequina, C. J. (2010). Calidad del agua subterránea para usos agropecuarios en el departamento Villaguay, Entre Ríos. *AUGMDOMUS*, 2, 1-15, Recuperado de <https://revistas.unlp.edu.ar/domus/article/view/96/159>
- Wakida, F., & Lerner, D. (2005). Non-Agricultural Sources of Groundwater Nitrate: A Review and Case Study. *Water Research*, 9, 3-16. DOI: 10.1016/j.watres.2004.07.026
- WHO, World Health Organization. (1985). *Nitrate and nitrito in drinking-water. Guidelines for Drinking-water Quality*. Recuperado de [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/nitrate\\_nitrite2ndadd.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitrate_nitrite2ndadd.pdf)
- Wilcox, L. V. (1948). *The quality of water for irrigation* (Tech. Bulletin 962). Washington, DC, USA: Department of Agriculture.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-02

Articles

## **Socio-spatial analysis of residential water demand in Mexico City**

### **Análisis socio-espacial de la demanda doméstica de agua en la Ciudad de México**

Arturo Ramos-Bueno<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4882-1348>

María Perevochtchikova<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9349-8570>

Heejun Chang<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5605-6500>

<sup>1</sup>Posgrado en Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico, [arambue@gmail.com](mailto:arambue@gmail.com)

<sup>2</sup>Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales, El Colegio de México, A.C., Mexico City, Mexico, [mperevochtchikova@colmex.mx](mailto:mperevochtchikova@colmex.mx)

<sup>3</sup>Department of Geography, Portland State University, Portland, Oregon, USA, [changh@pdx.edu](mailto:changh@pdx.edu)

Corresponding author: Arturo Ramos Bueno, [arambue@gmail.com](mailto:arambue@gmail.com)

## Abstract

Water management in cities has turned increasingly challenging, as urban water demand escalation takes place in a context of reduction of available freshwater sources. These concerns have evidenced the need to integrate water supply, drainage, and sanitation from the Integrated Urban Water Management (IUWM) paradigm. To study water supply component, it is important to consider the analysis of urban water demand determinants. In the case of Mexico City there is a lack of an accurate diagnosis for these determinants despite the fact it faces multiple water problems. Therefore, the present study aims to estimate residential water demand and its determinants in Mexico City at a neighborhood scale for the year 2010, based on official measured data. Analyzed determinants are related to socioeconomic, urban density and access to water services issues; by employing the models of Ordinary Least Squares multiple regression (providing global and spatially stationary results) and the Geographically Weighted Regression (presenting spatially varying coefficients). Results point to the central area of the city as priority to implement strategies from the IUWM. The estimation provides a deeper comprehension of water crisis in Mexico City from a water demand-side view, it is also useful for decision-making.

**Keywords:** Urban residential water demand, spatial analysis, integrated urban water management, Mexico City, geographically weighted regression.

## Resumen

La gestión del agua en las ciudades se ha vuelto cada más desafiante debido al aumento de la demanda urbana de agua en un contexto de reducción de las fuentes disponibles. Estos problemas han evidenciado la necesidad de integrar el abastecimiento de agua, drenaje y saneamiento desde el paradigma de la Gestión Integrada del Agua Urbana (GIAU). Para el estudio del componente de abastecimiento es importante considerar el análisis de los determinantes de la demanda urbana de agua. En el caso de la Ciudad de México, no se cuenta con un diagnóstico certero de dichos determinantes, a pesar de que enfrenta múltiples problemas en materia hídrica. Por esta razón, el objetivo de este trabajo consiste en estimar la demanda doméstica de agua y sus determinantes en la Ciudad de México a escala de colonias para el año 2010, con base en datos oficiales medidos. Los determinantes analizados se relacionan con cuestiones socioeconómicas, densidad urbana y acceso al agua; se usaron los modelos de regresión múltiple de mínimos cuadrados (que provee resultados globales y espacialmente estacionarios), y de regresión geográficamente ajustada (que presenta coeficientes que varían de forma espacial). Los resultados señalan que el área central de la ciudad es prioritaria para implementar estrategias desde la GIAU. La estimación presentada aporta a una comprensión más profunda de la crisis de agua en la Ciudad de México desde la visión de la demanda de agua, además de ser útil para la toma de decisiones.

**Palabras clave:** demanda doméstica de agua, análisis espacial, gestión integrada del agua urbana, Ciudad de México, regresión geográficamente ajustada.

Received: 17/12/2019

Accepted: 24/06/2020

## Introduction

Cities around the world are facing challenges to managing water resources since freshwater sources are diminishing, droughts as well as other hydrometeorological extreme events are increasing their frequency, causing the development of new supplies to become environmentally and politically unfeasible (Baumann & Boland, 1998). These challenges are related to a constant escalation of urban water demand (Saurí, 2013), linked to the growing population residing in cities that represents half of the world's population (UN, 2018). Integrated Urban Water Management (IUWM) emerged as an alternative paradigm to tackle these issues by integrating three components of urban water services: supply, drainage, and sanitation. IUWM seeks to integrate land-use planning and economic development to overcome fragmentation in public policy formulation to accomplish economic, social, and environmental goals (Bahri, 2011). This paradigm carries out sustainable development within the urban water sector (Tiburcio & Perevochtchikova, 2012).

IUWM is a demand-side paradigm that conceives water needs to be multifaceted and not merely a question of quantity, in contrast to the

traditional water management paradigm (Mitchell, 2006). Therefore, all water uses are considered, as well as quality and quantity for final uses (Pinkham, 1999). These conceptions target the supply component of IUWM, highlighting the need to balance water supply and demand by focusing on reducing water uses and losses, including unaccounted water in a system (Baumann & Boland, 1998). The goals of this balance are meeting human and ecosystem needs, in addition to selecting the most efficient options to manage water (Saurí, 2013; Chang, 2017). Urban water demand takes place in natural and social systems at different temporal and spatial scales with different dynamics (House-Peters & Chang, 2011). Both systems must be considered to attain the integration of water management components (Tiburcio & Perevochtchikova, 2012).

Different micro and macro-scale urban water demand determinants have been identified in case studies from Australia, Europe, and the United States (Worthington & Hoffman, 2008; March & Saurí, 2009). In contrast, case studies from urban areas of developing countries are still lacking (Saurí, 2013). In Latin America just two studies were found, one in the City of Fortaleza, Brazil (De-Maria-André & Carvalho, 2014), and the other for the City of Hermosillo in Mexico (Ojeda, Álvarez, Ramos, & Soto, 2017).

One macro-scale determinant of residential water use is urban density (Chang, 2017), which has been found to reduce water use (Saurí, 2013). Case studies carried out in the cities of Austin, Phoenix, Portland, and Salt Lake City are evidence of this statement (Chang, Hossein, & Shandas, 2010; Shandas & Parandvash, 2010; Stoker *et al.*, 2019). Similar evidence was found in the city of Auckland, New Zealand (Ghavidelfar & Shamseldin, 2017). In these cases, urban density is

negatively associated with water use, while the presence of gardens and pools tend to increase it, as both are typical characteristics of low urban density dwellings (Domene & Saurí, 2006; Wentz & Gober, 2007; De-Maria-André & Carvalho, 2014; Kontokosta & Jain, 2015).

Income and household size are the most mentioned socioeconomic determinants of water use, which typically are positively related (Arbués, García-Valiñas, & Martínez-Espiñeira, 2003; Arbués & Villanúa, 2006; Domene & Saurí, 2006; Wentz & Gober, 2007; Worthington & Hoffman, 2008; De-Maria-André & Carvalho, 2014; Kontokosta & Jain, 2015). Some other relevant determinants have been studied, such as inhabitants with college education and the number of internal water connections (Babel, Das Gupta, & Pradhan, 2007); race and ethnicity, and land use regulation (Turner & Ibes, 2011); gender and the number of bathrooms (De-Maria-André & Carvalho, 2014; Ojeda *et al.*, 2017); and energy consumption (Kontokosta & Jain, 2015). It is relevant to consider the role of water measurement, as it reduces residential water demand (Worthington & Hoffman, 2008). Evidence on this point has been found in three Californian cities (Tanverakul & Lee, 2015), as well as in the city of Hermosillo, Mexico (Ojeda *et al.*, 2017).

Different temporal and spatial scales have been used in all these studies, ranging from parcels to city level, and also from daily to annual time series. Depending on the target of required actions, spatial and temporal scales are chosen, as determinants of water demand vary over space and time (Billings & Jones, 2008; Chang, 2017). Spatial research on urban water demand has increased since 2001; it has allowed to understand the roles of location and adjacency to explain water use (House-Peters & Chang, 2011).

Some studies have used spatial lag and spatial error regression analyses with units such census tracts (Chang *et al.*, 2010; House-Peters, Pratt, & Chang, 2010; Chang, Bonnette, Stoker, Crow-Miller, & Wentz, 2017; Stoker *et al.*, 2019). These two analyses are spatially stationary and global. In turn, Geographically Weighted Regression (GWR) is a spatially explicit non-stationary local analysis that approaches varying spatial relationships among variables, giving local statistics for each spatial unit under study (Fotheringham, Brunson, & Charlton, 2002). GWR has been employed to estimate local coefficients associating water consumption to different single family residential variables, across census tracts in Phoenix (Wentz & Gober, 2007). This analysis has also been used with multi-family residential water use in New York City (Kontokosta & Jain, 2015).

As previously mentioned, urban water demand determinants have been lightly studied in Latin America; this is the case of Mexico City, one of the megacities of this region and the capital of Mexico (Perevochtchikova, 2015). The relevance of studying these determinants, emerge as the city is lacking a precise diagnosis on this topic (GDF, 2007; GDF, 2012), while demand has been found to be a pressure over groundwater resources which threatens the long term sustainability of the city (Martínez, Escolero, & Perevochtchikova, 2015). Summarizing, the city has been facing multiple challenges such as vulnerable water supply infrastructure (Escolero, Kraslich, Martínez, & Perevochtchikova, 2016), social and political conflicts (Perló & González, 2009), water shortages and intermittent water supply (Morales & Rodríguez, 2009), as well as varying access to water services (Jiménez, Gutiérrez, Marañón, & González, 2011). Comprehending the demand-side of water management

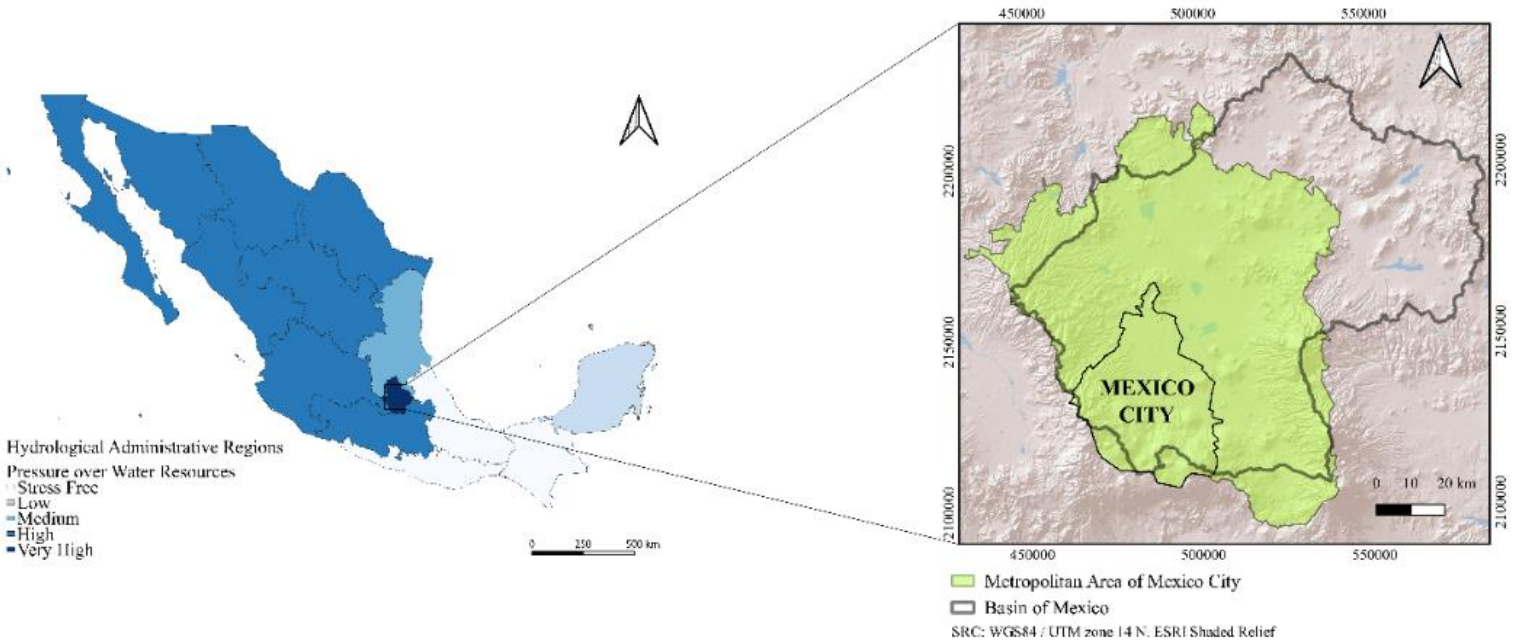
is the first step towards the development of water conservation strategies applying IUWM principles.

In this sense, the present study proposes the analysis and estimation of residential water demand for the year 2010 in Mexico City based on a local scale, considering socioeconomic, urban density, and access to water services determinants applying two models: one global and stationary and the other local, spatially explicit and non-stationary. The contribution of this work consists in proposing a useful tool to better comprehend the complex water crisis of Mexico City from a water demand-side view, as well as to advice the decision-making process from the IUWM principals.

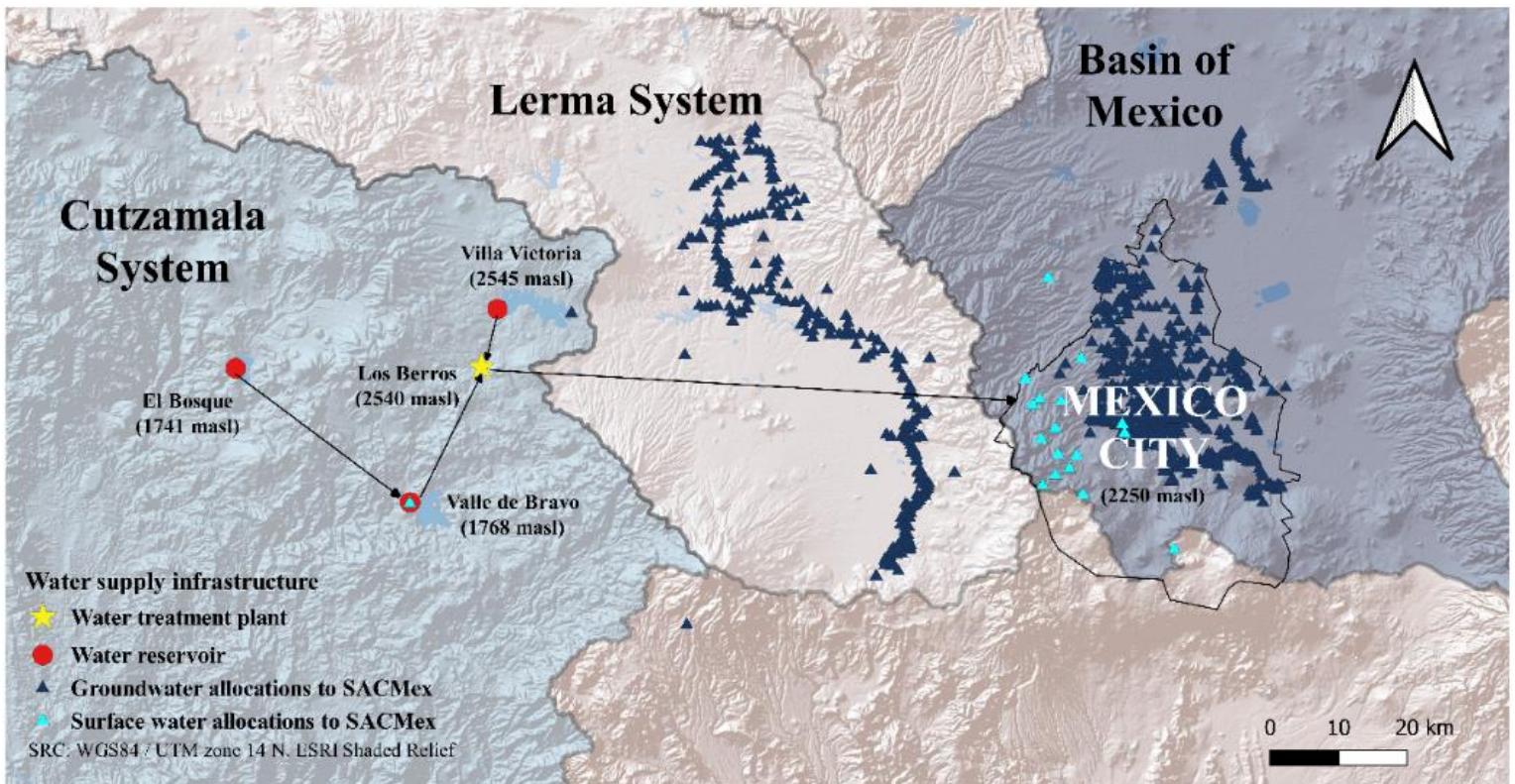
## **Water Management in Mexico City**

Mexico City has 8.85 million inhabitants, it spreads over an area of 7 854 km<sup>2</sup> housing 22 815 504 people (INEGI, 2012). This urban complex is located inside the Hydrological Administrative Region (HAR) XIII "Waters of the Valley of Mexico" in terms of national water management (Figure 1). The HAR XIII presents the highest degree of pressure over water resources (141 %), and has the lowest annual water availability of the country with 144 m<sup>3</sup> per person. Mexico City generates 16.97 % of the

national Gross Domestic Product (GDP), while its per capita water availability is only 55 m<sup>3</sup> (Conagua, 2018).



### Water Supply Infrastructure to Mexico City



**Figure 1.** Mexico City location (Source: self-elaborated with data from INEGI (2012); Conagua (2018) and information from Conagua website <https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>).

Water management in Mexico City is complex, as it involves actions from different institutions at national and local levels (Perevochtchikova, 2015). The Mexican National Water Commission (Conagua, abbreviation in Spanish) is a federal institution in charge of allocating permits on water volumes to the national water users (Conagua, 2009); while the Waters System of Mexico City (*Sistema de Aguas de la Ciudad de México*, abbreviation in Spanish: Sacmex) is the local water utility in charge of providing water services in Mexico City (ALDF, 2003). Sacmex is a national water user under Conagua regulation. Both institutions are involved in Mexico City water supply, as infrastructure (Figure 1) links artificially three different basins (Cutzamala, Lerma and the Basin of Mexico). Average water supply for the period 2008-2013 was 31.33 m<sup>3</sup>/s (Sacmex, 2014b), it was withdrawn from different surface and groundwater sources that are managed by either Conagua or Sacmex as Table 1 summarizes. Groundwater from inside Mexico City's territory is the most important source, the remaining water quantity is obtained from distant sources.

**Table 1.** Water supply to Mexico City for the 2008-2013 period. Source: self-elaborated with data obtained from the transparency portal of Sacmex (2014b) y Sacmex (2016).

Basin	Institution	Source	Location	Supply System	Average supply (m <sup>3</sup> /s)	Supply contribution (%)
Basin of Mexico	Sacmex	Groundwater	Mexico City	Center	1.93	6.15
				East	2.51	8.00
				North	1.07	3.41
				South	8.02	25.61
				West	0.21	0.66
	Surface water	Magdalena River	Springs		0.20	0.62
					0.76	2.42
Conagua	Groundwater	State of Mexico	Chiconautla	1.42	4.53	
			Chalmita	2.01	6.42	
Cutzamala	Conagua	Surface water	La Caldera	0.52	1.66	
			Cutzamala	8.60	27.43	
Lerma	Sacmex	Groundwater	Lerma	4.10	13.08	

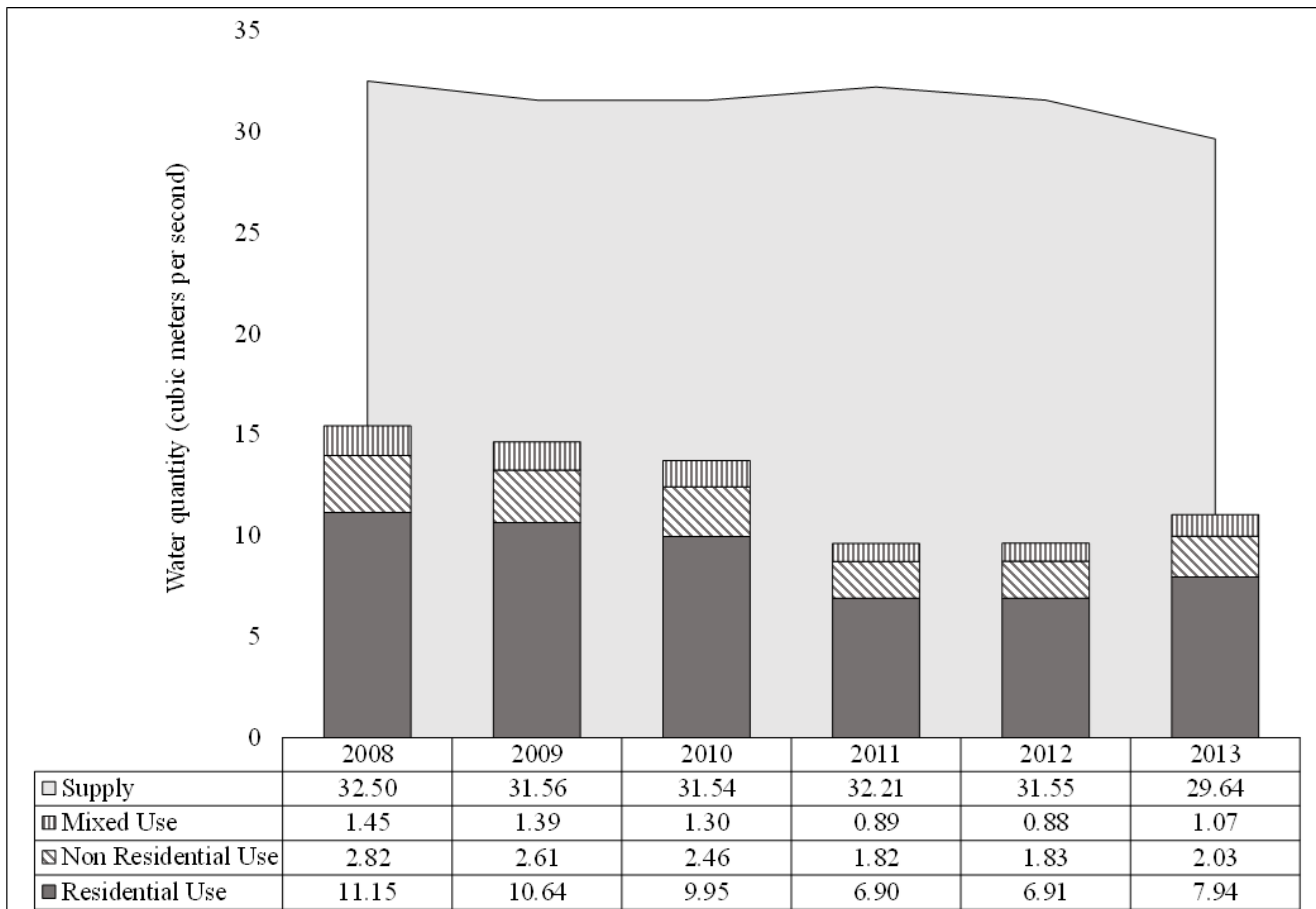
The Lerma and Cutzamala Systems were built during the 20<sup>th</sup> century to deal with the increasing population water needs of Mexico City, as well as to diminish land subsidence inside the Basin of Mexico due to groundwater extraction (Perló & González, 2009). This situation pictures the traditional water management paradigm, as decisions were taken by

only conceiving water demand in terms of population growth (Tiburcio & Perevochtchikova, 2012), which increased from 0.37 million people in 1900 to 8.85 million in 2010 (GDF, 2012; INEGI, 2012). Despite these efforts, all water supply systems are currently working under high restrictions, being the Cutzamala System the most vulnerable water source (Escolero *et al.*, 2016), while local groundwater extraction is causing severe drawdowns of potentiometric levels in the Basin of Mexico (Martínez *et al.*, 2015).

Besides this issue Morales and Rodríguez (2009), based on Conagua *Water Statistics in Mexico* bulletin of 2004, mention the existence of a 10.24 m<sup>3</sup>/s water deficit between natural water availability and allocated quantity that causes water restrictions and intermittent water supply (*tandeo* in Spanish) across the city. In parallel, according to Jiménez *et al.* (2011) access to water services does not spread evenly in Mexico City. These authors define the most proficient level of access to water services as a 24 hour serving internal water connection, with highly drinkable water quality. Water losses are another relevant issue since around 40 % of Mexico City water supply is estimated to be lost due to leakage (Perló & González, 2009; GDF, 2012; Sacmex, 2019).

In addition, since 1994 the local government has focused on increasing water demand measurement (Martínez, 2004), but this target has not been fully accomplished. Average water measurement coverage for the period 2008-2013 ranged for 63 % of residential water users, 70 % for non-residential users, and 82 % for the mixed water use (Sacmex, 2014a). These users refer to a person hiring water services from Sacmex according to the local legislation (ALDF, 2003). Based on the 2010 national census data from the National Institute of Statistics and

Geography (INEGI), 2.4 million dwellings were reported to have an internal water connection, while Sacmex counted 2 million residential water users, out of which 1.29 million had a metering device (GDF, 2012: 35). For the year 2010, 64.25 % of residential water users had a metering device generating 9.95 m<sup>3</sup>/s of residential water demand (Sacmex, 2014a). Figure 2 shows a comparison of water supply and metered water uses for the period 2008-2013.



**Figure 2.** Water uses and water supply in Mexico City, 2008-2013.

Source: self-elaborated with data obtained from the transparency portal of Sacmex (2014a) and Sacmex (2014b).

Although the IUWM principles have been introduced as a guideline for Sacmex, the local governmental programs mainly focus on infrastructure development strategies (ALDF, 2003; GDF, 2012). Particularly, water demand is mainly considered an issue of population growth and no other determinant or diagnosis is given (GDF, 2012). In contrast, population growth in the city has been showing a stabilizing trend that is projected to decrease until 2030 (Downs, Mazari-Hiriart, Domínguez-Mora, & Suffet, 2000; Perló & González, 2009; Conagua, 2018). This highlights the relevance of approaching water demand determinants other than population growth to understand residential water demand comprehensively.

Water demand in Mexico City has been lightly studied in comparison to other topics around water management. Downs *et al.* (2000) forecasted water demand for the whole Metropolitan Area of Mexico City until 2015, based on a probabilistic model of population growth extrapolating some socioeconomic characteristics of one district (*alcaldía* in Spanish) within the city. Their results accounted for 26 m<sup>3</sup>/s in Mexico City, which is similar to an estimation of 22.3 m<sup>3</sup>/s reported by Sacmex in GDF (2007:13). In addition, per capita water use correlates positively with socioeconomic variables and negatively to household size (Montesillo, 2004; Dávila & Constantino, 2007). These studies were performed at a municipality and district level comprising huge spatial heterogeneity; on the other hand, the use of measured data is not mentioned either. In contrast, Ramos-Bueno (2016) analyzed measured data of residential water demand on a neighborhood scale. However, this study is still limited

as intermittent water supply was not included and also global spatially stationary techniques were used.

## Data and methods

Water demand is defined as “the total volume of water necessary or needed to supply customers within a certain period of time” (Billings & Jones, 2008: 4). In this context, empirical studies referring to either residential water demand (Downs *et al.*, 2000; Arbués & Villanúa, 2006; Babel *et al.*, 2007; Wentz & Gober, 2007; Shandas & Parandvash, 2010; Turner & Ibes, 2011; De-Maria-André & Carvalho, 2014; Ashoori, Dzombak, & Small, 2016; Ghavidelfar & Shamseldin, 2017); water consumption (Domene & Saurí, 2006; Chang *et al.*, 2010; House-Peters *et al.*, 2010; Ojeda *et al.*, 2017); or water use (Kontokosta & Jain, 2015; Chang *et al.*, 2017), are used interchangeably. The present study uses the term residential water demand which corresponds to measured residential water use during 2010.

## Statistical analysis

The Ordinary Least Squares (OLS) multiple regression and Geographically Weighted Regression (GWR) models, were used to estimate residential water demand and determinants in Mexico City neighborhoods. Both models were compared similarly to the studies of Wentz and Gober (2007) for the case of Phoenix, and Kontokosta and Jain (2015) in New York City. For this, the first step consisted on creating a correlation matrix among all variables to check their signs and magnitudes; this procedure was used to reduce possible multicollinearity issues (Babel *et al.*, 2007; Billings & Jones, 2008; Chang *et al.*, 2010).

After exploring these relationships, the univariate spatial autocorrelation analyses were carried out by measuring the Moran's I index to address the propagation of each variable under study. When this index has a positive value, it shows the existence of spatial clustering while a negative value denotes spatial dispersion; zero is a non-existent spatial pattern (Buzai & Baxendale, 2012). To locate clusters of high and low values for each variable, the Local Indicators of Spatial Association (LISA) analysis was performed in GeoDa 1.12.1.1 software (<https://spatial.uchicago.edu/geoda>) (Anselin, 2005). A Queen Contiguity matrix was selected for the spatial weighting, as it considers edge or vertex of the spatial units as neighbors (Chang *et al.*, 2017).

The OLS multiple regression analysis was used to estimate coefficients of residential water demand based on a set of independent variables (Burt, Barber, & Rigby, 2009; Buzai & Baxendale, 2012). Although this type of analysis has previously been used with spatial units (Wentz & Gober, 2007; Chang *et al.*, 2010; House-Peters *et al.*, 2010;

Chang *et al.*, 2017); its results are global and spatially stationary and also tend to violate the assumption of variables independence since spatial phenomena usually show spatial autocorrelation (Fotheringham *et al.*, 2002). To address this issue, a univariate spatial autocorrelation analysis was carried out with the OLS residuals, calculating the Moran's I index (Buzai & Baxendale, 2012). The general OLS multiple regression model is specified as follows:

$$y_i = \beta_0 + \sum_k \beta_k X_k + \varepsilon \quad (\text{Equation 1})$$

Where (y) is the dependent variable, (x) is one or more independent variables, and ( $\varepsilon$ ) is the error term. The ( $\beta$ ) coefficients are the contributions of each independent variable to the prediction of the dependent variable (Burt *et al.*, 2009).

Fotheringham *et al.* (2002) proposed the GWR model which provides  $\beta$  coefficients, standard errors, t-scores, and  $R^2$  at each location under study, as it explores the spatial variation of the independent determinants over the dependent variable, this means it is a local spatially explicit non-stationary model. The general model specification is given by:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i) X_{ik} + \varepsilon_i \quad (\text{Equation 2})$$

This model presents the term ( $u_i, v_i$ ) that denotes the geographical coordinates of the  $i$ th point in space; this is an addition to the OLS multiple regression (Fotheringham *et al.*, 2002). The GWR model was used to

estimate annual residential water demand in Mexico City, using GWR4.0 software (<https://sgsup.asu.edu/sparc/gwr4>). An adaptative bi-square kernel was selected to calculate the distance bandwidth of the model to obtain local statistics. Coefficients of both models were estimated using a log-log form, which enables to obtain elasticities of residential water demand (Agthe & Billings, 2003; Billings & Jones, 2008). Additionally, the GWR model allowed to estimate local elasticities of residential water demand addressing their spatial variation. All the independent variables were analyzed according to their resultant spatial clusters form the GWR analysis.

After estimating coefficients from both models, they were compared by the Akaike Information Criterion (AIC), as well as their  $R^2$  values to examine their accuracy and their explanation capacity (Fotheringham *et al.*, 2002; Anselin, 2005). Predicted results obtained from both analyses were compared to observed data (stemming from residential water users with metering device). Then, predicted results were added separately to unaccounted residential water quantity (calculated employing users without metering device) to generate two estimations of residential water demand for the whole city.

## **Independent variables selection**

All data were assembled at the neighborhood scale (*colonias*, in Spanish and in the Mexico City context), as the unit of spatial analysis. A shapefile depicting 1 456 neighborhoods was provided by the local Ministry of Urban Development and Dwellings (Seduvi, 2014). The year 2010 was selected due to Census data availability (INEGI, 2012). Neighborhoods without residential water use, those having zero consumption and lack of water measurement coverage were labeled as excluded polygons. The final study area consisted of 1 346 neighborhoods in Mexico City.

Total annual residential water demand per neighborhood for 2010 was selected as the dependent variable. Six variables were chosen as explanatory (independent) variables or determinants based on literature review. Therefore, socioeconomic factors, urban density, and two characteristics concerning access to water services were included. Table 2 summarizes the type of determinants, units, data sources, and the previous international studies which supported this selection.

**Table 2.** Determinants of residential water demand in Mexico City.

<b>Independent variable</b>	<b>Type of determinant</b>	<b>Units</b>	<b>Data source</b>	<b>Previous international studies</b>
Residential water users with metering device	Control variable	Percentage of users with metering device	Sacmex (2014a)	Martínez (2004); Tanverakul and Lee (2015); Ojeda <i>et al.</i> (2017)
Social Development Index	Socioeconomic	Average IDS, it ranges from	Evalúa CDMX (2016)	Arbués and Villanúa (2006); Domene and Saurí (2006); Shandas

		0 to 1, where one is optimum		and Parandvash (2010); Turner and Ibes (2011); De-Maria-André and Carvalho (2014); Kontokosta and Jain (2015); Ashoori <i>et al.</i> (2016)
Household Size		Persons per dwelling	INEGI (2012)	Arbués and Villanúa (2006); Domene and Saurí (2006); Wentz and Gober (2007); Turner and Ibes (2011); Kontokosta and Jain (2015)
Dwelling density	Urban density	Dwellings per hectare	INEGI (2012)	Chang <i>et al.</i> (2010); Shandas and Parandvash (2010); Ghavidelfar and Shamseldin (2017); Stoker <i>et al.</i> (2019)
Dwellings with internal water connection	Access to water services	Total dwellings with internal water connection	INEGI (2012)	Babel <i>et al.</i> (2007)
Intermittent water supply ( <i>Tandeo</i> )		Dummy variable when	1 Official Newspaper CDMX, GDF (2010)	Jiménez <i>et al.</i> (2011)

		present, 0	
		otherwise	

Residential water users with metering device were selected as an independent control variable, due to the high levels of unaccounted water use. Total dwellings with internal water connection were considered as an access to water services variable, characterizing 88.14 % of dwellings in the city (Jiménez *et al.*, 2011). These two variables are relevant to contrast in terms of differences between Sacmex and INEGI counts on the topic (GDF, 2012).

Regarding another dimension of access to water services, Jiménez *et al.* (2011) mention that 81.5 % of the city inhabitants have daily water provision. Therefore, it is relevant to explore the role of intermittent water supply in relation to water demand. This issue was addressed using data from the local official government newspaper of Mexico City (*Gaceta Oficial CDMX*), as neighborhoods with this type of supply are listed there (GDF, 2010). Household size is a well-known determinant of water demand, usually having an increasing effect. According to Wentz and Gober (2007), based on Mayer *et al.* (1999), it is a good proxy of indoor water uses.

The Social Development Index is a local government measure, created to grant universal coverage of human rights and to locate social policy actions needed in the city. For this case, it was used as a proxy for income. Sánchez, Boltvinik, Ruiz and Figueroa (2011) expose the methodological approach used for its creation, where six different sources of well being are synthesized and summarized: (1) current income, (2) access to public services, (3) property ownership, (4) educational level,

(5) time availability for recreation, and (6) capacity to acquire debt. This index is measured per parcel. Finally, dwelling density was addressed as higher density tends to reduce water demand (March & Saurí, 2009; Saurí, 2013; Chang, 2017).

## Results

Descriptive statistics of input variables appear in Table 3; they show data transformed into logarithmic form.

**Table 3.** Descriptive statistics in logarithmic form of the dependent and independent variables selected to analyze residential water demand in Mexico City, 2010.

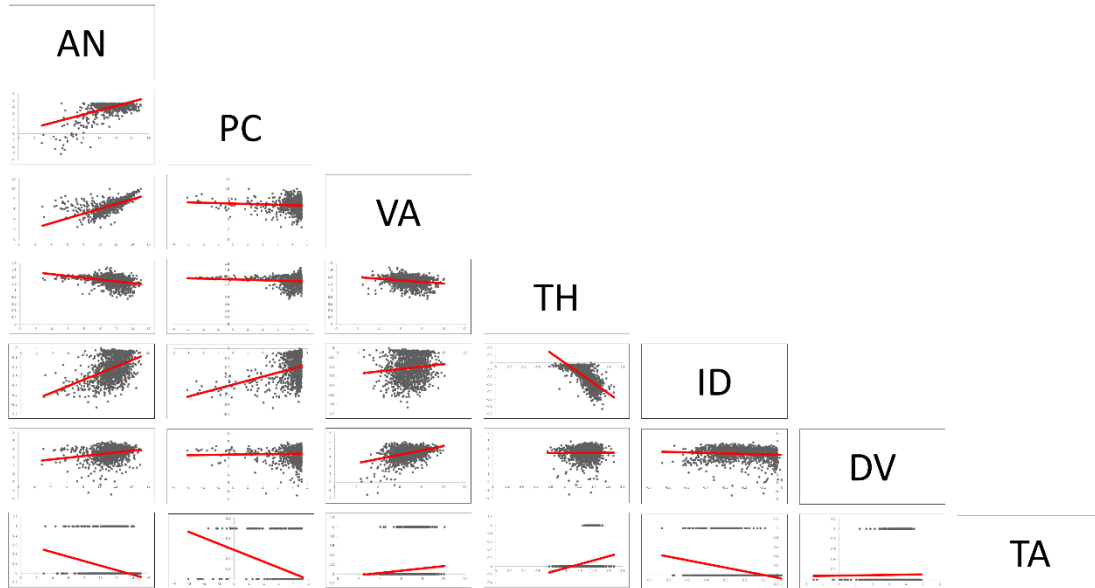
Variable	Minimum	Maximum	Mean	Standard deviation
Annual residential water demand (cubic meters)	2.91	15.09	11.53	1.57
Residential water users with metering device (%)	-3.06	4.61	4.07	0.89

Total dwellings with internal water connection (dwellings)	2.44	10.05	6.82	1.11
Average Social Development Index	-0.63	0.00	-0.21	0.12
Intermittent water supply (0 or 1)	0.00	1.00	0.10	0.29
Average household size (inhabitants per dwelling)	0.76	1.68	1.29	0.13
Dwelling density (dwellings per ha)	-1.52	4.92	3.54	0.74

## Correlation matrix and variables spatial distribution

Figure 3 shows the correlation matrix of all variables, which are significantly correlated to the dependent variable. Dwellings with internal water connection (VA) and residential water demand (AN) are strongly and positively correlated. Household size (TH) and intermittent water supply (TA) exhibit negative signs, showing an inverse correlation with residential water demand. The highest sign of the whole matrix is between the Social Development Index (ID) and household size. To avoid multicollinearity issues household size was excluded from the OLS and

GWR analyses, remaining just five independent variables for these procedures. It is relevant to notice the negative sign of this correlation.

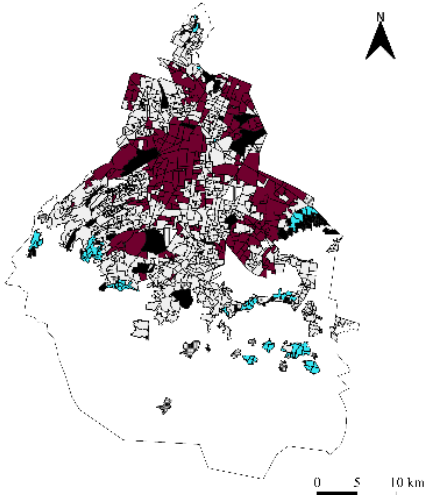


**Figure 3.** Correlation matrix between all variables under analysis: Annual residential water demand (AN), residential users with metering device (PC), total dwellings with internal water connection (VA), average Social Development Index (ID), intermittent water supply (TA), household size (TH) and dwelling density (DV).

The LISA analyses for the dependent variable and the five remaining input variables appear in Figure 4. Results from the Moran's I index were positive values ranging from 0.34 to 0.65; this indicates that the variables under study present significant spatial patterns across the city

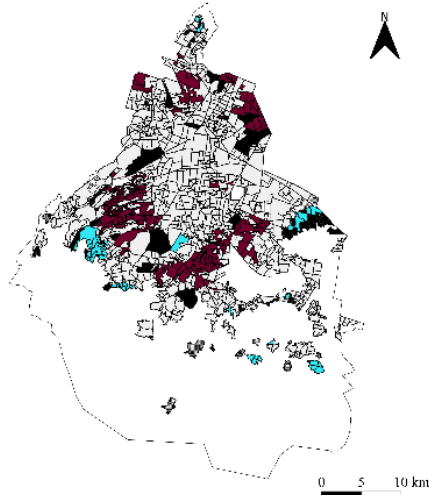
neighborhoods. Maps locating high and low values of each variable appear in dark red and light blue, respectively.

A) Annual Residential Water Demand



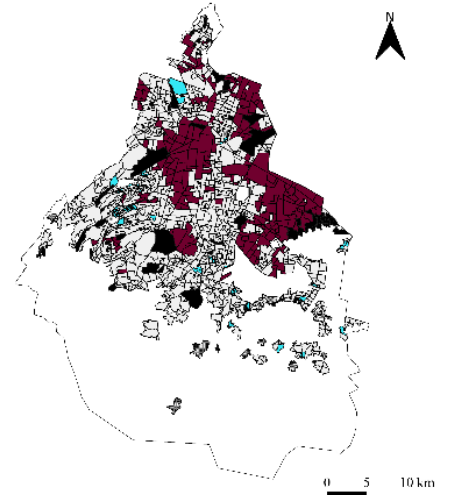
Local Indicators of Spatial Association  
 □ Not Significant  
 ■ High-High  
 ■ Low-Low  
 □ Low-High  
 □ High-Low  
 □ Neighborless  
 ■ Excluded polygons

B) Residential Water Users with Metering Device

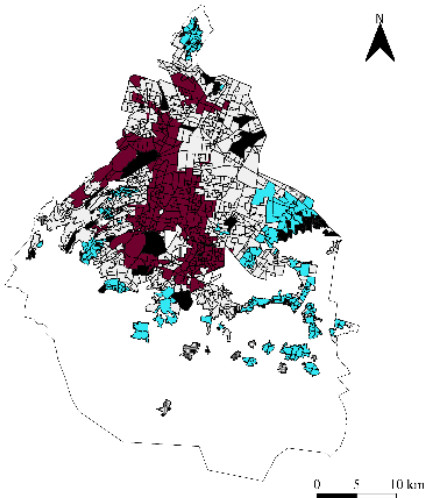


Local Indicators of Spatial Association  
 □ Not Significant  
 ■ High-High  
 ■ Low-Low  
 □ Low-High  
 □ High-Low  
 □ Neighborless  
 ■ Excluded polygons

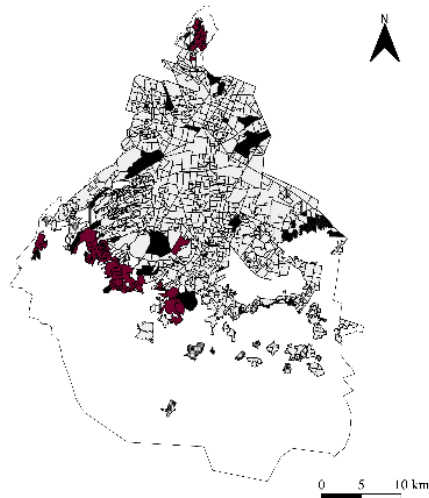
C) Dwellings with Internal Water Connection



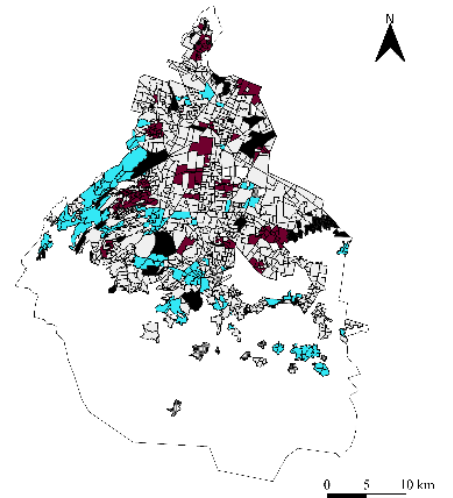
Local Indicators of Spatial Association  
 □ Not Significant  
 ■ High-High  
 ■ Low-Low  
 □ Low-High  
 □ High-Low  
 □ Neighborless  
 ■ Excluded polygons



Local Indicators of Spatial Association  
 □ Not Significant  
 ■ High-High  
 ■ Low-Low  
 □ Low-High  
 □ High-Low  
 □ Neighborless  
 ■ Excluded polygons



Local Indicators of Spatial Association  
 □ Not Significant  
 ■ High-High  
 ■ Low-Low  
 □ Low-High  
 □ High-Low  
 □ Neighborless  
 ■ Excluded polygons



Local Indicators of Spatial Association  
 □ Not Significant  
 ■ High-High  
 ■ Low-Low  
 □ Low-High  
 □ High-Low  
 □ Neighborless  
 ■ Excluded polygons

D) Average Social Development Index

E) Intermittent Water Supply

F) Dwelling Density

**Figure 4.** Local Indicators of Spatial Autocorrelation (LISA) for the dependent and independent variables for the analysis of annual residential water demand in Mexico City neighborhoods (clusters of high values are in dark red and clusters of low values are in light blue).

The Average Social Development Index and intermittent water supply exhibited the Moran's I highest values of 0.65 and 0.57, respectively (Figures 4D and 4E). They were followed by the percentage of residential water users with a metering device (Figure 4B), which had an autocorrelation of 0.49. The remaining three variables had Moran's I values around 0.34 and 0.37, which are moderate but still statistically significant. Figures 4A and 4C show similar spatially clustered patterns, but they both differ from Figure 4B, showing different spatial patterns among the location of dwellings, metering device coverage, and high levels of residential water demand.

Cluster of high values for the ID in Figure 4D are mainly located in the western side of the city, while low values appear in the southern and eastern sides. Some high residential water demand values from Figure 4A overlap with some others of the Social Development Index in Figure 4D. The case of intermittent water supply, shown in Figure 4E, locates a spatial pattern of incidence mainly in the southwestern edge of the city, which corresponds to the mountain limits of the Basin of Mexico (Figure 1). Finally, dwelling density in Figure 4F shows a spatial cluster of low density in the western area and some neighborhoods in the southern part of the city.

## Ordinary Least Squares Regression results

Results of OLS multiple regression analysis are shown in Table 4 and correspond to Equation (1) from section “Independent variables selection”. The five independent variables (remaining after the correlation matrix procedure): residential water users with metering device (control variable), dwellings with internal water connection, average Social Development Index, dwelling density, and intermittent water supply resulted statistically significant with the 95 % confidence interval with the expected signs.

**Table 4.** Regression coefficients, standard errors, *t*-Statistics, and *p*-value of a log-log form Ordinary Least Squares multiple regression (OLS) model to estimate residential water demand in Mexico City neighborhoods (obtained from Equation (1)).

Variable	Coefficient	Standard error	<i>t</i> -Statistic	<i>p</i> -value
Constant	1.56	0.14	10.90	0.00
Residential water users with metering device (%)	0.98	0.02	50.34	0.00

Dwellings with internal water connection (total count)	1.00	0.02	63.06	0.00
Average Social Development Index (values from 0 to 1)	1.99	0.14	13.99	0.00
Dwelling density (ha)	-0.11	0.02	-4.64	0.00
Intermittent water supply (dummy)	-0.37	0.06	-6.20	0.00
$R^2$	0.87			
AIC	2 338.67			
$n$	1 346			

The model explains 87 % of annual residential water demand in Mexico City. The contribution of the independent control variable and dwellings with internal water connection is similar. An increase in 1 % of these two variables would be reflected in approximately 1 % of extra residential water demand. The Social Development Index has the highest coefficient of all variables, indicating an augmentation of 1 % in this index would increase water demand by almost 2 %. Intermittent water supply has a negative sign, which is expected as it represents a restriction of access to water services. Dwelling density has a negative sign coefficient, which is the lowest. Residuals from the OLS multiple regression analysis had 0.27 Moran's I value, meaning they are spatially autocorrelated.

## Geographically Weighted Regression results

Results from GWR analysis stemming from Equation (2) of section “Independent variables selection” appear in Table 5. They show a little improvement over the  $R^2$  compared to the OLS, as it is 2 % higher. In contrast, the AIC of the GWR analysis is smaller than the OLS, suggesting better adjustment. Signs and magnitudes from the coefficients vary according to their location, contrasting with results in Table 4.

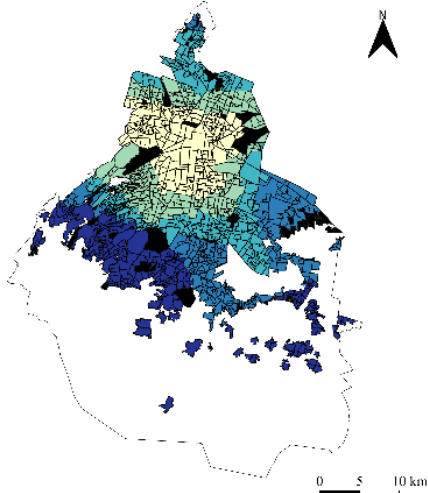
**Table 5.** Geographically Weighted Regression (GWR) coefficients of a log-log form model to estimate residential water demand in Mexico City neighborhoods (obtained from Equation (2)).

Variable	Minimum	Median	Maximum	Range
Intercept	0.25	2.42	5.11	4.86
Residential water users with metering device (%)	0.05	0.85	1.18	1.13
Dwellings with internal water connection (total count)	0.91	0.98	1.07	0.15
Average Social Development Index (values from 0 to 1)	0.78	1.47	2.24	1.45

Dwelling density (ha)	-0.35	-0.06	0.21	0.57
Intermittent water supply (dummy)	-5.49	-0.32	0.22	5.71
$R^2$	0.89			
AIC	2 091.96			
$n$	1 346			

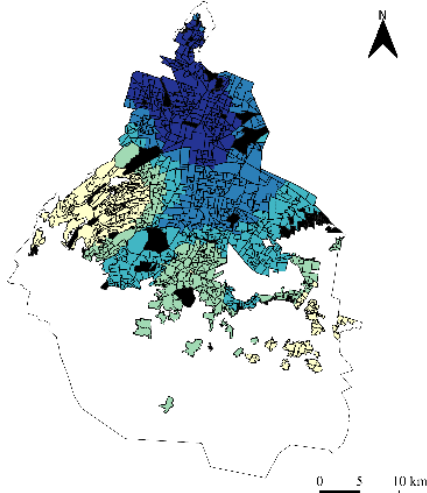
The extent of the control variable coefficients grows from 0.05 to 1.18, showing bigger variation than dwellings with internal water connection. Dwelling density and intermittent water supply exhibit most of their coefficients with negative signs. In contrast, some spatial units have positive signs, meaning that water demand would increase in terms of these two variables. Elasticities of the Social Development Index vary from 0.78 to 2.24; although this determinant has one of the highest values it is not the case for all spatial units. These are some relevant differences that contrast with the global stationary OLS analysis. Local coefficients of the study area are displayed in Figure 5.

A) Residential Water Users with Metering Device



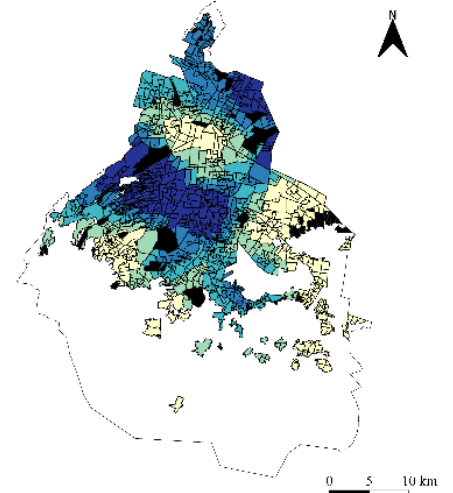
PC Local Coefficients  
 □ 0.051 - 0.381  
 □ 0.381 - 0.696  
 □ 0.696 - 0.936  
 □ 0.936 - 1.001  
 □ 1.001 - 1.178  
 ■ Excluded polygons

B) Dwellings with Internal Water Connection

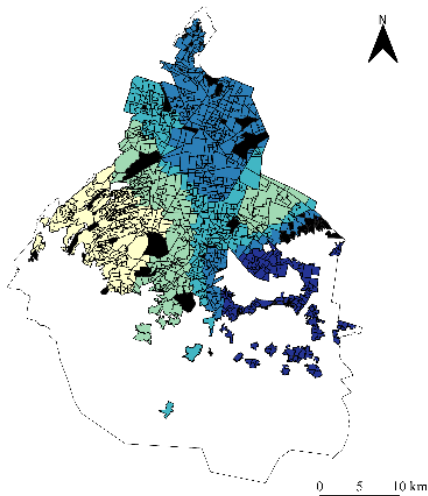


VA Local Coefficients  
 □ 0.912 - 0.937  
 □ 0.937 - 0.967  
 □ 0.967 - 1.003  
 □ 1.003 - 1.027  
 □ 1.027 - 1.067  
 ■ Excluded polygons

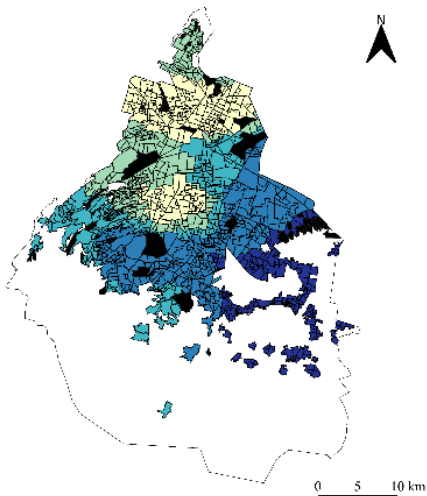
C) Average Social Development Index



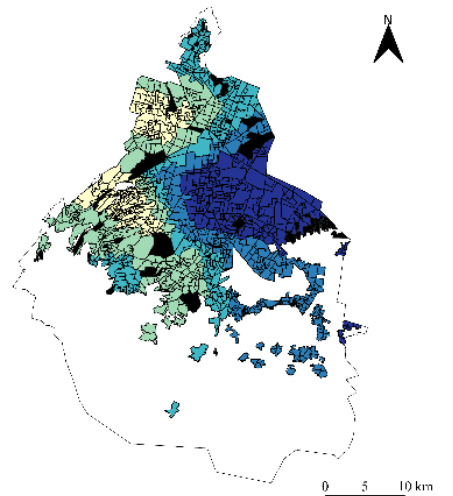
ID Local Coefficients  
 □ 0.784 - 1.201  
 □ 1.201 - 1.416  
 □ 1.416 - 1.541  
 □ 1.541 - 1.730  
 □ 1.730 - 2.237  
 ■ Excluded polygons



DV Local Coefficients  
 □ -0.354 - -0.249  
 □ -0.249 - -0.087  
 □ -0.087 - -0.038  
 □ -0.038 - 0.000  
 □ 0.000 - 0.214  
 ■ Excluded polygons



TA Local Coefficients  
 □ -5.487 - -0.783  
 □ -0.783 - -0.512  
 □ -0.512 - -0.246  
 □ -0.246 - 0.000  
 □ 0.000 - 0.221  
 ■ Excluded polygons



Local R2 values  
 □ 0.769 - 0.809  
 □ 0.809 - 0.847  
 □ 0.847 - 0.885  
 □ 0.885 - 0.935  
 □ 0.935 - 0.969  
 ■ Excluded polygons

D) Dwelling density

E) Intermittent Water Supply

F) Local R2 Values

**Figure 5.** Quantile spatial distribution of local coefficients from the Geographically Weighted Regression (GWR) model to estimate residential water demand in Mexico City neighborhoods.

Figure 5A displays local coefficients of the control variable, where it can be observed low values in the central area while high values are located on the southwestern side; this means that water demand is less elastic to metering devices in central neighborhoods in contrast with the peripheral areas. The case of dwellings with internal water connection in Figure 5B shows a spatial pattern of high elasticity values in the north that diminishes southwards, although the lowest values are clustered in the western side; this determinant exhibits the lowest range of spatial variation (Table 5). The Social Development Index in Figure 5C shows high levels of elasticity with residential water demand in the central-western side of the city, while the lowest values are located in three separate clusters, one in the central area, and the other two in the eastern and western peripheries.

Dwelling density in Figure 5D shows some positive signs in the southeastern peripheral neighborhoods, meaning these determinants would increase residential water demand in these areas, although these coefficients are not high, a 10 % increase would be translated into 2 % of extra demand. The case of intermittent water supply is relevant to acknowledge, as it presents the highest spatial variation. Since this determinant represents a restriction to access to water services, the central and northern areas would be more affected in case those neighborhoods had this type of water supply, which would create a

substantial reduction of residential water demand in the neighborhoods having the highest values of the dependent variable.

The characteristics of the spatial clusters from Figure 5 appear in Table 6. Local values for residential water demand, average percent of residential water users with metering device, total number of dwellings with internal water connection, average household size, average Social Development Index, average dwelling density and the total number of neighborhoods with intermittent water supply were assembled in terms of the elasticities calculated by the GWR analysis.

**Table 6.** Characteristics of spatial clusters in terms of quantile elasticities distribution. Spatial clusters: Residential users with metering device (PC), total dwellings with internal water connection (VA), average Social Development Index (ID), dwelling density (DV) and intermittent water supply (TA).

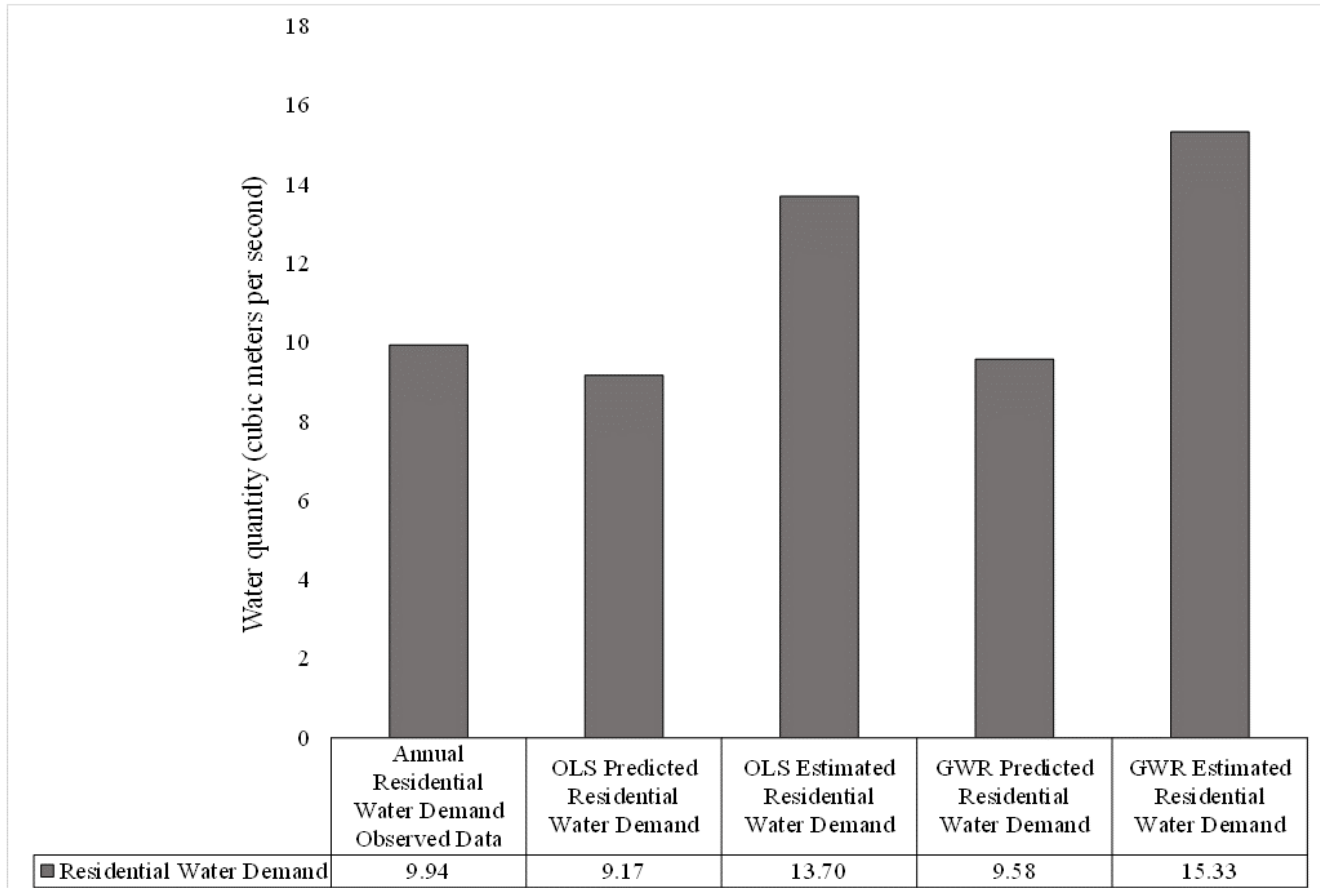
Spatial Cluster	Elasticities	Annual residential water demand (million cubic meters)	Residential water users with metering device (%)	Dwellings with internal water connection (per thousand)	Average household size (person per dwelling)	Average Social Development Index	Dwelling density (per hectare)	Total neighborhoods with intermittent water supply
PC	0.051 - 0.381	87.37	64.35	565.40	3.34	0.86	49.14	0
	0.381 - 0.696	67.90	76.25	405.49	3.55	0.85	47.28	2
	0.696 - 0.936	72.12	79.27	509.01	3.71	0.82	48.50	20
	0.936 - 1.001	52.83	71.83	415.97	3.82	0.80	37.83	19

	1.001 - 1.178	33.12	58.61	275.08	3.86	0.76	29.22	87
VA	0.912 - 0.937	34.46	73.21	233.43	3.92	0.76	43.27	20
	0.937 - 0.967	46.93	68.38	298.44	3.61	0.83	31.80	44
	0.967 - 1.003	71.95	68.74	537.49	3.69	0.81	42.18	40
	1.003 - 1.027	85.95	70.88	579.09	3.53	0.85	48.92	6
	1.027 - 1.067	74.03	69.06	522.50	3.52	0.84	45.81	18
ID	0.784 - 1.201	60.16	58.87	517.49	3.87	0.75	37.58	55
	1.201 - 1.416	59.77	65.62	415.20	3.60	0.82	42.81	39
	1.416 - 1.541	56.12	74.97	367.50	3.62	0.84	38.33	7
	1.541 - 1.730	60.34	75.45	422.16	3.68	0.83	42.94	26
	1.730 - 2.237	76.94	75.42	448.60	3.49	0.85	50.34	1
DV	-0.354 - -0.249	43.77	71.26	281.34	3.77	0.80	43.54	60
	-0.249 - -0.087	75.01	71.21	501.41	3.49	0.85	43.11	31
	-0.087 - -0.038	70.71	74.56	461.16	3.51	0.86	44.32	5
	-0.038 - 0	106.51	69.56	765.01	3.58	0.83	46.77	24
	0 - 0.214	17.32	60.64	162.03	4.08	0.71	27.72	8
TA	-5.487 - -0.783	79.07	71.11	519.95	3.38	0.87	45.14	0
	-0.783 - -0.512	73.52	72.27	449.33	3.52	0.83	53.41	22
	-0.512 - -0.246	48.34	66.49	355.85	3.77	0.80	41.50	49
	-0.246 - 0	91.03	76.16	635.90	3.66	0.84	39.59	49
	0 - 0.221	21.36	59.38	209.91	4.04	0.72	29.47	8
Mexico City	313.33	70.06	2170.95	3.65	0.82	42.40	128	

High residential water demand clusters are characterized by the highest number of dwellings with internal water connection, small average household size, high average Social Development Index, and high dwelling density. These areas are also characterized by a low number of neighborhoods with intermittent water supply. According to Table 6, high coverage of metering devices does not necessarily show the highest levels of residential water demand.

## **Residential water demand prediction and estimation**

Figure 6 shows the predicted values of residential water demand stemming from both models. These results are compared to observed data from Sacmex; in both cases an underestimation is present. Two estimations of residential water demand in Mexico City are presented based on coefficients from OLS and GWR analyses. Estimations yielded a result of 13.70 m<sup>3</sup>/s with OLS coefficients and 15.33 m<sup>3</sup>/s with GWR coefficients.



**Figure 6.** Observed, predicted, and estimated annual residential water demand with OLS and GWR models in Mexico City, 2010 (Estimated residential water demand columns already include unaccounted residential water quantity).

Residential water demand estimation from the OLS model represents 43.43 % of total supply to Mexico City (31.54 m<sup>3</sup>/s) while the GWR estimation accounts for 48.59 %. These results highlight the need to address unaccounted water quantity as well as water losses in comparison to water supply, to create a demand-side view of water

management encompassing IUWM principals to impact on the water supply component.

## Discussion

Mexico City's central area is the top priority for residential water demand reduction. It is characterized by a cluster of neighborhoods with high values of residential water demand with low levels of metering coverage. These values are also related to high numbers of residential dwellings with internal water connection, irrespective of their metering coverage. This point is similar to the findings of Tanverakul and Lee (2015) and Ojeda *et al.* (2017), where places without measurement tended to use more water in comparison to areas with good metering coverage. Peripheral areas, although showing high elasticities for residential water demand in terms of metering coverage, also show high levels of intermittent water supply which represent a restriction of access to water services. This point highlights differences in water demand in the center and the edges of the city, although both account for a similar level of metering water coverage. Management actions must take this point into consideration.

Residential water demand in Mexico City is linked to public services provision. High levels of residential water demand are associated with high levels of the Social Development Index, small household size, and

low incidence of intermittent water supply. Similar results were reported by Montesillo (2004), and Dávila and Constantino (2007), where similar socioeconomic variables were correlated to water use, while Jiménez *et al.* (2011) mentioned poverty levels were related to deficient access to water services. Following the spatial clusters of the index, a central-western pattern of neighborhoods with high values is found which might be related to the urban development pattern of the city, as eastern neighborhoods are the result of consolidated slums that emerged without urban planning. As small household size appears in neighborhoods with high residential water demand, a study of water use intensity is warranted.

Dwelling density effects on residential water demand must be taken in a broader context. Although the global OLS analysis shows dwelling density with a negative sign, similar to Chang *et al.* (2010), Shandas and Parandvash (2010), Ghavidelfar and Shamseldin (2017), and Stoker *et al.* (2019), some neighborhoods exhibit positive coefficients as a result of the GWR analysis (Fotheringham *et al.*, 2002). These coefficients are located in the southeastern side, the rural area of the city, where densification would create extra water demand. High density areas are also those having high levels of residential water demand and Social Development Index. Although dwelling density might have the potential to reduce water demand other variables have stronger effects.

Intermittent water supply plays an important role in explaining residential water demand. Since deficient access to water services is a relevant concern in Mexico City, calculated local coefficients show that central and northern neighborhoods would be more affected when facing this type of supply. Neighborhoods in the southeastern side present positive coefficients to this variable, which coincide with the location of

the Southern system of water supply. In turn, the Northern and Central systems provide around 10 % of total water supply, where the highest coefficients of intermittent water supply are located. This result suggests a high dependence of the central and northern areas on exterior sources, but it also suggests their vulnerability to intermittent water supply in case of happening, despite these areas are also characterized by high levels of infrastructure. Therefore, the water deficit mentioned by Morales and Rodríguez (2009) and the low water availability statement from the local water management programs (GDF, 2007; GDF, 2012), are not a mere question of quantity. It is still needed to understand the cause of intermittent water supply reported in the local government official newspaper, as well as to explore the effects of hourly supply frequency and water quality issues on residential water demand.

As IUWM states the need to address water demand in a multifaceted way (Mitchell, 2006) and also to look for the best options to balance water supply and demand (Baumann & Boland, 1998), the case of Mexico City should focus on the spatial distribution of socioeconomic characteristics, dwelling density and access to water services instead of just population growth. This is one turning point to conceive water management from a demand-side view.

## Conclusions

In this study a diagnosis and two estimations of residential water demand in Mexico City were exposed, based on a OLS multiple regression and a GWR models. Socioeconomic and access to water services variables resulted the most important determinants of residential water demand rather than urban density, highlighting the IUWM principal of water demand being more than a question of quantity; these type of analyses are useful to impact in urban water supply management, as well as on the evaluation of different sources. Central neighborhoods are the priority area to implement water demand reduction. The exploratory estimations of residential water demand for the whole city offer an insight on the need to address water losses. Resultant coefficients are helpful to advice public policymakers on decisions related to water management, to face the current water challenges of Mexico City.

More research is still needed on access to water services and its relation with residential water demand since variables such as hourly water frequency provision and drinking water quality would give more insights. Balance of water demand and supply must be approached from a spatial view, as provision areas are not the sites where water is consumed. Residential water use intensity must be studied as neighborhoods with small household sizes are also those consuming high volumes of water. Another relevant issue to examine is the role of water losses in explaining water demand. These points constitute a complement

to the results obtained from this study to encompass a water demand-side view from IUWM for Mexico City.

### **Acknowledgments**

We appreciate Dr. Manuel Suárez Lastra and Dr. Leticia Gómez Mendoza for their help on improving the ideas of this study. Thanks to Karla Beatrice Andrade for her help on style revision; and to the transparency office personell of Sacmex for their kind help on retrieving data used in this research.

### **References**

- Agthe, D., & Billings, R. (2003). Elasticity of demand for water resource managers. In: Agthe, D., Billings, R., & Buras, N. (eds.). *Managing urban water supply* (pp. 71-86). Baton Rouge, USA: Kluwer Academic.
- ALDF, Asamblea Legislativa del Distrito Federal. (2003). *Ley de Aguas del Distrito Federal*. México, DF, México: Gobierno del Distrito Federal.
- Anselin, L. (2005). *Exploring Spatial Data with GeoDa: A Workbook*. Santa Barbara, USA: Center for Spatially Integrated Social Science.
- Arbués, F., & Villanúa, I. (2006). Potential for pricing policies in water resources management: Estimation of urban residential water demand in Zaragoza, Spain. *Urban Studies*, 43(13), 2421-2442.
- Arbués, F., García-Valiñas, M., & Martínez-Espiñeira, R. (2003). Estimation of residential water demand: A state-of-the-art review. *Journal of Socio-Economics*, 32, 81-102.

- Ashoori, N., Dzombak, D., & Small, M. (2016). Modeling the effects of conservation, demographics, price, and climate on urban water demand in Los Angeles, California. *Water Resources Management*, 30, 5247-5262.
- Babel, M., Das Gupta, A., & Pradhan, P. (2007). A multivariate econometric approach for domestic water demand modeling: An application to Kathmandu, Nepal. *Water Resource Management*, 21, 573-589.
- Bahri, A. (2011). *Hacia la gestión integrada de aguas urbanas*. Estocolmo, Suecia: Global Water Partnership.
- Baumann, D., & Boland, J. (1998). The case for managing urban water. In: Baumann, D., Boland, J., & Hanemann, W. *Urban water demand management and planning* (pp. 1-30). New York, USA: McGraw Hill.
- Billings, R., & Jones, C. (2008). *Forecasting urban water demand* (2<sup>nd</sup> ed.). Denver, USA: American Water Works Association.
- Burt, J., Barber, G., & Rigby, D. (2009). *Elementary statistics for geographers* (3<sup>rd</sup> ed.). New York, USA: Guilford.
- Buzai, G., & Baxendale, C. (2012). *Análisis socioespacial con sistemas de información geográfica. Ordenamiento territorial. Temáticas de base vactorial*. Buenos Aires, Argentina: Lugar Editorial.
- Chang, H. (2017). Water conservation. In: Richardson, D. (ed.). *The international encyclopedia of geography: People, the earth, environment, and technology* (pp. 7623-7628). Chichester, West Sussex, UK: Wiley Blackwell.

- Chang, H., Bonnette, M., Stoker, P., Crow-Miller, B., & Wentz, E. (2017). Determinants of single family residential water uses across scales in four western US cities. *Science of the Total Environment*, 596/597, 451-464.
- Chang, H., Hossein, G., & Shandas, V. (2010). Spatial variation of single-family residential water consumption in Portland, Oregon. *Urban Geography*, 31(7), 953-972.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2009). *Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Dávila, H., & Constantino, R. (2007). Sistema de uso de derechos de agua potable en el Distrito Federal. En: *Economía del agua. Escasez del agua y su demanda doméstica e industrial en áreas urbanas* (pp. 149-179). México, DF, México: Cámara de Diputados, Porrúa, Universidad Autónoma Metropolitana.
- De-Maria-André, D., & Carvalho, J. (2014). Spatial determinants of urban residential water demand in Fortaleza, Brazil. *Water Resources Management*, 28, 2401-2414.
- Domene, E., & Saurí, D. (2006). Urbanisation and water consumption: Influencing factors in the metropolitan region of Barcelona. *Urban Studies*, 43, 1605-1623.

Downs, T., Mazari-Hiriart, M., Domínguez-Mora, R., & Suffet, I. (2000). Sustainability of least cost policies for meeting Mexico City's future water demand. *Water Resources Research*, 36(8), 2321-2339.

Escolero, O., Kraslisch, S., Martínez, S., & Perevochtchikova, M. (2016). Diagnóstico y análisis de los factores en la vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México, México. *Boletín de la Sociedad Geográfica Mexicana*, 68(3), 409-427.

Evalúa CDMX, Consejo de Evaluación del Desarrollo Social del Distrito Federal. (March 11, 2016). *Índice de desarrollo social de las unidades territoriales del Distrito Federal/IEDS (Delegaciones-Colonias-Manzanas)*. Recovered from <http://www.evalua.cdmx.gob.mx/medicion-unidades-territoriales-2010.php>

Fotheringham, A., Brunson, C., & Charlton, M. (2002). *Geographically weighted regression: The analysis of spatially varying relationships*. New York, USA: Wiley.

GDF, Gobierno del Distrito Federal. (2007). *Programa de manejo sustentable del agua para la Ciudad de México*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente, Secretaría de Obras y Servicios, Sistema de Aguas de la Ciudad de México.

GDF, Gobierno del Distrito Federal. (May 13, 2010). Administración Pública del Distrito Federal. Secretaría de Finanzas. *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, pp. 4-9.

GDF, Gobierno del Distrito Federal. (2012). *Programa de Gestión Integral de los Recursos Hídricos, Visión 20 Años*. Ciudad de México, México:

Secretaría del Medio Ambiente, Sistemas de Agua de la Ciudad de México.

Ghavidelfar, S., & Shamseldin, A. (2017). A multi-scale analysis of single-unit housing water demand through integration of water consumption, land use and demographic data. *Water Resources Management*, 31, 2173-2186.

House-Peters, L., & Chang, H. (2011). Urban water demand modeling: Review of concepts, method and organizing principales. *Urban Water Research*, 47, W05401. DOI: 10.1029/2010WR009624.

House-Peters, L., Pratt, B., & Chang, H. (2010). Effects of urban spatial structure, sociodemographics and climate on residential water consumption in Hillsboro, Oregon. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(3), 461-472.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2012). *Censo de Población y Vivienda 2010. Sistema para la Consulta de Información Censal (SCINCE Versión 05/12)*. Recovered from <http://www.inegi.org.mx/est/scince/scince2010.aspx>

Jiménez, B., Gutiérrez, R., Marañón, B., & González, A. (2011). *Evaluación de la política de acceso al agua potable en el Distrito Federal*. México, DF, México: Evalúa DF, Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad, Universidad Nacional Autónoma de México.

Kontokosta, C., & Jain, R. (2015). Modeling the determinants of large-scale building water use: Implications for data-driven urban sustainability policy. *Sustainable Cities and Society*, 18, 44-55.

- March, H., & Saurí, D. (2009). What lies behind domestic water use? A review essay on the drivers of domestic water consumption. *Boletín de la AGE*, 50, 297-314.
- Martínez, M. (2004). La participación de la empresa privada en la gestión de servicios de agua en el Distrito Federal. En: Libreros, H., López, R., Martínez, M., Montesillos, J., Ortiz, G., & Quiñones, A. (eds.). *Gestión del agua en el Distrito Federal. Retos y propuestas* (pp. 15-57). México, DF, México: Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Martínez, S., Escolero, O., & Perevochtchikova, M. (2015). A comprehensive approach for the assessment of shared aquifers: The case of Mexico City. *Sustainable Water Resources Management*, 1(2), 111-123.
- Mayer, P. W., De-Oreo, W. B., Opitz, E., Keifer, J., Dziegielewski, B., Davis, W., & Nelson, J. O. (1999). *Residential end uses of water*. Denver, USA: American Water Works Association.
- Mitchell, G. (2006). Applying integrated urban water management concepts: A review of Australian experience. *Environmental Management*, 37(5), 589-605.
- Montesillo, J. (2004). Estructura tarifaria. Análisis económico de la estructura tarifaria del servicio de agua potable en el Distrito Federal. En: *Gestión del agua en el Distrito Federal. Retos y propuestas* (pp. 101-149). México, DF: Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Morales, J., & Rodríguez, L. (2009). Política hídrica en la Zona Metropolitana del Valle de México y riesgos para suministrar agua al

- uso doméstico e industrial. En: Montero, D., Gómez, E., Carrillo, G., & Rodríguez, L. (eds.). *Innovación tecnológica, cultura y gestión del agua. Nuevos retos del agua en el Valle de México* (pp. 21-53). México, DF, México: Porrúa, Universidad Autónoma Metropolitana, Cámara de Diputados.
- Ojeda, A., Álvarez, C., Ramos, M., & Soto, F. (2017). Determinants of domestic water consumption in Hermosillo, Sonora, Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 142, 1901-1910.
- Perevochtchikova, M. (2015). Agua y ciudad: el abasto de agua potable en la Ciudad de México. En: Schteingart, M., & Piréz, P. (eds.). *Dos grandes metrópolis latinoamericanas: Ciudad de México y Buenos Aires. Una perspectiva comparativa* (pp. 239-260). Ciudad de México, México: El Colegio de México.
- Perló, M., & González, A. (2009). *¿Guerra por el agua en el Valle de México? Estudio sobre las relaciones hidráulicas entre el Distrito Federal y el Estado de México* (2a ed.). México, DF, México: Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pinkham, R. (1999). *21st century water systems: Scenarios, visions, and drivers*. Recovered from [http://www.rmi.org/Knowledge-Center/Library/W99-21\\_21stCenturyWater](http://www.rmi.org/Knowledge-Center/Library/W99-21_21stCenturyWater)
- Ramos-Bueno, A. (2016). *Análisis socio-espacial de la demanda por uso doméstico de agua en la Ciudad de México* (tesis de Maestría en Geografía). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2014a). *Portal de transparencia, solicitud de información pública 0324000022614. Consumo anual de agua, total de tomas instaladas para uso doméstico, total de tomas instaladas con medidor y nombre de colonias para el periodo 2008-2013.* Recovered from <https://infomexdf.org.mx/InfomexDF/consulta.html>

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2014b). *Portal de transparencia, solicitud de información pública 0324000105214. Volumen total de agua suministrado a la Ciudad de México, 2008-2013.* Recovered from <https://infomexdf.org.mx/InfomexDF/consulta.html>

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2016). *Portal de transparencia, solicitud de información pública 0324000111816. Volumen de agua extraído por pozos operados por el Sacmex con desglose mensual 2003-2015.* Recovered from <https://infomexdf.org.mx/InfomexDF/consulta.html>

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2019). *Librería Virtual. Diagnósticos, logros y desafíos Sacmex 2018.* Recovered from <http://data.sacmex.cdmx.gob.mx/aplicaciones/libreria/biblioteca/libros/2018/diagnostico-logros-y-desafios-2018.pdf>

Sánchez, A., Boltvinik, J., Ruiz, F., & Figueroa, H. (2011). *Índice de desarrollo social de las unidades territoriales del Distrito Federal. Delegación, colonia y manzana.* México, DF, México: Evalúa DF, Consejo de Evaluación del Desarrollo Social del Distrito Federal.

- Saurí, D. (2013). Water conservation: Theory and evidence in urban areas of the developed world. *Annual Review of Environment and Resources*, 38, 227-248.
- Seduvi, Secretaría de Desarrollo Urbano y Vivienda. (15 de abril, 2015). *Portal de transparencia, solicitud de información pública 0105000279114. Colonias de la Ciudad de México*. Recovered from <http://devliferay.inai.org.mx:8080/web/guest/inicio>
- Shandas, V., & Parandvash, G. (2010). Integrating urban form and demographics in water-demand management: An empirical case study of Portland, Oregon. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 37, 112-128.
- Stoker, P., Chang, H., Wentz, G., Crow-Miller, B., Jehle, G., & Bonnette, M. (2019). Building water-efficient cities. *Journal of the American Planning Association*, 85(4), 511-524.
- Tanverakul, S., & Lee, J. (2015). Impacts of metering on residential water use in California. *Journal of American Water Works Association*, 107(2), E69-E75.
- Tiburcio, A., & Perevochtchikova, M. (2012). Indicadores ambientales en la gestión del agua urbana. En: Perevochtchikova, M. (ed.). *Cultura del agua en México. Conceptualización y vulnerabilidad social* (pp. 377-399) México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Porrúa.
- Turner, V., & Ibes, D. (2011). The impact of homeowners associations on residential water demand management in Phoenix, Arizona. *Urban Geography*, 32(8), 1167-1188.

- UN, United Nations. (May 16, 2018). *Department of Economic and Social Affairs. 2018 Revision of World Urbanization Prospects*. Recovered from <https://www.un.org/development/desa/publications/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html>
- Wentz, E., & Gober, P. (2007). Determinants of small-area water consumption for the City of Phoenix, Arizona. *Water Resources Management*, 21, 1849-1863.
- Worthington, A., & Hoffman, M. (2008). An empirical survey of residential water demand modelling. *Journal of Economic Surveys*, 22(5), 842-871.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-03

Artículos

## **Modelado físico y numérico de la interacción de ondas enfocadas con un dique vertical con banquetta baja**

### **Physical and numerical modeling of focused wave interactions with a low mound breakwater**

B. Rodrigo Covarrubias-Contreras<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0297-176X>

Alec Torres-Freyermuth<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0203-8734>

José López-González<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9977-3104>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Sisal, Yucatán, México, BCovarrubiasC@iingen.unam.mx

<sup>2</sup>Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Sisal, Yucatán, México, ATorresF@iingen.unam.mx

<sup>3</sup>Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Sisal, Yucatán, México, JLopezGo@ii.unam.mx

Autor para correspondencia: Alec Torres-Freyermuth,  
ATorresF@iingen.unam.mx

## Resumen

Las ondas enfocadas, fenómeno que ocurre en el océano, son responsables del fallo de estructuras localizadas costa afuera. Existen pocos trabajos enfocados en su estudio en zonas cercanas a la costa. En el presente trabajo se analizó la estabilidad y funcionalidad de un dique vertical con banquetta baja en presencia de ondas enfocadas. Para ello, se realizaron ensayos en un canal de oleaje. Mediciones de superficie libre, presiones, subpresiones y rebase fueron utilizadas para validar un modelo numérico que resuelve las ecuaciones RANS. Las predicciones de rebase y presiones/subpresiones máximas del modelo numérico presentaron diferencias promedio con respecto a las mediciones de 10 y 8 %, respectivamente. De manera posterior, el modelo numérico se utilizó para evaluar el papel de la posición relativa de la estructura. Por último, se compararon los resultados del modelo físico con formulaciones semiempíricas, y se encontraron diferencias significativas en rebase ( $\approx 100$  %), y en presiones y subpresiones (88 %). Este estudio demuestra que el uso de modelos tipo RANS es una alternativa a las clásicas formulaciones semiempíricas, pues se comparan mejor con las mediciones durante este tipo de fenómenos.

**Palabras clave:** ondas enfocadas, dique vertical con banquetta baja, funcionalidad, estabilidad estructural, ecuaciones RANS, rebase.

## **Abstract**

Focused waves are a well-known phenomenon that occur in the ocean and can be responsible of offshore structure failure. However, less efforts have been devoted to improve its understanding in the nearshore. This work aims to investigate low-mound breakwater structure stability and functionality associated to transient wave groups. Laboratory experiments were conducted in a wave flume. Free-surface elevation, pressures, and overtopping measurements were employed to validate a numerical model based on the RANS equations. The numerical model predicts the pressures and overtopping with an average relative error of 10 and 8 %, respectively. Subsequently, the numerical model was employed to evaluate the role of the relative structure position with respect to the theoretical focused point. Finally, the physical model results are compared with semi-empirical formulations, finding significant differences for both wave overtopping ( $\approx 100$  %) and pressure/sub-pressure (88 %) estimates. This work demonstrates that RANS models are an alternative to the classic formulations that failed to predict stability and functionality during these phenomena.

**Keywords:** Focus wave, rouge waves, vertical breakwater, structure functionality, structural stability, RANS equations, overtopping.

Recibido: 11/03/2020

Aceptado: 24/06/2020

## Introducción

La zona costera es altamente vulnerable ante eventos extremos y el incremento del nivel medio del mar asociado con el cambio climático (Gornitz, 1991). Las estructuras costeras brindan protección a la infraestructura y permiten el desarrollo de diferentes actividades económicas en dicha área (desarrollos turísticos, zonas industriales, y operaciones portuarias). El régimen de oleaje medio y extremal es fundamental para el diseño de cualquier obra de protección costera (ROM 0.0). El diseño debe garantizar la funcionalidad y estabilidad ante la ocurrencia de eventos extremos asociados con cierto periodo de retorno (Goda, 2004).

El oleaje es un fenómeno aleatorio que se puede caracterizar con parámetros en el dominio del tiempo y de la frecuencia (p. ej.,  $H_s, T_p$ ). Conociendo los parámetros del oleaje y suponiendo un espectro teórico se pueden generar un número infinito de series de tiempo de superficie

libre (Palemón-Arcos, Torres-Freyermuth, Pedrozo-Acuña, & Salles, 2015), ya que los parámetros espectrales no proveen de la información (fase) necesaria para la reconstrucción de la serie original del tren de olas. Esta información puede ser relevante, pues en la realidad la interacción entre las diferentes componentes afecta la evolución espacio-temporal del tren de olas. Las componentes pueden interactuar de manera positiva o negativa. Un ejemplo de dicha interacción es la generación de ondas enfocadas. Este fenómeno sucede cuando las componentes del grupo de ondas transitorias entran en fase en un lugar en el espacio. Esto puede dar como resultado oleaje extremo conocido como “rogue waves” (Stagonas, Buldakov, & Simons, 2018). Este tipo de ondas en los registros se caracterizan por ser una onda solitaria, notablemente asimétrica en su horizontalidad, que presenta una ola extrema (Van-den-Boomgaard, 2003). Esta ola extrema es comúnmente de 1.8 veces la altura de ola significativa (Nikolkina & Didenkulova, 2011).

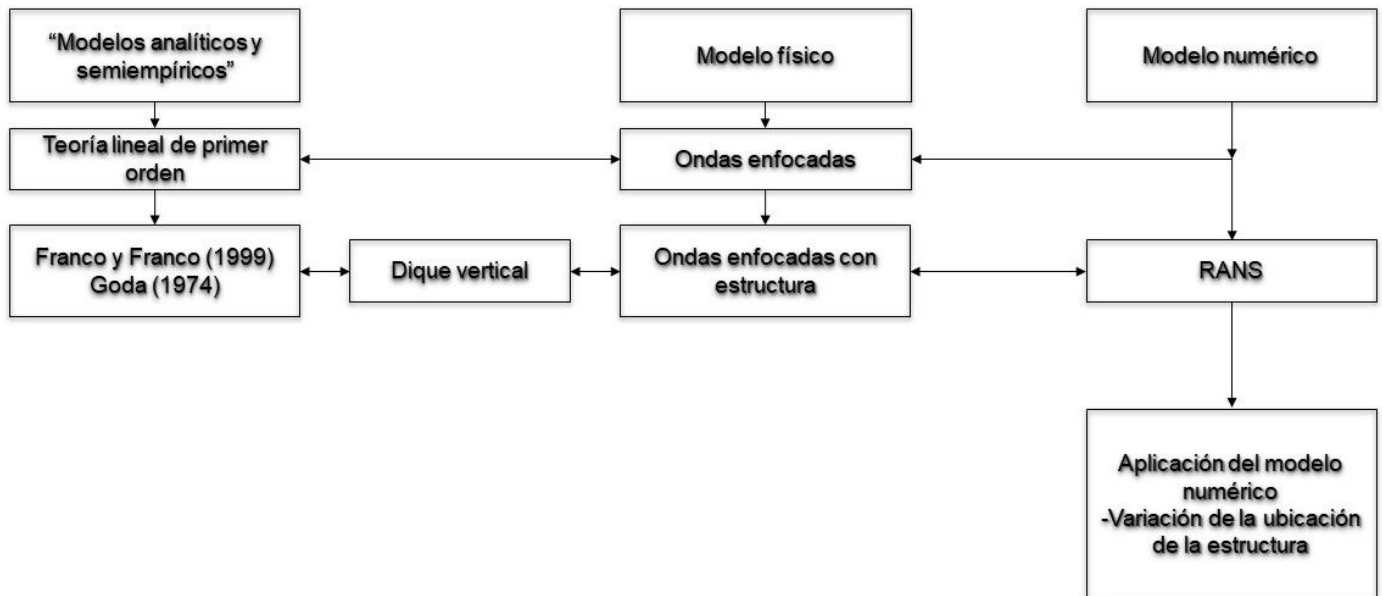
La mayoría de los estudios con ondas enfocadas se han desarrollado para aguas profundas e intermedias, utilizando modelos físicos (Ryu & Chang, 2008) o numéricos (Amarachaharam, 2016; Palemón-Arcos, Torres-Freyermuth, Chang, Pastrana-Maldonado, & Salles, 2014; Li, Zhao, Ye, Lin, & Chen, 2018). Esto se debe a que dicho fenómeno ha sido responsable del daño a infraestructura asociada con la industria de extracción de hidrocarburos y embarcaciones. Sin embargo, pocos trabajos se han enfocado en conocer las implicaciones de las ondas enfocadas en zonas cercanas a la costa (Whittaker *et al.*, 2017; Whittaker, Fitzgerald, Raby, Taylor, & Borthwick, 2018). Estudios recientes (Whittaker *et al.*, 2017; Whittaker *et al.*, 2018) han demostrado la importancia de las ondas enfocadas en el estudio de playas y muros

inclinados utilizando un modelo tipo Boussinesq. Sin embargo, la capacidad de modelos numéricos más avanzados (p. ej., RANS) y simplificados (p. ej., modelos semianalíticos/empíricos) para cuantificar la funcionalidad y estabilidad de diferentes tipologías ante este tipo de eventos requiere mayor atención.

Una de las herramientas más usadas para el diseño de estructuras costeras es el modelado físico (Jiménez, 2010; Guanche, 2007), y el uso de formulaciones semiempíricas y paramétricas (Goda, 1974; Franco & Franco, 1999). En años recientes ha cobrado importancia el uso de modelos numéricos basados en las ecuaciones RANS (Lara, García, & Losada, 2006; Losada, Lara, Guanche, & González-Ondina, 2008; Guanche, Losada, & Lara, 2009; Higuera, Lara, & Losada, 2014; Palemón-Arcos *et al.*, 2015), que resuelven la transformación no-lineal del oleaje, incluyendo la rotura. En el presente trabajo se analizará la estabilidad y funcionalidad de un dique vertical de banquetta baja al interactuar con ondas enfocadas a través del modelado físico y numérico. Asimismo, las mediciones serán comparadas con formulaciones semianalíticas/empíricas existentes utilizadas para el estudio de estabilidad y rebase en estas estructuras costeras.

## Métodos

El presente trabajo contempla un estudio integral que incluye: (a) el desarrollo de ensayos en un modelo físico; (b) la implementación, validación, y aplicación de un modelo numérico; y (c) la evaluación de formulaciones semiempíricas para estimar las presiones/subpresiones y el rebase en un dique vertical. La metodología utilizada se ilustra en la Figura 1 y se detalla a continuación.



**Figura 1.** Diagrama de flujo de la metodología para modelar física, numéricamente, y a través de modelos analíticos y semiempíricos la interacción de ondas enfocadas con un dique vertical.

## Generación de ondas enfocadas

La metodología de generación de ondas enfocadas en este trabajo se basa en la teoría de onda lineal propuesta por Longuet-Higgins (1974). Este método de generación de ondas enfocadas, basado en la teoría lineal, ha sido utilizado en estudios previos (Longuet-Higgins, 1974; Rapp & Melville, 1990; Baldock, Swan, & Taylor, 1996; Baldock, 2006; entre otros). El método considera un espectro de oleaje que se subdivide en  $N$  componentes que contienen la misma energía en el dominio de la frecuencia. El objetivo es generar un rango específico de componentes de ondas que entren en fase (enfocamiento) en una ubicación específica y tiempo determinado, generando una ola de mayor altura, producto de la superposición de componentes. La elevación de la superficie libre del agua se puede expresar como la suma de componentes, dada por:

$$\eta(x, t) = \sum_{i=1}^N a_i \cos(k_i x - \omega_i t - \phi_i) \quad (1)$$

donde  $a_i$ ,  $k_i$ ,  $\omega_i = 2\pi f_i$ , y  $\phi_i$  son la amplitud, el número de onda, la frecuencia angular, y la fase de la  $i$ -ésima componente;  $N$  es el número de componentes y  $t$  es el tiempo. Donde  $k_i$  y  $\omega_i$  están relacionados por la ecuación de la dispersión  $\omega_i^2 = g k_i \tanh(k_i h)$ , en donde  $g$  y  $h$  son la aceleración de la gravedad y la profundidad del agua, respectivamente. La fase de cada uno de los componentes se calcula estableciendo:

$$\cos(k_i x - \omega_i t - \phi_i) = 1 \quad (2)$$

en donde  $x = x_f$  será el punto de enfoque y  $t = t_f$  el tiempo de enfocamiento, quedando la Ecuación (2) como:

$$\phi_i = k_i x_f - \omega_i t_f \quad (3)$$

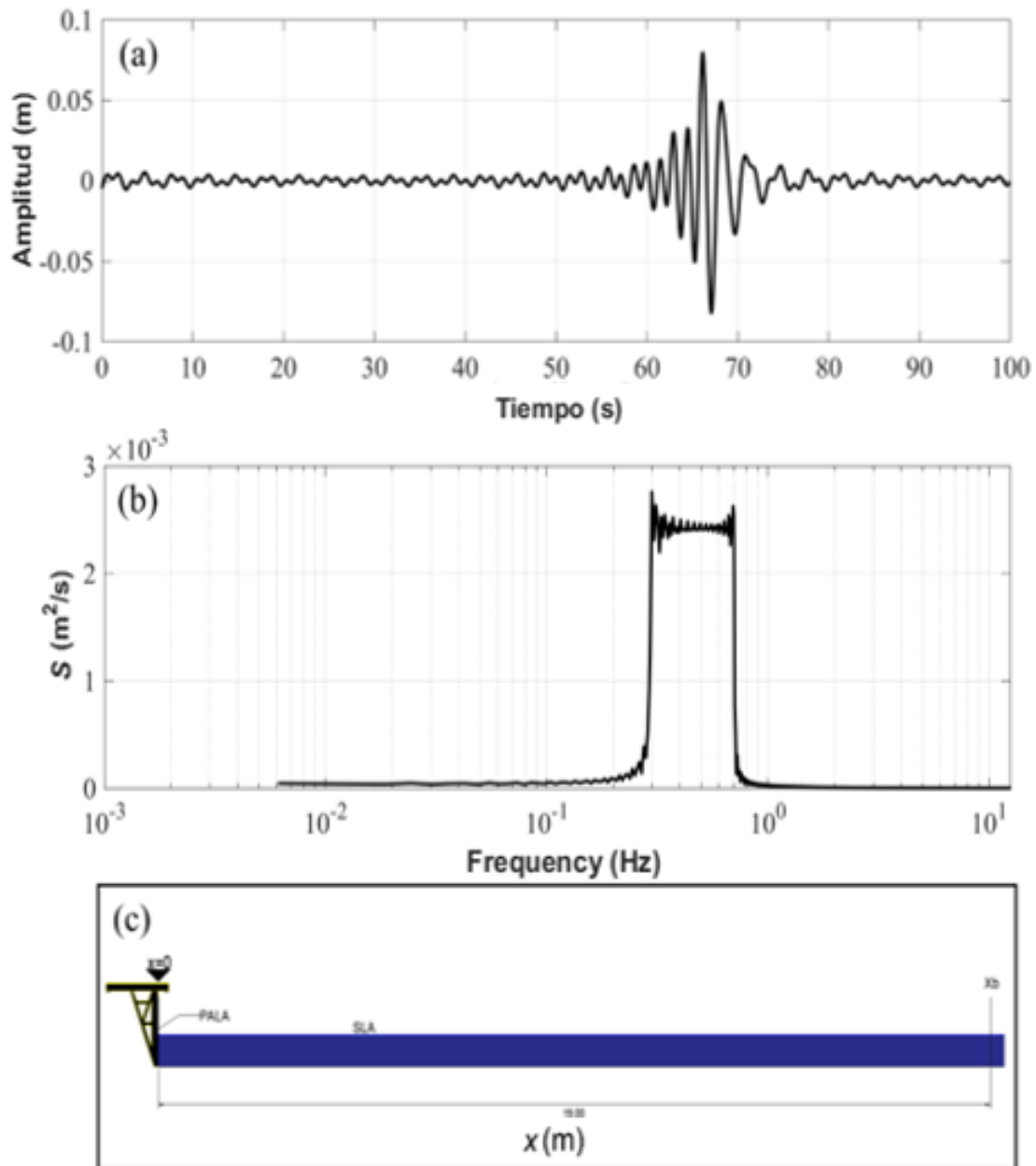
Sustituyendo (3) en (1), obtenemos que el desplazamiento de la superficie libre está dado por:

$$\eta(x, t) = \sum_{i=1}^N a_i \cos(k_i(x - x_f) - \omega_i(t - t_f)) \quad (4)$$

donde la posición media de la pala generadora de olas se define en  $x = 0$  (ver Figura 2c) y el desplazamiento deseado en la pala generadora de olas está dado por:

$$\eta(0, t') = \sum_{i=1}^N a_i \cos(-k_i x_f - \omega_i t') \quad (5)$$

donde  $t' = t - t_f$  y el efecto de cambiar  $t_f$  es retrasar o avanzar toda la señal sin cambiar el punto de enfoque del grupo de ondas teórico  $x_f$ .



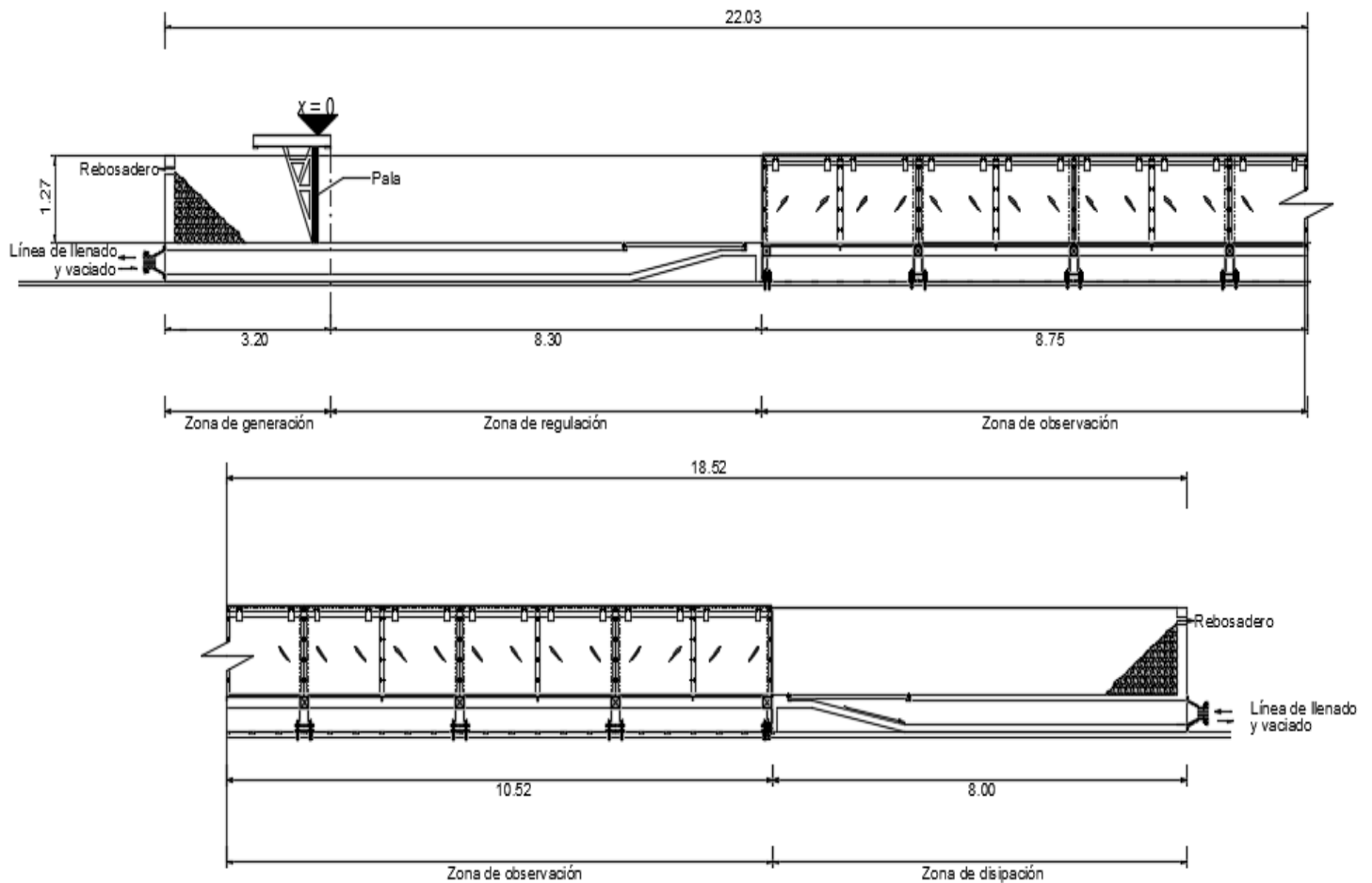
**Figura 2.** (a) Grupo de ondas enfocadas en aguas intermedias utilizando 32 componentes con una  $f_c = 1$  Hz,  $f_1 = 0.3$  Hz,  $f_2 = 0.7$  Hz y  $A = 0.06$  m, tomando en cuenta un punto de enfoque en  $x = 19$  m; (b) espectro tipo “sombbrero”; (c) geometría del canal, señalando el sistema de referencia utilizado con origen ( $x = 0$  m) en la posición de la pala.

Considerando las características del canal de oleaje se generó un grupo de ondas conformado por 32 componentes. Estudios previos (Rapp & Melville, 1990; Baldock *et al.*, 1996; Baldock, 2006) demostraron una buena representación de este tipo de oleaje utilizando alrededor de 30 componentes. La frecuencia central  $f_c = 0.5 \text{ Hz}$ , inferior  $f_1 = 0.3 \text{ Hz}$  y superior  $f_2 = 0.7 \text{ Hz}$  se usaron para generar la serie temporal de superficie libre para este estudio (Figura 2a). El tren de ondas generado dio como resultado un espectro tipo “sombrero” (Figura 2b), característico en este tipo de grupo de ondas. El punto de enfoque teórico se localizó en  $x = 19 \text{ m}$  (Figura 2c) para un tiempo de cien segundos.

## Modelo físico

Los ensayos de laboratorio se llevaron a cabo en el canal de oleaje del Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros (LIPC) de la Unidad Académica Sisal del Instituto de Ingeniería (II) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). El canal de oleaje tiene 40 m de longitud, 0.8 m de ancho y 1.27 m de alto (Figura 3), y está equipado con un generador de oleaje unidireccional (GOU) del fabricante VTI, el cual consiste de una pala tipo pistón, con una potencia de 7.5 KW y una carrera de la pala de 1.2 m. El sistema de generación cuenta con generación de

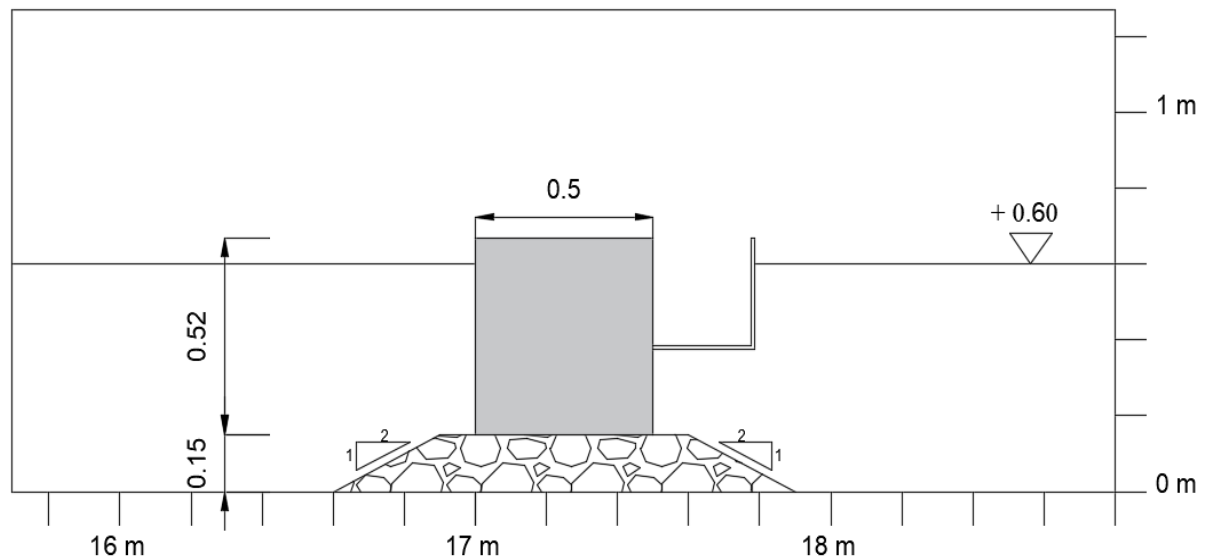
segundo orden y absorción activa. En este trabajo se utilizó una serie temporal de superficie libre (Figura 2a) para la generación del oleaje.



**Figura 3.** Esquema de la geometría del canal.

## Tipología utilizada y casos modelados

El diseño de la tipología de la estructura costera modelada físicamente en el canal del LIPC del II-UNAM corresponde a un dique vertical con banqueteta baja (*Low Mound Breakwater*) a escala 1:20 (Figura 4). El dique y el vertedero para medir el rebase se construyeron con tablas de madera de 3/8". El vertedero se forró por dentro con láminas de acrílico y se selló con silicón para evitar fugas. Para la banqueteta del dique se usó roca caliza y una pendiente de 1:2 (Figura 4).



**Figura 4.** Sección transversal del dique vertical.

En el modelo físico se realizaron tres ensayos a escala (1:20): (a) el primero consistió en la generación de un grupo de ondas enfocadas y propagadas a una profundidad constante de 0.60 m sin la presencia de la estructura; (b) el segundo fue con las mismas condiciones que en (a), pero con la estructura ubicada en el punto de enfoque observado  $x = 17$  m, que presenta una diferencia de 2 m con respecto al punto de enfoque teórico; c) el tercero consistió en la interacción del grupo de ondas enfocadas con el mismo oleaje y la misma tipología, pero con un nivel del agua en reposo de 0.50 m. Para los ensayos (b) y (c) se hicieron 15 repeticiones, a fin de calcular los promedios de ensamble. La altura de ola significativa ( $H_s$ ), periodo pico ( $T_p$ ), y nivel del agua en reposo ( $h$ ) para cada uno de los casos simulados se especifica en la Tabla 1.

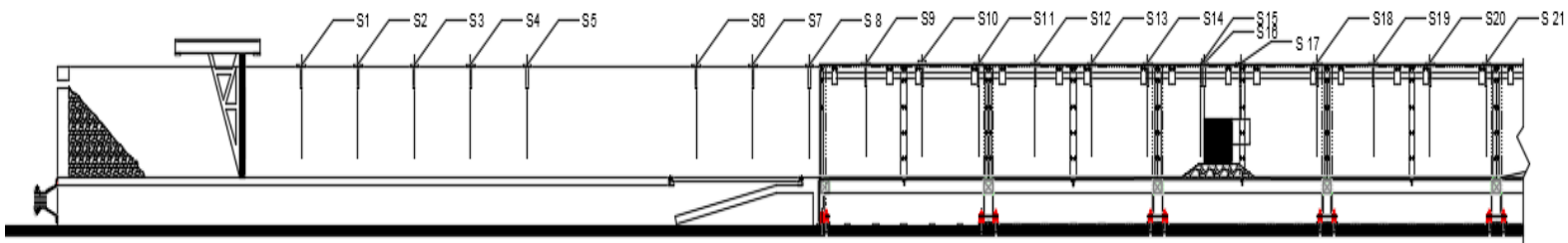
**Tabla 1.** Ensayos realizados en el canal de olas del LIPC de la UNAM.

Ensayo	$h$ (m)	Tipo de oleaje	$H_s$ (m)	$T_p$ (s)	Estructura (m)	Repeticiones
1	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	Sin estructura	4
2	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	17.00	15
3	0.50	Ondas enfocadas	0.04	2.00	17.00	15

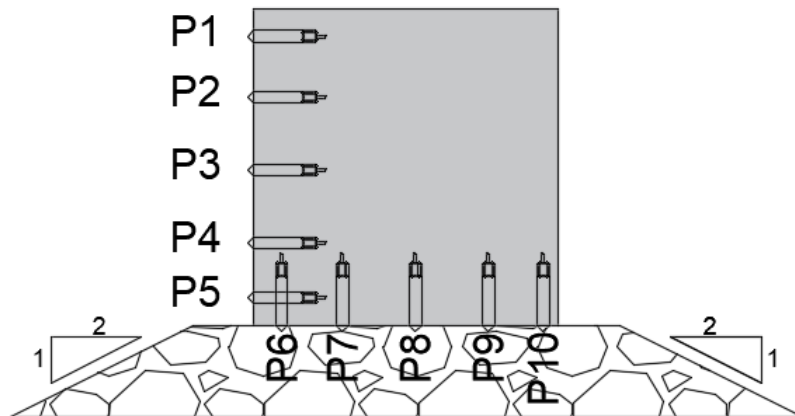
\*Donde  $h$  = profundidad en reposo;  $H_s$  = altura significativa y  $T_p$  = periodo de pico.

## Adquisición y análisis de los datos

Para medir la transformación del oleaje se colocaron 21 sensores de nivel tipo resistivo fabricados por VTI, utilizando una frecuencia de muestreo de 100 Hz (Figura 5). Asimismo, se realizaron mediciones de presión con 10 sensores colocados alrededor de la estructura (Figura 6) para la medición de presiones y subpresiones (cinco en el muro vertical y cinco en la base). Los sensores utilizados fueron marca Keller America, con una precisión de  $\pm 0.25\%$  o  $\pm 0.1\%$  TEB; un intervalo de presión de 0 a 39 225.53 Pascales, y un intervalo de temperatura de  $-10$  a  $80\text{ }^{\circ}\text{C}$ . En los ensayos 2 y 3 se utilizó una frecuencia de muestreo para la presión de 19 Hz. Las frecuencias de muestreo utilizadas para cada variable estuvieron en función de la frecuencia de muestreo de los sensores de medición. Por otro lado, para medir el nivel de agua en la cubeta de rebase y estimar el volumen de rebase y gasto, se empleó un sensor resistivo, acústico y de presión.



**Figura 5.** Plano de ubicación de los sensores de nivel en los ensayos de laboratorio. El ensayo 1 tiene el mismo arreglo, pero sin la estructura y con el sensor S16 ubicado a 0.5 m del S15.



**Figura 6.** Plano de ubicación de los sensores de presión.

Se realizaron las curvas de calibración para todos los sensores resistivos antes de cada uno de los ensayos, a fin de convertir las mediciones de voltaje a metros. Para ello, se generaron curvas de calibración a partir de la medición de diferentes niveles conocidos y su posterior ajuste a través de una regresión lineal, obteniendo un coeficiente de correlación promedio de 0.99. Las series temporales de superficie libre se analizaron a través del método de cruce ascendentes por ceros para encontrar las alturas de ola en el tren de oleaje, y a partir de ellas determinar en cada sensor la altura de ola máxima y la altura de ola significativa. En el caso de los sensores de presión no se requiere

ninguna calibración y, por lo tanto, se obtuvieron los valores promedio y máximos a partir del registro. El rebase se estimó a partir del nivel de agua en la cubeta por medio de un sensor resistivo, acústico y de presión.

## Modelo numérico

Para el modelado numérico se utilizó el modelo *Cornell Breaking Wave and Structures* (COBRAS) (Lin & Liu, 1998). Este modelo fue desarrollado originalmente por la Universidad de Cornell a partir del modelo de la NASA llamado RIPPLE. En estudios posteriores (Hsu, Sakakiyama, & Liu, 2002; Lara *et al.*, 2006; Losada *et al.*, 2008), el modelo COBRAS fue adaptado para el estudio de la interacción de flujo-estructura para cualquier tipología permeable o impermeable.

El modelo bidimensional (2DV) COBRAS resuelve las ecuaciones de Reynolds y Navier Stokes promediadas en el volumen (VARANS); utiliza un modelo de turbulencia  $k-\varepsilon$  algebraico no lineal y describe la superficie libre sin restricciones geométricas por medio de la técnica VOF (*Volume of Fluid*), por lo cual se pueden representar todos los procesos de transformación del oleaje, incluida la reflexión, la rotura, y el rebase. Este modelo permite obtener el campo de presiones no-hidrostático, reduciendo el número de limitaciones, a diferencia de los modelos de

ecuaciones no-lineales de aguas someras (Kobayashi & Wurjanto, 1992) o tipo Boussinesq (Chen, Kirby, Dalrymple, Shi, & Thornton, 2003), debido a que no asume ninguna teoría de ondas.

En este trabajo, el modelo numérico se validó con los datos de superficie libre y presión obtenidos en el canal de oleaje. Asimismo, el modelo se usó para estudiar el papel de la ubicación relativa de la estructura, con relación al punto teórico de enfocamiento del grupo de ondas, en la estabilidad y funcionalidad de la tipología estudiada. Por lo tanto, el dominio de cómputo y las condiciones de contorno se implementaron para reproducir las condiciones del canal de oleaje.

El modelo numérico fue forzado con las mediciones de superficie libre medidas en el sensor más cercano a la pala de generación del canal de oleaje (S1 en Figura 5). Para derivar la condición de flujo, la serie temporal es descompuesta en sus componentes de Fourier, con el objetivo de derivar el perfil de velocidades de cada una de las componentes utilizando teoría lineal (Torres-Freyermuth, Losada, & Lara, 2007). Por lo tanto, la serie temporal del perfil de velocidades se construye por superposición lineal. El modelo numérico utiliza absorción activa para evitar la re-reflexión del oleaje en el contorno.

Se modelaron seis casos (ver Tabla 2), donde el primero corresponde a un grupo de ondas enfocadas sin estructura, con el fin de evaluar el método de generación en el modelo numérico y su capacidad para predecir el punto de enfocamiento en el modelo físico. El segundo ensayo estuvo enfocado al estudio de la interacción del grupo de ondas enfocadas con la tipología propuesta; este caso permitió validar el modelo numérico con las mediciones de superficie libre, presiones, y rebase

obtenidas en el laboratorio. Los casos 3 a 6 mantuvieron las mismas condiciones de forzamiento que en el caso 2, pero variando la ubicación de la estructura. Esto permitió evaluar la estabilidad y funcionalidad del dique, considerando la variación de su posición con respecto al punto de enfocamiento teórico en ausencia de la estructura (ver Tabla 2). Para todos los casos se utilizó un dominio computacional de 30 m de largo y 1.3 m de alto. La malla utilizada fue uniforme horizontal y vertical, con resolución de  $\Delta x = 0.02$  m y  $\Delta y = 0.01$  m. El número total de celdas es de 1 500 en  $x$  y 130 en  $y$ . El tamaño de la malla se seleccionó a través de un análisis de sensibilidad y considerando el tiempo de cómputo.

**Tabla 2.** Casos modelados en COBRAS.

<b>Caso</b>	<b><math>h</math> (m)</b>	<b>Tipo de oleaje</b>	<b><math>H_s</math> (m)</b>	<b><math>T_p</math> (s)</b>	<b>Estructura (m)</b>	<b>Repeticiones</b>
<b>1</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	Sin estructura	1
<b>2</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	17.00	1
<b>3</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	7.00	1
<b>4</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	14.00	1
<b>5</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	20.00	1
<b>6</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	27.00	1

## Formulaciones semiempíricas

En este trabajo se utilizaron formulaciones semiempíricas existentes para el estudio de estabilidad y funcionalidad de estructuras con la tipología de estudio. El objetivo fue comparar su desempeño con respecto a las mediciones y el modelo numérico durante la presencia de ondas enfocadas.

Para el estudio de estabilidad, ante oleaje pulsante, se utilizó el modelo de Goda (1974). Este modelo utiliza para el cálculo de la sobreelevación y las presiones las siguientes expresiones:

$$H = 1.8 * H_{1/3} \quad (6)$$

$$\eta^* = 0.75(1 + \cos\beta)H \quad (7)$$

$$p_1 = 0.5(1 + \cos\beta)(\alpha_1 + \alpha_2 \cos^2\beta)\rho_w g H \quad (8)$$

$$p_2 = \frac{p_1}{\cosh\left(\frac{2\pi h}{L}\right)} \quad (9)$$

$$p_3 = \alpha_3 p_1 \quad (10)$$

$$p_u = 0.5(1 + \cos\beta)\alpha_1\alpha_3\gamma_w H \quad (11)$$

Los valores de los distintos coeficientes  $\alpha_i$  están dados por:

$$\alpha_1 = 0.6 + 0.5 \left[ \frac{4\pi \frac{h}{L}}{\sinh(4\pi \frac{h}{L})} \right]^2 \quad (12)$$

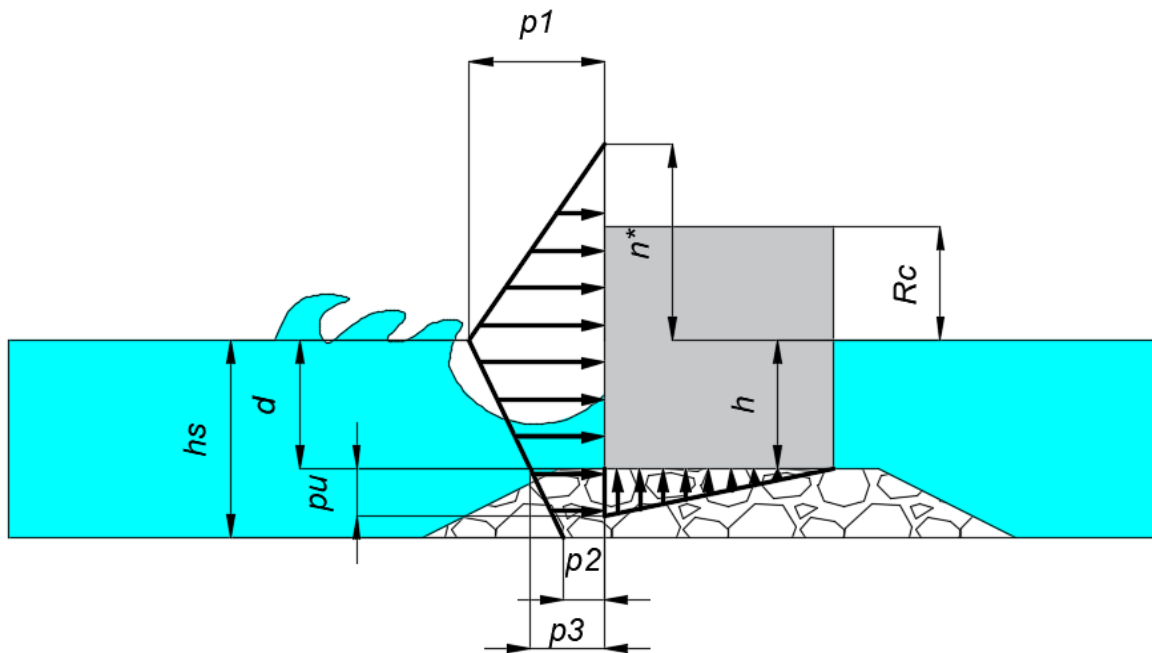
$$\alpha_2 = \min \left\{ \left[ \frac{h_b - d}{3h_b} \left( \frac{H}{d} \right)^2, \frac{2d}{H} \right] \right\} \quad (13)$$

Donde:

$$h_b = h + 5H_{1/3} \tan\theta \quad (14)$$

$$\alpha_3 = 1 - \frac{h'}{h} \left[ 1 - \frac{1}{\cos(2\pi \frac{h'}{L})} \right]^2 \quad (15)$$

Las variables utilizadas en el modelo se muestran en la Figura 7 y los parámetros empleados corresponden a las características de los ensayos hechos en el canal de oleaje (Tabla 3).



**Figura 7.** Diagrama de presiones de Goda (1974).

**Tabla 3.** Parámetros utilizados en el método de Goda (1974).

Ensayo	$h_s$ (m)	Tipo de oleaje	$H_s$ (m)	$H$ (m)	$T_p$ (s)	$h_c$ (m)	$h$ (m)	$\beta$
2	0.60	Ondas enfocadas	0.04	0.80	2.00	0.07	0.45	0
3	0.50	Ondas enfocadas	0.04	0.80	2.00	0.17	0.45	0

\*Donde  $SL$  = superficie libre;  $H_s$  = altura significativa;  $T_p$  = periodo pico;  $h_s$  = calado a pie de estructura;  $h$  = calado, y  $\beta$  = ángulo de incidencia del oleaje ( $^\circ$ ).

Para el cálculo de rebase en un dique vertical se utilizó la formulación de Franco y Franco (1999) dada por:

$$Q = \frac{q}{\sqrt{gH_s^3}} = 0.082 \exp\left(-3.0 \frac{Rc}{H_s} \frac{1}{\gamma_\beta \gamma_s}\right) \quad (16)$$

Donde:

$Q$  = caudal medio de rebase adimensional.

$q$  = caudal medio de rebase ( $\text{m}^3/\text{s}/\text{m}$ ).

$g$  = aceleración de la gravedad ( $\text{m}^2/\text{s}$ ).

$Rc$  = francobordo (m).

$H_s$  = altura de ola significativa (m).

$\gamma_\beta$  = coeficiente adimensional función del ángulo de incidencia del oleaje.

$\gamma_s$  = coeficiente adimensional de la geometría frontal del paramento.

Para el cálculo de rebase con la ecuación de Franco y Franco (1999) se utilizaron los siguientes parámetros, que se muestran en la Tabla 4 de los ensayos 2 y 3.

**Tabla 4.** Parámetros utilizados en el método de Franco y Franco (1999).

<b>Ensayo</b>	<b><math>h_s</math> (m)</b>	<b>Tipo de oleaje</b>	<b><math>H_s</math> (m)</b>	<b><math>T_p</math> (s)</b>	<b>Rc (m)</b>	<b><math>\gamma_\beta</math></b>	<b><math>\gamma_s</math></b>
<b>2</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	0.07	0.83	1
<b>3</b>	0.60	Ondas enfocadas	0.04	2.00	0.17	0.83	1

## Resultados

Esta sección muestra la validación del modelo numérico con las mediciones de laboratorio y su aplicación para estudiar la sensibilidad de la estabilidad y funcionalidad de la estructura a su ubicación relativa al punto de enfocamiento.

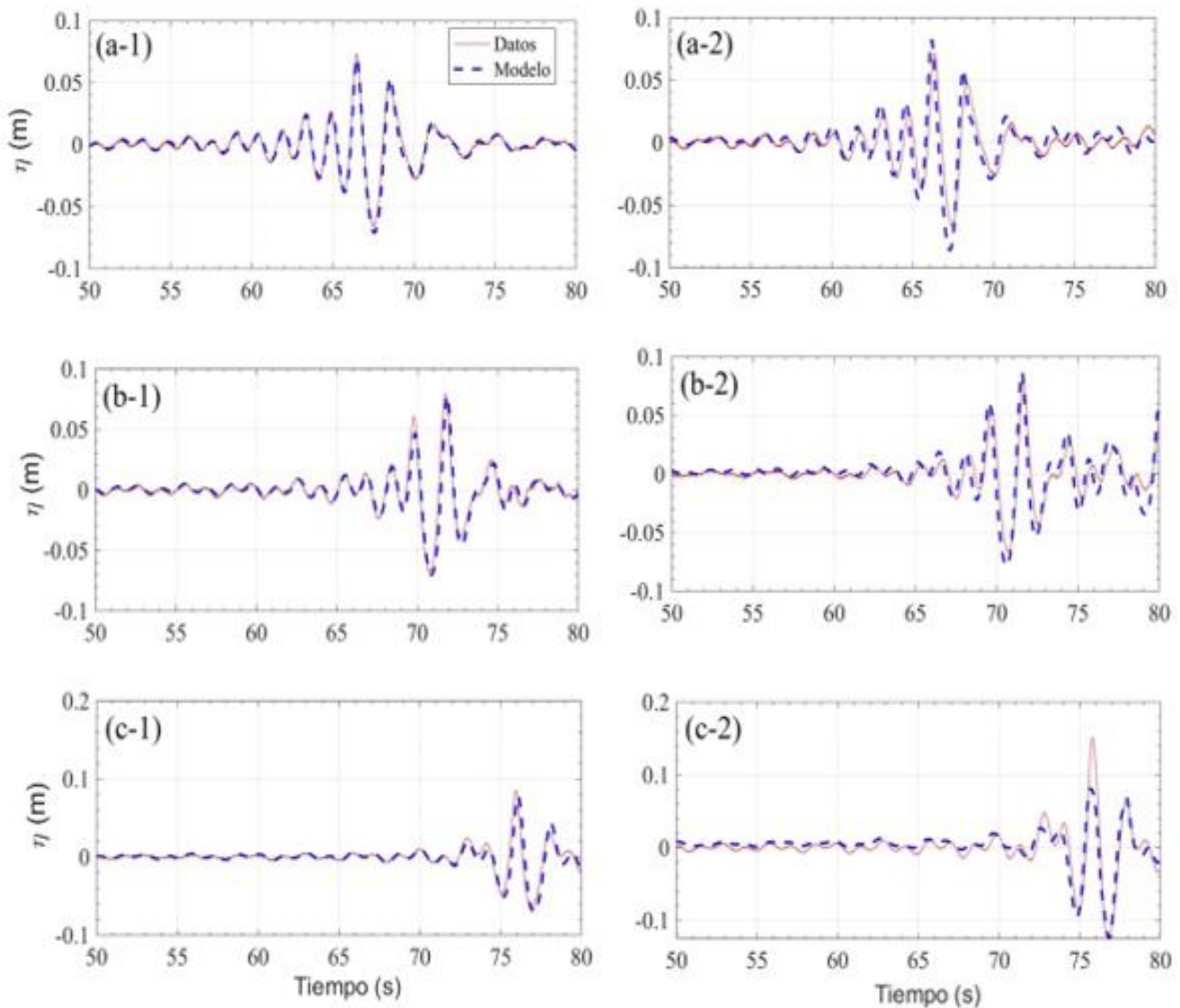
### Validación del modelo numérico

El modelo numérico fue comparado con las mediciones de superficie libre a lo largo del canal, mediciones de presiones alrededor de la estructura y rebase.

## Transformación del oleaje

El oleaje generado corresponde al punto de enfocamiento teórico, de acuerdo con la Ecuación (5), localizado en  $x = 19$  m. Sin embargo, las mediciones en el canal de oleaje muestran que el enfocamiento sucede en  $x = 17$  m. En la Figura 8 se presenta la serie temporal de la superficie libre a diferentes posiciones a lo largo del canal correspondientes a los ensayos 1 (sin estructura) y 2 (con estructura). Para el caso sin estructura, la transformación del tren de olas es reproducida de manera satisfactoria por el modelo numérico (Figuras 8a-1 y 8b-1), incluyendo la predicción del punto de enfocamiento (Figura 8c-1). La diferencia de 2 m de la ubicación del punto de enfocamiento entre el modelo lineal, los datos de laboratorio y el modelo numérico sugiere que las diferencias se encuentran principalmente asociadas con procesos de transformación del oleaje no-lineales. Baldock *et al.* (1996) reportaron un incremento en las diferencias entre el punto de enfocamiento teórico y el observado con el

incremento de la no-linealidad del grupo de ondas, las cuales causan un efecto en la dispersión de las ondas.



**Figura 8.** Comparación entre las mediciones y las predicciones del modelo numérico de la serie temporal de superficie libre en (a)  $x = 1$  m; (b) 8 m, y (c) 17 m para la propagación de ondas enfocadas en el canal

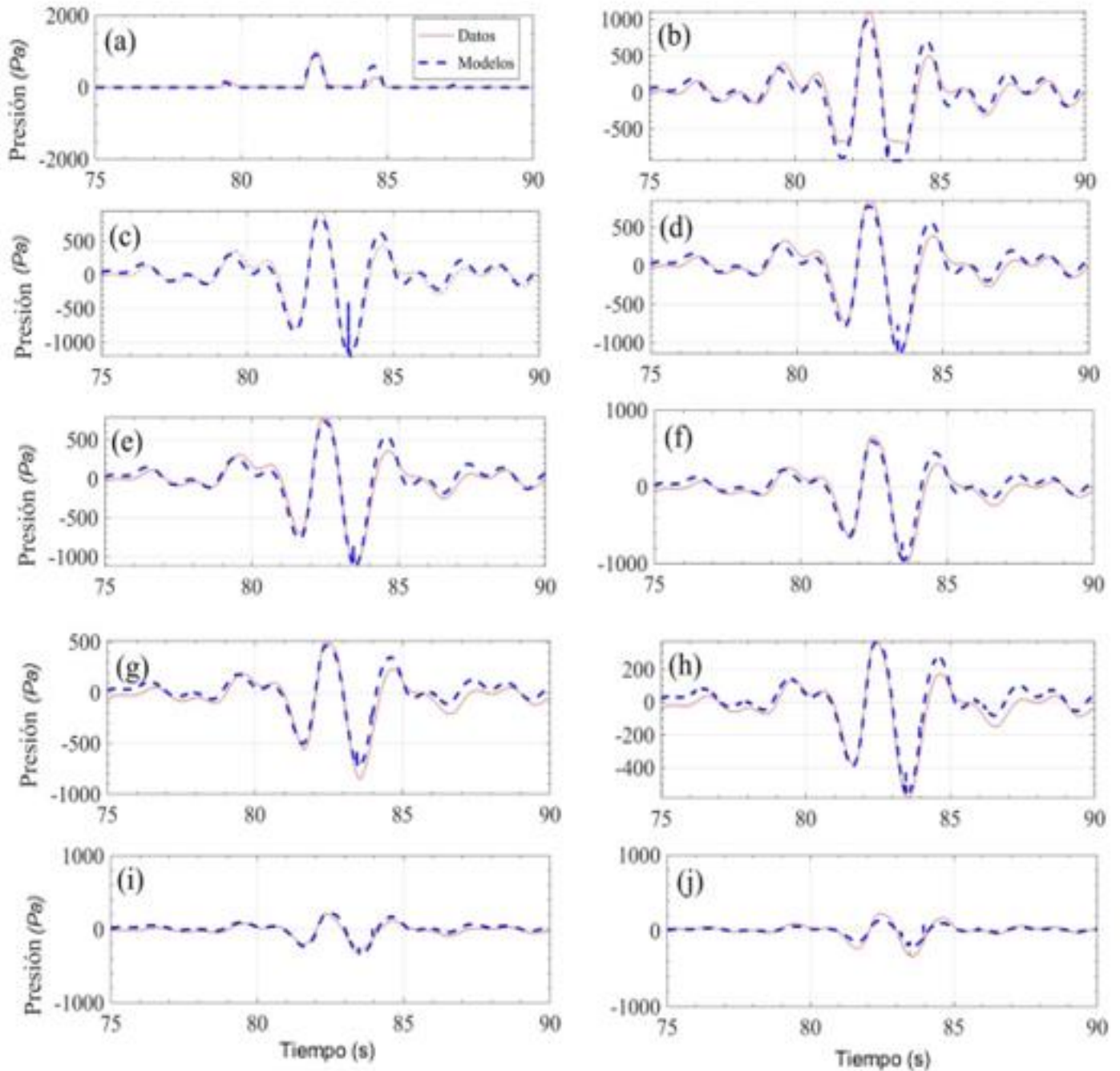
de oleaje para los casos en (1) ausencia y en (2) presencia de la estructura en  $x = 17$  m.

La Figura 8a-2-c-2 muestra las mediciones de superficie libre, realizados en presencia de la estructura (ensayo 2). El modelo numérico reproduce de manera satisfactoria los procesos asociados con la propagación del grupo de ondas (Figura 8a-2 y Figura 8b-2). El oleaje, al interactuar con la estructura, induce la rotura del oleaje, así como el rebase y la reflexión parcial. Es evidente el incremento de la altura de las olas en el ensayo 2 (Figura 8c-2), el cual está asociado con el proceso de reflexión del oleaje en la cara de la estructura. El modelo numérico predice de manera cualitativa la asimetría del oleaje y la transformación del grupo. Sin embargo, subestima la altura del oleaje en la cara de la estructura (ver Figura 8c-2).

## **Campo de presiones**

Las presiones y subpresiones máximas alrededor de la estructura son necesarias para determinar su estabilidad. En la Figura 9 se muestra la comparación de las mediciones de presión en los 10 sensores instalados alrededor de la estructura durante el ensayo 2 contra las mediciones del

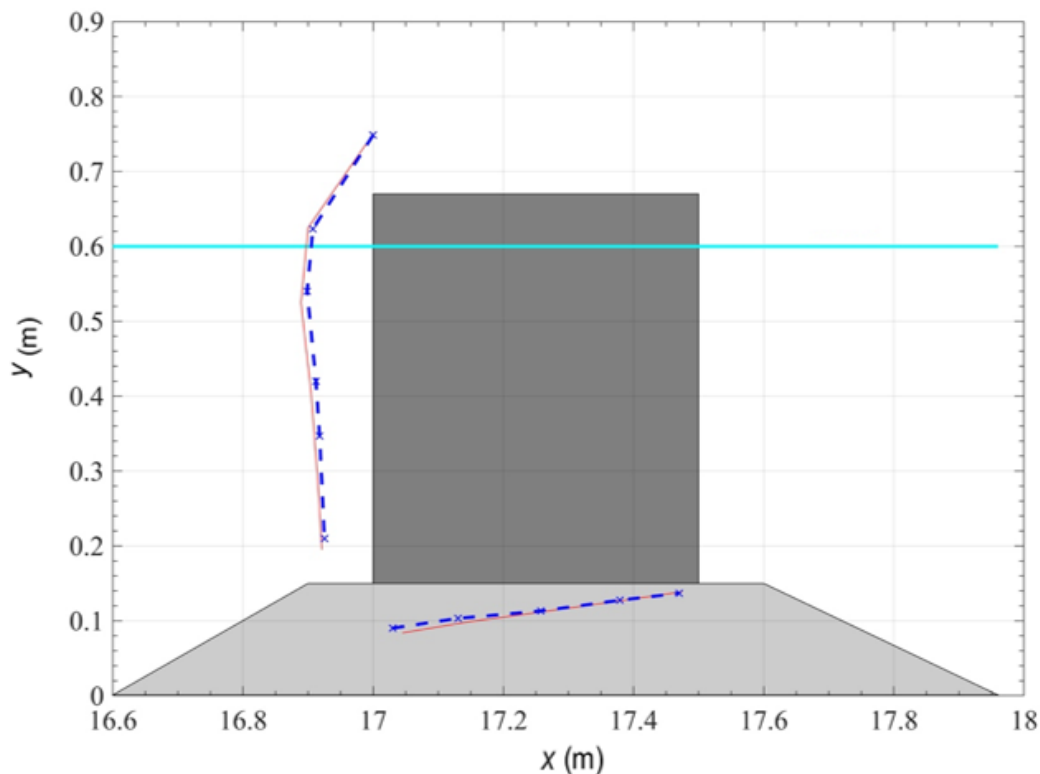
modelo numérico. Las mediciones muestran una atenuación de la presión dinámica a lo largo de la base de la estructura. El modelo numérico es capaz de reproducir la amplitud y la variación temporal de presiones tanto en los sensores que se encuentran sumergidos como en los que son inundados ocasionalmente debido a la interacción del oleaje con la estructura. El modelo reproduce la variación temporal de la presión en la cara de la estructura (Figura 9a-e). Las diferencias principales se presentan en el sensor P2 (Figura 9b), las cuales están asociadas con las limitaciones del modelo para predecir la superficie libre en esa posición (Figura 8c-2).



**Figura 9.** Comparación de la serie temporal de presiones entre las mediciones y el modelo numérico en los sensores ubicados en: la cara barlomar del dique (a: P1; b: P2; c: P3; d:P4; e: P5) y en la base del

dique (f: P6; g: P7; h: P8; i: P9; j: P10). La ubicación de los sensores se detalla en la Figura 6.

La Figura 10 y la Tabla 5 muestran la comparación entre las presiones máximas medidas en el laboratorio y obtenidas por el modelo numérico. El modelo numérico subestima las presiones en los sensores P1 a P9.



**Figura 10.** Presiones y subpresiones dinámicas máximas medidas en el ensayo 2 (línea continua) y modeladas (línea discontinua). Una distancia de 0.09 m equivale a 1 KPa.

**Tabla 5.** Error absoluto y relativo de las presiones y subpresiones del modelo físico (Ensayo 2) y numérico (Caso2).

Sensor	Presiones Modelo físico (Pa)	Presiones Modelo numérico (Pa)	$E_a =  P - P_{Numérico} $ (Pa)	$E_r = \left  \frac{P - P_{Numérico}}{P} \right  \times 100$ (%)
<b>P1</b>	998.76	908.00	90.76	9.09
<b>P2</b>	1 108.81	1 014.00	94.81	8.55
<b>P3</b>	954.10	878.00	76.10	7.98
<b>P4</b>	849.10	788	61.10	7.20
<b>P5</b>	787.21	748.00	39.21	4.98
<b>P6</b>	660.03	597.00	63.03	9.55
<b>P7</b>	514.80	466.00	48.80	9.48
<b>P8</b>	373.00	366.00	7.00	1.88
<b>P9</b>	224.00	223.00	1.00	0.45
<b>P10</b>	111.02	131.00	19.98	18.00
		<b>Promedio</b>	50.18	7.71

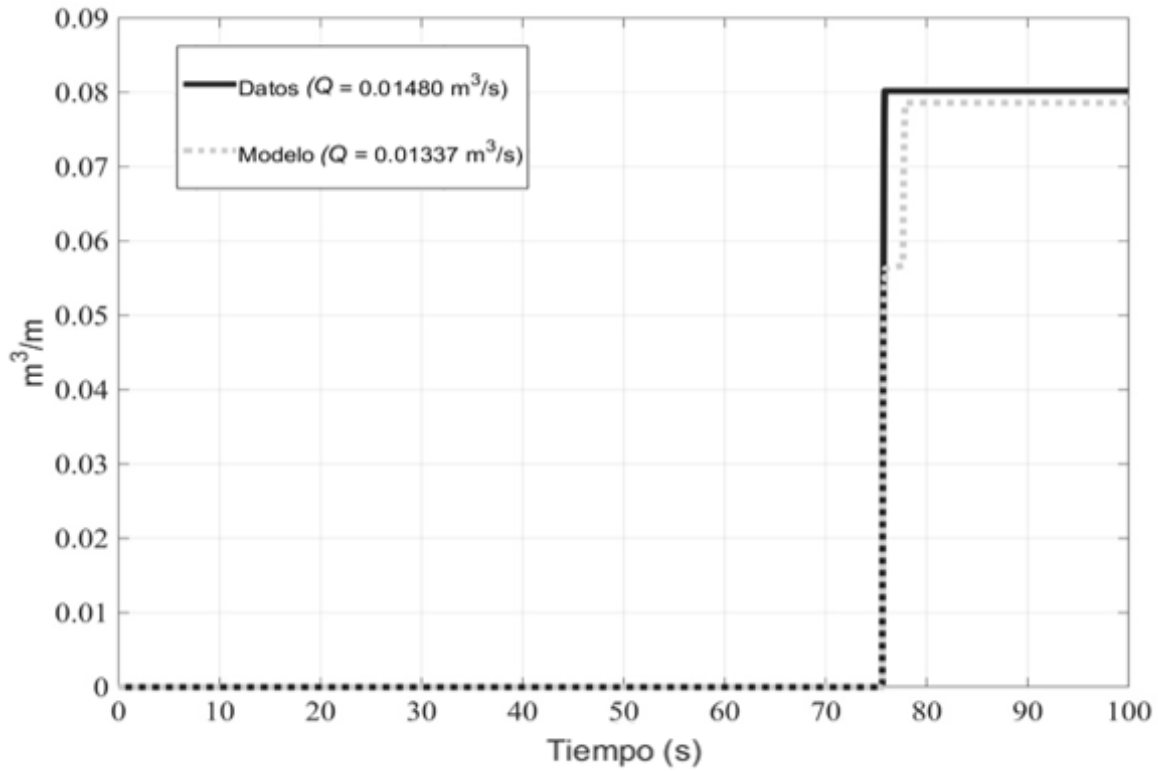
El modelo numérico presentó una subestimación en la superficie libre con respecto al modelo físico, que se refleja en la subestimación en las presiones y subpresiones máximas. Estos resultados son consistentes con el trabajo de Guanche (2007), quien reportó que la colocación de las piezas en la banqueta del dique puede influir en el resultado en caso de que la geometría difiera de la sección ideal simulada por el modelo. Aunado a ello, existen limitaciones para modelar la complejidad de la

interacción de oleaje-estructura a través de parámetros del medio poroso influyen en los resultados del modelo numérico . Asimismo, los métodos de generación de oleaje en canales físicos y modelos numéricos pueden crear variaciones tanto en superficie libre, rebase y presiones, dependiendo de las limitaciones de los métodos debido a las características de cada uno. En los canales físicos puede ser una limitante la zona de generación, disipación, material de construcción del canal entre otros; y en los modelos numéricos, las condiciones que se consideran para generar la solución (Alves-Oliveira, 2012). Por lo tanto, existe una influencia en el método de generación de oleaje en los resultados obtenidos. Las diferencias entre el modelo numérico y físico se podrían resolver si se mejora el método de simulación, como se muestra en el trabajo de Lara, Ruju y Losada (2010), donde se modela el movimiento de la pala, acercándose más a la realidad.

## Rebase

La funcionalidad de la estructura se evalúa a partir del rebase. El rebase se calculó con base en la medición del nivel realizada por el sensor S17 localizado en el vertedero para el ensayo 2. Para este caso, el rebase sucede de manera abrupta durante el enfocamiento del oleaje. La

comparación del modelo numérico con las mediciones muestra una buena predicción, pero con una muy ligera subestimación (Figura 11 y Tabla 6).



**Figura 11.** Comparación entre el modelo numérico y mediciones de laboratorio del rebase instantáneo.

**Tabla 6.** Caudales obtenidos del modelo físico (Ensayo 2) y numérico (Caso 2), que muestran su error absoluto y error relativo.

Ensayo	Caso	Tipo de oleaje	$Q$ físico	$Q$ numérico	$E_a =  Q - Q_{Numérico} $	$E_r = \left  \frac{Q - Q_{Numérico}}{Q} \right  \times 100$ (%)
--------	------	----------------	------------	--------------	----------------------------	---

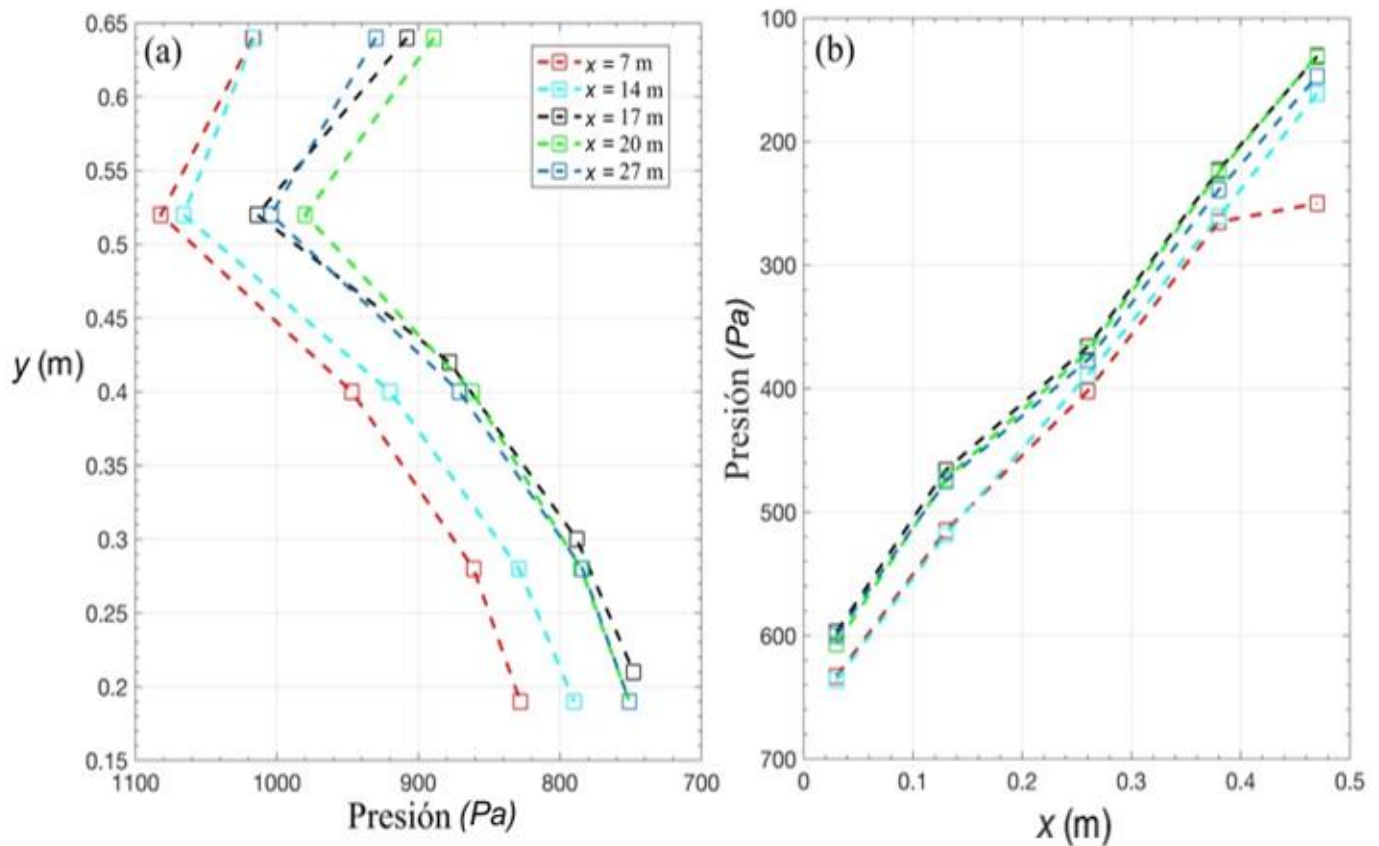
2	2	Ondas enfocadas	0.014	0.013	0.001	9.66
---	---	-----------------	-------	-------	-------	------

## Aplicación del modelo numérico

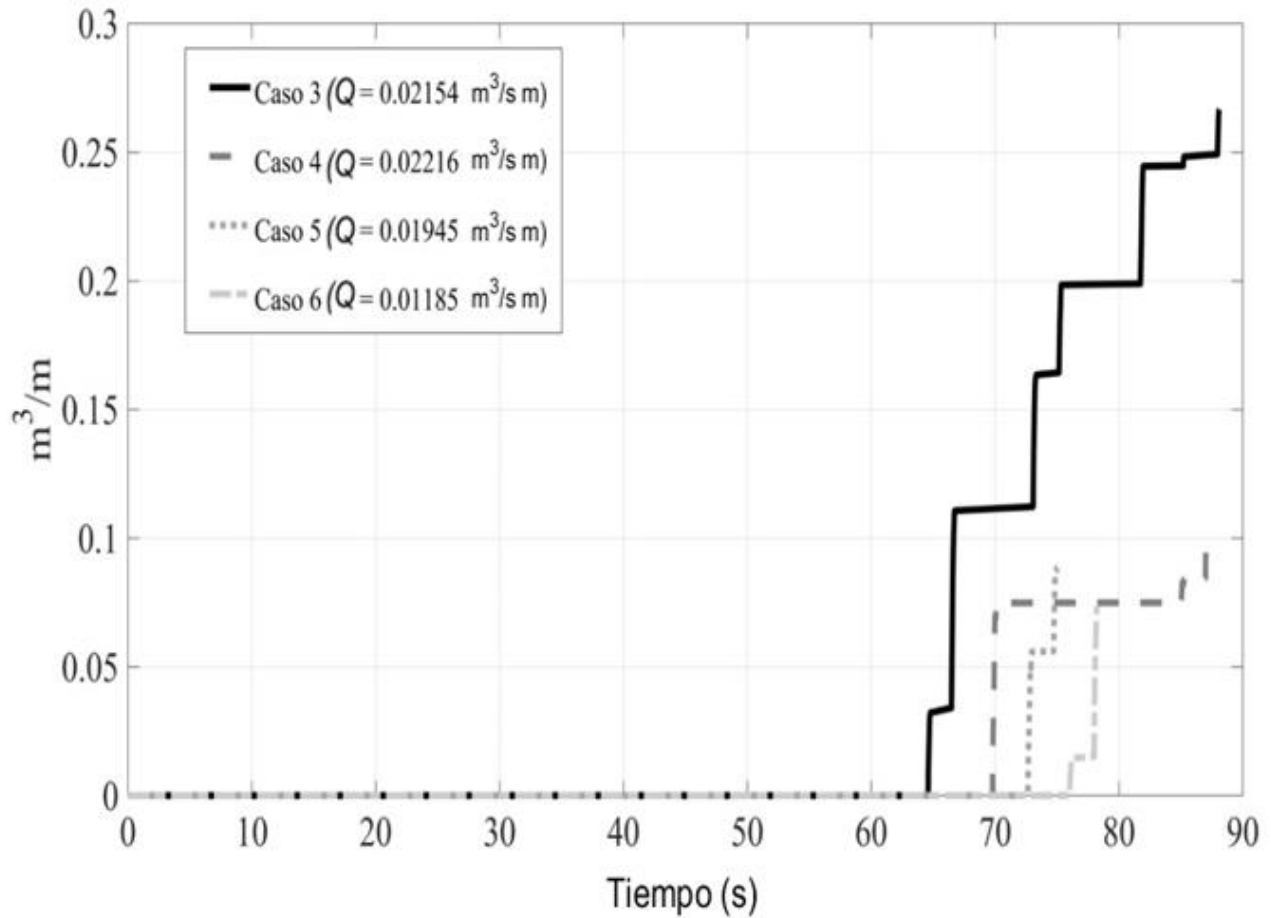
El modelo numérico reproduce de manera satisfactoria las mediciones de superficie libre, presiones, y rebase realizadas en el canal de oleaje (Figura 8, Figura 9, Figura 10 y Figura 11). Por lo tanto, en esta sección el modelo se empleó para simular otros casos que serían difíciles de implementar en el modelo físico. Se usó el mismo grupo de ondas enfocadas, pero se cambió la ubicación de la estructura con respecto al punto de enfocamiento teórico. En los casos modelados, la estructura se ubicó en las posiciones  $x = 7, 14, 20$  y  $27$  m (Tabla 2).

La Figura 12 muestra las presiones dinámicas y subpresiones dinámicas máximas para cada uno de los casos modelados. Se observa que para el mismo tren de oleaje, las presiones máximas tienen una variación de hasta el 14 %, dependiendo de la ubicación de la estructura y, por lo tanto, las condiciones del oleaje en rotura. Llama la atención el registro de la subpresión en el sensor P10 para el caso 3 (estructura localizada en  $x = 7$  m). Este valor se encuentra asociado con un pico en el modelo, posiblemente relacionado con un valor espurio. Al ignorar este pico, la tendencia es similar a los otros casos. Por otro lado, el rebase presenta diferencias aún más significantes entre casos, con diferencias de

45 % (Figura 13). Con mayores alturas de oleaje incidente existe un incremento en las presiones y subpresiones máximas (Figura 12), y el rebase (Figura 13) en la estructura. Es importante resaltar que la presencia de la estructura afecta el punto de enfocamiento real debido al efecto de la reflexión y por lo tanto hace que la predicción sea muy complicada.



**Figura 12.** (a) Variación de la presión dinámica máxima en profundidad y (b) variaciones de las subpresiones dinámicas máxima con respecto a la distancia horizontal para los casos 2 al 6.

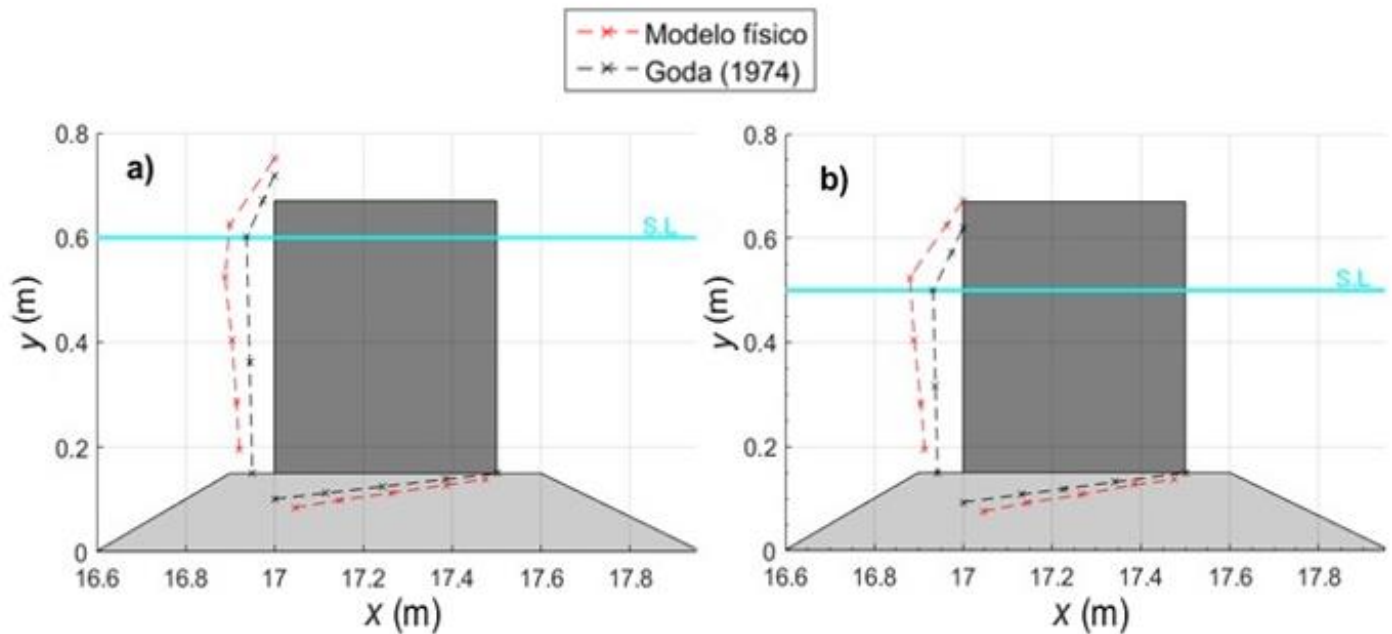


**Figura 13.** Evolución temporal del rebase instantáneo para: (a) caso 3, (b) caso 4, (c) caso 5 y (d) caso 6.

## Discusión

En esta sección se evalúa la capacidad de las formulaciones semianalíticas y empíricas utilizadas ampliamente para el diseño de estructuras. Para ello, se emplean las mediciones de presiones/subpresiones y rebase obtenidas en el canal de oleaje en los ensayos 2 y 3.

Las presiones dinámicas y subpresiones dinámicas máximas calculadas por el método de Goda (1974) subestiman de manera significativa las mediciones realizadas en el modelo físico durante dichos ensayos (Figura 14, Tabla 7 y Tabla 8). Asimismo, los rebases calculados por la formulación semiempírica de Franco y Franco (1999) muestran una subestimación del caudal en comparación con el modelo físico del ensayo 2 y 3 (Tabla 9). Las formulaciones semiempíricas no representan de manera correcta los resultados del laboratorio. Iribarren (2013) concluye que las formulaciones semiempíricas existentes, al ofrecer resultados con base en principios simplificados, pueden ser no capaces de dar respuesta a fenómenos complejos.



**Figura 14.** Comparación de las presiones del modelo analítico (Goda, 1974) con las presiones del laboratorio del (a) ensayo 2 y (b) ensayo 3, donde 0.09 m equivale a 1 KPa.

**Tabla 7.** Error absoluto y relativo de las presiones y subpresiones del modelo físico y Goda (1974) del ensayo 2.

Sensor	Presiones		$E_a =  P - P_{Goda} $ (Pa)	$E_r = \left  \frac{P - P_{Goda}}{P} \right  \times 100$ (%)
	Modelo físico (Pa)	Modelo Goda (1974) (Pa)		
P1	998.76	0	998.76	100
P2	1 108.81	625.80	483.01	43.56
P5	787.21	492.30	294.91	37.46

<b>P6</b>	660.03	491.70	168.33	25.50
<b>P10</b>	111.02	17.50	93.52	84.23
		<b>Promedio</b>	407.70	58.15

**Tabla 8.** Error absoluto y relativo de las presiones y subpresiones del modelo físico y Goda (1974) del ensayo 3.

Sensor	Presiones		$E_a =  P - P_{Goda} $ (Pa)	$E_r = \left  \frac{P - P_{Goda}}{P} \right  \times 100$ (%)
	Modelo físico (Pa)	Modelo Goda (1974) (Pa)		
<b>P1</b>	378.16	0	378.16	100
<b>P2</b>	1 195.99	673.2	522.79	43.71
<b>P5</b>	863.52	572.8	290.72	33.66
<b>P6</b>	747.80	571.9	175.90	23.52
<b>P10</b>	133.36	17.	115.86	86.87
		<b>Promedio</b>	296.69	57.55

**Tabla 9.** Caudales obtenidos del modelo Franco y Franco (1999), y del modelo físico de los ensayos 2 y 3, mostrando su error absoluto y error relativo.

Ensayo	Tipo de oleaje	Q <sub>Lab</sub>	Q <sub>A</sub>	$E_a =  Q - Q_{Franco} $	$E_r = \left  \frac{Q - Q_{Franco}}{Q} \right  \times 100$ (%)
<b>2</b>	Ondas enfocadas	0.0148	0.000267	0.014533	98.19

<b>3</b>	Ondas enfocadas	0	0.00000075	0.00000075	100
----------	-----------------	---	------------	------------	-----

## Conclusiones

En el presente trabajo se realizó un estudio integral sobre la funcionalidad y estabilidad de una estructura costera al interactuar con un grupo de ondas enfocadas. Para ello, se llevaron a cabo ensayos en un canal de oleaje, se implementó un modelo numérico RANS, y se utilizaron formulaciones semiempíricas existentes en la literatura. A partir de los resultados se obtuvieron las siguientes conclusiones:

- El punto de enfocamiento en aguas intermedias observado en el modelo físico difiere de la predicción basada en teoría lineal debido a la no-linealidad del oleaje.
- El enfocamiento teórico es altamente sensible a la presencia de un dique vertical debido a la generación de una onda cuasi-estacionaria frente a ella.
- El modelo numérico RANS reproduce de manera satisfactoria la transformación no lineal de un grupo de ondas enfocadas en presencia de una estructura costera. En este trabajo, la presiones, subpresiones y

rebase fueron subestimados un 10 %. Sin embargo, el modelo presentó dificultades para la predicción de la superficie libre en el punto de enfocamiento para el caso con estructura.

- El modelo numérico sugiere variaciones de hasta 14 y 45 % de los valores máximos de presiones y caudales al variar la ubicación relativa de la estructura con relación al punto de enfocamiento teórico.
- Los modelos semiempíricos subestiman entre un 50 y 60 % promedio las presiones y subpresiones y  $\approx 100$  % promedio en el rebase al ser comparado con observaciones para el caso de ondas enfocadas.

### **Agradecimientos**

Agradecemos a Sergio Camilo Rendón Valdez por brindar apoyo técnico para realizar los ensayos en el canal de oleaje. B. Rodrigo Covarrubias Contreras agradece a Conacyt por la beca otorgada (No. 488695) para la realización de su posgrado en la UNAM. Alec Torres Freyermuth agradece a la DGAPA PAPIIT-UNAM por el financiamiento para realizar los ensayos en el canal de oleaje a través del proyecto IN101218. Gonzalo Uriel Martín Ruiz proporcionó soporte de TI. Finalmente, agradecemos a dos revisores anónimos que proporcionaron comentarios que contribuyeron a mejorar este artículo.

### **Referencias**

- Alves-Oliveira, T. C. (2012). *Generación de olas y estudio del rebase en un canal numérico de oleaje basado en el PFEM* (tesis doctoral). Universitat Politècnica de Catalunya, Cataluña, España.
- Amarachaharam, T. (2016). *Numerical modelling of focussed wave hydrodynamics and focused wave-structure interaction with REEF3D* (master's thesis). Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norway.
- Baldock, T. E. (2006). Long wave generation by the shoaling and breaking of transient wave groups on a beach. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 462, 1853-1876.
- Baldock, T. E., Swan, C., & Taylor, P. H. (1996). A laboratory study of non-linear waves on water. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 354, 649-676.
- Chen, Q., Kirby, J. T., Dalrymple, R. A., Shi, F., & Thornton, E. B. (2003). Boussinesq modeling of longshore currents, *Journal of Geophysical Research*, 108(C11), 3362, DOI: 10.1029/2002JC001308.
- Franco, C., & Franco, L. (1999). Overtopping formulas for caisson breakwaters with nonbreaking 3D waves. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, American Society of Civil Engineers, 125(2), 98-108.
- Goda, Y. (1974). New wave pressure formulae for composite breakwaters. *Proceedings of the 14th International Coastal Engineering Conference*, 3, 1702-1720.

- Goda, Y. (2004). Spread parameter of extreme wave height distribution for performance-based design of maritime structures. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering, American Society of Civil Engineers*, 130(1), 29-38.
- Gornitz, V. (1991). Global coastal hazards from future sea level rise. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 89(4), 379-398.
- Guanche, R. (2007). *Análisis de la funcionalidad y estabilidad de obras marítimas mediante un modelo numérico basado en las ecuaciones de Reynolds* (tesis doctoral). Universidad de Cantabria, Cantabria, España.
- Guanche, R., Losada, I., & Lara, J. (2009). Numerical analysis of wave loads for coastal structure stability. *Coastal Engineering*, 56(5-6), 543-558. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2008.11.003
- Higuera, P., Lara, J., & Losada, I. (2014). Three-dimensional interaction of waves and porous coastal structures using OpenFOAM®. Part II: Application. *Coastal Engineering*, (83), 259-270.
- Hsu, T.-J., Sakakiyama, T., & Liu, P.-F. (2002). A numerical model for wave motions and turbulence flows in front of a composite breakwater. *Coastal Engineering*, 46, 25-50.
- Iribarren, E. (2013). *Elementos para una nueva metodología de cálculo de diques verticales* (tesis doctoral). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Jiménez, C. (2010). *Criterios de diseño de rompeolas de berma, bajo el concepto de oleaje irregular* (tesis de maestría). Instituto Politécnico Nacional, México, D.F., México.

- Kobayashi, N., & Wurjanto, A. (1992). Irregular wave set up and run-up on beaches. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 118, 368– 386.
- Lara, J. L., García, N., & Losada, I. J. (2006). RANS modelling applied to random wave interaction with submerged permeable structures. *Coastal Engineering*, 53(5-6), 395-417.
- Lara, J. L., Ruju, A., & Losada, I. J. (2010) Reynolds averaged Navier-Stokes modelling of long waves induced by a transient wave group on a beach. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, (2011), 467, 1215–1242. Recuperado de <https://royalsocietypublishing.org/doi/pdf/10.1098/rspa.2010.0331>
- Li, M., Zhao, X., Ye, Z., Lin, W., & Chen, Y. (2018). Generation of regular and focused waves by using an internal wave maker in a CIP-based model. *Ocean Engineering*, 167, 334-347. Recuperado de [www.elsevier.com/locate/oceaneng](http://www.elsevier.com/locate/oceaneng)
- Lin, P., & Liu, P. L.-F. (1998). A numerical study of breaking waves in the surf zone. *Journal of Fluid Mechanics*, (359), 239-264.
- Longuet-Higgins, M. (1974). Breaking waves - in deep or shallow water. *Proceedings of the Tenth Naval Hydrodynamics Symposium*, Office of Naval Research, 597-605.
- Losada, I., Lara, J., Guanche, R., & González-Ondina, J. (2008). Numerical analysis of wave overtopping of high mound breakwaters. *Coastal Engineering*, (55), 47-62.

- Nikolkina, I., & Didenkulova, I. (2011). Rogue waves in 2006-2010. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, (11), 2913-2924.
- Palemón-Arcos, L., Torres-Freyermuth, A., Chang, K.-A., Pastrana-Maldonado, D., & Salles, P. (2014). Modeling wave-structure interaction and its implication in offshore structure stability. *Proceedings of the Twentey-Fourth International Offshore and Polar Engineering Conference*, 1419-1424.
- Palemón-Arcos, L., Torres-Freyermuth, A., Pedrozo-Acuña, A., & Salles, P. (2015). On the role of uncertainty for the study of wave-structure interaction. *Coastal Engineering*, 106, 32-41. Recuperado de [www.elsevier.com/locate/coastaleng](http://www.elsevier.com/locate/coastaleng)
- Rapp, R., & Melville, W. (1990). Laboratory measurements of deep-water breaking waves. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, 331, 735-800. Recuperado de [royalsocietypublishing.org](http://royalsocietypublishing.org)
- Ryu, Y., & Chang, K. (2008). Green water void fraction due to breaking wave impinging and overtopping. *Experiments in Fluids*, 45(5), 883-898.
- Stagonas, D., Buldakov, E., & Simons, R. (2018). Experimental generation of focusing wave groups on following and adverse-sheared currents in a wave-current flume. *Journal of Hydraulic Engineering*, 144(5), 1-11.
- Torres-Freyermuth, A., Losada, I. J., & Lara, J. L. (2007). Modeling of surf zone processes on a natural beach using Reynolds-Averaged Navier-Stokes equations. *Journal of Geophysical Research*, 112, C09014.

- Van-den-Boomgaard, M. (2003). *Wave focussing in a laboratory flume* (master's thesis). Technological University of Delft, Delft, The Netherlands.
- Whittaker, C., Fitzgerald, C., Raby, A., Taylor, P., & Borthwick, A. (2018). Extreme coastal responses using focused wave groups: Overtopping and horizontal forces exerted on an inclined seawall. *Coastal Engineering*, 140, 292-305. Recuperado de [www.elsevier.com/locate/coastaleng](http://www.elsevier.com/locate/coastaleng)
- Whittaker, C., Fitzgerald, C., Raby, A., Taylor, P., Orszaghova, J., & Borthwick, A. (2017). Optimisation of focused wave group runup on a plane beach. *Coastal Engineering*, 121, 44-55. Recuperado de [www.elsevier.com/locate/coastaleng](http://www.elsevier.com/locate/coastaleng)

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-04

Artículos

## **Uso de suelo y su efecto en el escurrimiento modelado con SWAT**

### **Land use and its effect on runoff modeled with SWAT**

Brenda Cruz-Arévalo<sup>1</sup>, <https://orcid.org/0000-0003-3823-9781>

Francisco Gavi-Reyes (EPD)<sup>2</sup>, <https://orcid.org/0000-0001-5854-6274>

Mario Martínez-Menez (EPD)<sup>3</sup>

Juan Juárez-Méndez<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, [cruz.arevalo28@gmail.com](mailto:cruz.arevalo28@gmail.com)

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México

<sup>3</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México

<sup>4</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos, km 38.5 Carretera México-Texcoco Chapingo, Estado de México, México, [jjuarezm@taurus.chapingo.mx](mailto:jjuarezm@taurus.chapingo.mx)

Autora para correspondencia: Brenda Cruz-Arévalo, [cruz.arevalo28@gmail.com](mailto:cruz.arevalo28@gmail.com)

## Resumen

La importancia de los modelos de simulación para el monitoreo de los recursos naturales cada vez es mayor. El objetivo del presente estudio fue aplicar el modelo *SWAT* (*Soil Water Assessment Tool*) para evaluar el impacto del cambio de uso de suelo sobre el escurrimiento y los sedimentos en la cuenca del río Chapingo de 1999 a 2015. Se generaron dos mapas de uso de suelo mediante la fotointerpretación de imágenes Landsat y RapidEye, con resoluciones de 15 y 5 m, respectivamente, y recorridos de campo para verificación. Ante la falta de datos de escurrimiento confiable y reciente se utilizaron los registros mensuales de los periodos 1964-1970 y 1971-1975 para la calibración y validación del modelo. En este proceso, los coeficientes de Nash-Sutcliffe fueron de 0.58 y 0.52, respectivamente. El uso de suelo de la cuenca en el periodo de estudio cambió: agricultura (-6.9 %); zona urbana (+2.89 %); área de minería (+5.04 %), y pastizal (+7.75 %). La aplicación del *SWAT* calibrado y validado sólo para escurrimiento para el periodo 1999-2015 no detectó cambios en el escurrimiento ( $p = 0.2351$ ) y sedimentos ( $p = 0.4430$ ) en función del cambio de uso de suelo determinado. La correlación entre el escurrimiento y los sedimentos anuales simulados con *SWAT* fue significativa ( $p = 0.0116$ ), con un  $R^2$  bajo (0.36), atribuible a la falta de datos de campo de sedimentos para calibrar y validar el *SWAT*, además de la presencia de acciones de conservación de suelo y agua en la cuenca estudiada.

**Palabras clave:** cambio de uso del suelo, sensores remotos, modelación hidrológica, escurrimiento superficial, *SWAT*, *SWAT-CUP*.

## Abstract

The importance of simulation models for the monitoring of natural resources is increasing. The objective of this study was to apply the SWAT model (Soil Water Assessment Tool) to evaluate the impact of land use change on runoff and sediments in the Chapingo River basin from 1999 to 2015. Two land use maps were generated through the photointerpretation of Landsat and RapidEye images with resolutions of 15 and 5 m, respectively and field trips for verification. In the absence of reliable and recent runoff data, the monthly records for the periods 1964-1970 and 1971-1975 were used for the calibration and validation of the model. In this process the Nash-Sutcliffe coefficients were 0.58 and 0.52, respectively. The land use of the basin in the study period changed: agriculture (-6.9 %); urban area (+ 2.89 %); mining area (+5.04 %), and pasture (+7.75 %). The application of SWAT calibrated and validated only for runoff for the period 1999-2015 did not detect changes in runoff ( $p = 0.2351$ ) and sediments ( $p = 0.4430$ ) depending on the change in land use determined. The correlation between runoff and annual sediments simulated with SWAT was significant ( $p = 0.0116$ ) with a low  $R^2$  (0.36), attributable to the lack of sediment field data to calibrate and validate the SWAT, in addition to the presence of soil and water conservation practices in the basin studied.

**Keywords:** Change in land use, remote sensing, hydrological modeling, surface runoff, SWAT, SWAT-CUP.

Recibido: 16/05/2019

Aceptado: 28/06/2020

## Introducción

Los ecosistemas terrestres han sufrido grandes transformaciones, entre otras causas, debido a la conversión de la cobertura del terreno, y a la degradación e intensificación del uso del suelo. El suelo es un recurso natural con una importancia ambiental infinita, a pesar de esto, el uso inadecuado de éste es muy común, principalmente en México, y es más vulnerable a la erosión, por las características geográficas del país (Bocco, Mendoza, & Masera, 2001).

En México, durante las últimas cinco décadas se ha intensificado el cambio de cobertura/uso del suelo, cuya tasa de cambio en general está por arriba de la media mundial en materia de deforestación, incremento de las áreas de cultivo, pastoreo y uso urbano, entre otras (Mas *et al.*, 2004). La FAO (2004) indica que México ocupa uno de los primeros lugares en tasa de deforestación en el mundo, con una tasa de 775 800 ha/año.

Las consecuencias de los cambios de uso del suelo son preocupantes, ya que impactan directamente en la biodiversidad; en el cambio climático local y regional; en la degradación del suelo; alteran los servicios ecosistémicos (soporte, provisión, regulación y culturales), y afectan la capacidad de los sistemas biológicos para sustentar las necesidades humanas (Lambin, Geist, & Rindfuss, 2006; Cruz-Huerta, González-Guillén, Martínez-Trinidad, & Escalona-Maurice, 2015; López, Balderas, Chávez, Pérez, & Gutiérrez, 2015).

La dinámica de uso del suelo de una cuenca está determinada por las actividades de la población que habita en ella, y repercute de manera directa y casi inmediata en el comportamiento de los escurrimientos superficiales. Asimismo, el estado de la cobertura vegetal dentro de la cuenca, especialmente en la parte alta, es de gran relevancia pues de ello depende el comportamiento y la disponibilidad temporal del recurso hídrico en la parte baja (Miranda, 2008).

Las herramientas computacionales orientadas al estudio de los recursos naturales cada día se mejoran y adquieren mayor importancia, sobre todo para la vegetación, suelo y agua. Entre ellas destacan la geomática, la percepción remota y los sistemas de información geográfica (Camacho-Sanabria, Juan-Pérez, & Pineda-Jaimes, 2015; López *et al.*, 2015; Morales-Hernández, Carrillo-Gonzales, Zarfán-Molina, & Cornejo-López, 2016), que son de gran ayuda para llevar a cabo el análisis espacio-temporal de los cambios de uso del suelo, y su efecto en la producción de escurrimientos superficiales y subterráneos, siempre y cuando exista información hidrométrica apropiada.

La escasa infraestructura hidrométrica que tiene México para la medición de caudales podría ser superada mediante la simulación

hidrológica, a fin de generar información numérica suficiente sobre cuencas. Esta técnica hace posible el estudio del impacto de los cambios en el uso de suelo sobre los componentes del balance hidrológico. En teoría, un modelo de simulación, entre más detallado sea y más variables considere, generará los resultados más cercanos a la realidad.

Existen diversos modelos hidrológicos que ayudan a la simulación de escenarios de cambio de uso del suelo (Mattos, Parodi, & Damiano, 2010; Vargas-Castañeda, Ibáñez-Castillo, & Arteaga-Ramírez, 2015). Uno de dichos modelos es la herramienta de estudio del suelo y agua, conocida como *SWAT (Soil Water Assessment Tool*, por sus siglas en inglés), diseñada para simular los efectos de la gestión del agua y el movimiento de sedimentos en cuencas rurales.

El *SWAT*, modelo aplicado en la presente investigación, es una herramienta de modelación hidrológica desarrollado por el Dr. Jeff Arnold de la Universidad de Texas para el Servicio de Investigación Agrícola del Departamento de Agricultura de EUA, conocido como ARS-USDA, por sus siglas en inglés (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2009), que permite simular la generación de escurrimiento y sedimentos en cuencas hidrográficas, así como el efecto que tienen las prácticas agronómicas, incluyendo el uso de pesticidas, fertilizantes y derivados biológicos, sobre la calidad del agua de tales cuencas (Behrends *et al.*, 2011).

Dicho modelo divide la cuenca hidrográfica en subcuencas, lo cual es muy útil, en particular cuando hay diversas áreas de la misma cuenca que se ven afectadas por el uso de suelos, de tal forma que impactan grandemente la hidrología del sector. Asimismo, toma en cuenta la variabilidad espacial de la topografía, el uso de la tierra y el tipo de suelo, con el fin de representar la captación en unidades de respuesta hidrológica

(URH) múltiples. La simulación considera el ciclo hidrológico, el cual controla la cantidad de agua; sedimentos, nutrientes y pesticidas al canal principal en cada subcuenca; y la ruta del caudal que define el movimiento del agua, sedimentos, etcétera, a través de la red de canales de la cuenca hidrográfica hacia el sitio de descarga (Neitsch *et al.*, 2009).

La calibración de modelos hidrológicos se lleva a cabo de forma manual o automatizada. El *SWAT* usa el programa de calibración e incertidumbre conocido como *SWAT-CUP* (por sus siglas en inglés, *Calibration and Uncertainty Programs for SWAT*). Varios estudios sugieren que para un mejor resultado en el análisis de incertidumbre en la modelación hidrológica con *SWAT* es conveniente utilizar el algoritmo de ajuste de incertidumbre secuencial (SUF2) dentro de *SWAT-CUP* (Almeida, Pereira, & Pinto, 2018; Brouziyne, Abouabdillah, Bouabid, Benaabidate, & Oueslati, 2017; Abbaspour, Vaghefi, & Srinivasan, 2018; Ercan, Goodall, Castronova, Humphrey, & Beekwilder, 2014).

El *SWAT* se ha aplicado en varias cuencas del mundo. Teklay, Dile, Setegn, Demissie y Asfaw (2019) usaron el *SWAT* para evaluar los impactos del cambio del uso de suelo en las respuestas hidrológicas, tales como escorrentía, evapotranspiración y flujo máximo, en la cuenca de Gummara, Etiopía. Lavagnoli, Schwambach y Rigo (2018) evaluaron la sensibilidad de los parámetros de entrada en el modelo *SWAT* utilizando el modelado del caudal mensual promedio en la cuenca del río Jucu, Espírito Santo, Brasil. Rodrigues *et al.* (2017) calibraron y validaron el modelo *SWAT* en la subcuenca del río São Francisco, Brasil. Zhang, Fan, Li y Yi (2017) determinaron la influencia de los patrones de uso del suelo en la erosión en la cuenca de Liusha, China. Salas-Martínez, Ibáñez-Castillo, Arteaga-Ramírez, Martínez-Menes y Fernández-Reynoso (2014)

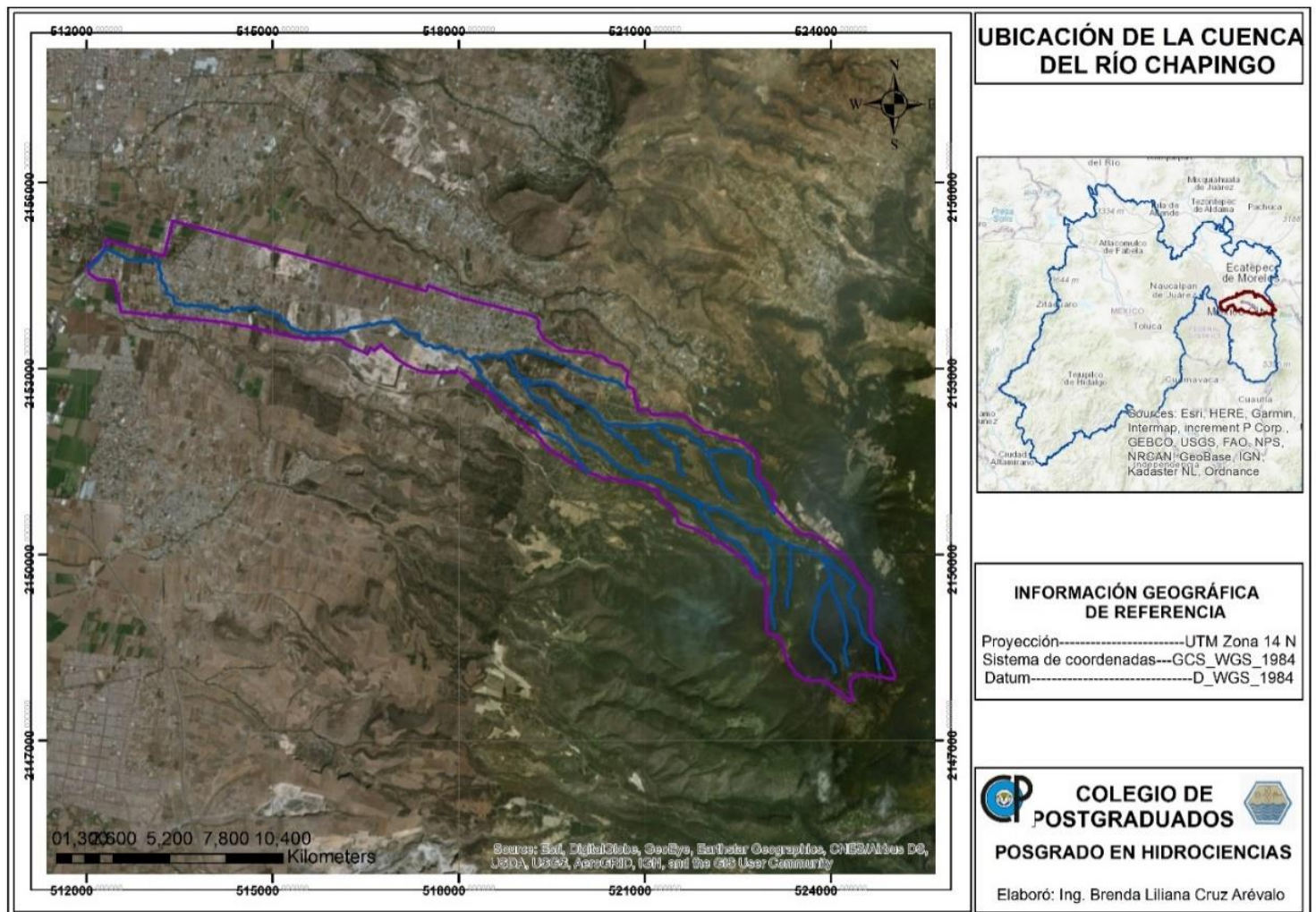
calibraron y validaron el modelo hidrológico *SWAT* para usarse como herramienta de predicción mensual de la producción de biomasa, escurrimientos y sedimentos en la cuenca del río Mixteco en Oaxaca, México.

El cambio de uso de suelo intensificado en las recientes décadas puede incrementar los escurrimientos y, con ello, degradar los recursos naturales, por lo que su cuantificación es relevante mediante modelos de simulación que también pueden subsanar la escasez de datos de campo. Por tanto, el objetivo de esta investigación fue realizar un análisis del cambio de uso de suelo a través de fotointerpretación de dos imágenes de satélite para el periodo de 1999 a 2011 y determinar su efecto en el escurrimiento de la cuenca del río Chapingo, mediante la aplicación del *SWAT*.

## **Materiales y métodos**

### **Descripción de la cuenca**

El estudio se realizó en la cuenca del río Chapingo, la cual pertenece a la Vertiente Oriental del Valle de México o Cuenca del Exlago de Texcoco, que a su vez forma parte de la gran Cuenca de México (Figura 1). Tiene una superficie de 1 923.42 ha, delimitada por altitudes de 2 250 a 3 580 msnm, y coordenadas extremas de 19.4929° N, 98.8855° W, 19.4228° N y 78.7615° W (Márquez, 2013). La precipitación media anual es de 608 mm y la temperatura del aire de 16.14 °C. La geología está conformada por rocas ígneas y mayoritariamente (69 %) rocas sedimentarias, como lo son la andesita y brecha sedimentaria, respectivamente (INEGI, 2018). Los tipos de suelos son andosol, leptosol, cambisol y phaeozem; este último ocupa la mayor superficie (41 %) (Ojeda, 2001). Con base en el sistema de Köppen, modificado por Enriqueta García, la cuenca del río Chapingo presenta cuatro unidades de clima: C(E)(w2)(w), C(w0)(w), C(w1)(w) y C(w2)(w). En la cuenca existen tres zonas de relieves importantes: la parte baja, delimitada por la curva de nivel que pasa por la estación de aforo a una altitud de 2 250 msnm, y las áreas agrícolas y urbanas (2 300 msnm); la zona media o de transición, ubicada entre los 2 300 y 2 600 msnm, en la cual se implementaron los programas de recuperación de suelos y reforestaciones; y el área de montañas, a una altitud mayor de 2 600 msnm (INEGI, 2018).



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

## Análisis del cambio de uso de suelo

## Procesamiento de datos de satélite

El cambio de uso de suelo se determinó mediante dos imágenes de satélite, una Landsat TM de 1999 y la segunda RapidEye de 2011, ambas del mes de marzo. La imagen Landsat se descargó del portal de USGS (USGS, 2018), mientras que la imagen RapidEye de la plataforma de Planet (Planet, 2018). Fueron referenciadas en sistema de coordenadas UTM zona 14, con datum WGS1984.

La elaboración de los mapas de uso de suelo y vegetación se hizo mediante el proceso de fotointerpretación, en donde la digitalización de los polígonos de usos de suelo se basó en la distribución de los elementos textura, tono y forma, a una escala de 1:1000. Primero se fotointerpretó la imagen del 2011, ya que ésta tenía mayor información, posteriormente los polígonos se sobrepusieron sobre la imagen Landsat de 1999 para delimitar los usos de suelo que presentaron algún cambio (Gordillo-Ruiz & Castillo-Santiago, 2017).

Se utilizaron imágenes del servidor de *Google Earth* como apoyo a la fotointerpretación, así como recorrido de campo. En cada sitio visitado se recabó información georreferenciada del uso de suelo y tipo de vegetación; los puntos de verificación en el recorrido de campo se establecieron con base en la duda de algunas tonalidades dentro de las imágenes de satélite y se eligieron 35 puntos.

## Detección de cambios

Para evaluar los cambios en las coberturas y usos de suelo ocurridos en el periodo 1999-2011 de la cuenca del río Chapingo, se determinaron las tasas de cambio a partir de las superficies obtenidas de cada categoría mediante la fórmula de Palacio-Prieto *et al.* (2004):

$$Td = \left( \left( \frac{S2}{S1} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right) * 100$$

Donde  $Td$  es la tasa de cambio anual (%);  $S1$ , el área cubierta al inicio del periodo (ha);  $S2$ , el área cubierta al final del periodo (ha), y  $n$  es el número de años del periodo.

## Análisis de NDVI

La diferencia del vigor de la vegetación entre el inicio y el final del periodo 1999-2011 se determinó con el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés), el cual se basa en el

comportamiento radiométrico de la vegetación, relacionado con la actividad fotosintética y la estructura foliar de las plantas (Meneses-Tovar, 2011). Esto se realizó para verificar las diferencias entre dos escalas de tiempo.

En el cálculo del NDVI de las imágenes Landsat y RapidEye se utilizó la calculadora de capas raster (*Raster calculator*), disponible en la herramienta de Análisis Espacial (*Spatial Analyst Tool*) disponible en ArcMap 10.4 (ESRI, 2018). En la ventana que abre esta herramienta se agregaron las capas de acuerdo con las siguientes fórmulas:

Para la imagen Landsat:

$$NDVI = \frac{\text{float}(\text{Banda 4} - \text{Banda 3})}{\text{float}(\text{Banda 4} + \text{Banda 3})}$$

Para la imagen RapidEye:

$$NDVI = \frac{\text{float}(\text{Banda 5} - \text{Banda 3})}{\text{float}(\text{Banda 5} + \text{Banda 3})}$$

Los valores de NDVI obtenidos fueron asignados a los polígonos de uso de suelo y vegetación por medio del cálculo de estadísticas por zonas, o el cálculo de estadísticas zonales ejecutando el módulo "Zonal Statistics as Table" de ArcMap 10.4.

## **Modelación hidrológica con SWAT**

### **Configuración de datos de entrada**

#### **Modelo de elevación digital**

La delimitación de la cuenca del río Chapingo se hizo con el modelo de elevación digital generado de una imagen LiDAR (*Light Detection and Ranging*, por sus siglas en inglés) con resolución de cinco metros, descargada de la página del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 2018).

#### **Uso de suelo y vegetación**

La capa vectorial de usos de suelos, generado a partir de dos imágenes, se pasó a archivo raster para ser procesado por *SWAT*. Las nueve categorías de usos de suelo determinadas se reclasificaron de acuerdo con la base de datos del modelo antes referido (Tabla 1).

**Tabla 1.** Clasificación de los usos de suelo y vegetación de acuerdo con *SWAT*.

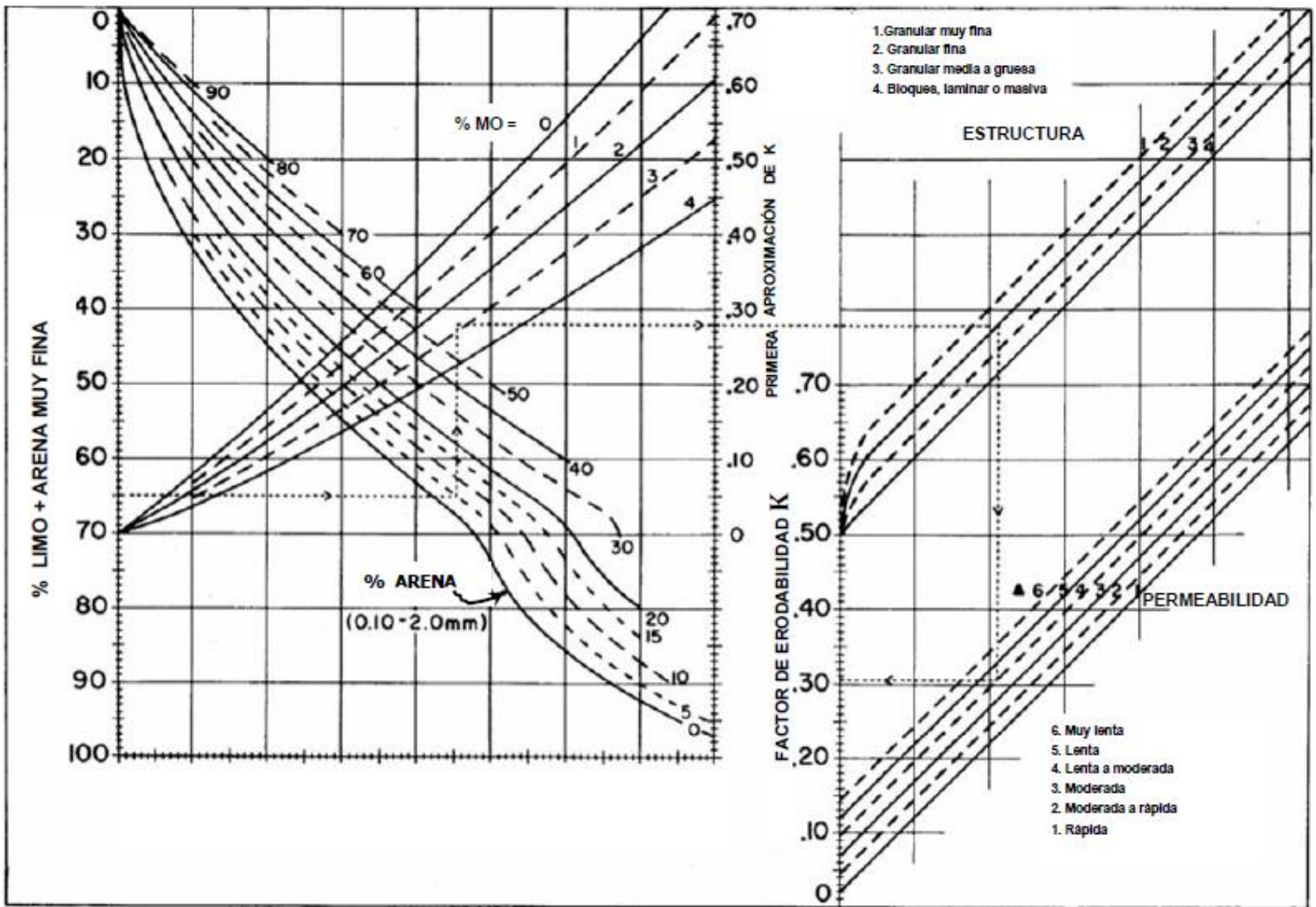
<b>Categoría</b>	<b>Clasificación <i>SWAT</i></b>	<b>Clave <i>SWAT</i></b>
Agricultura	Maíz	CORN
Bosque cultivado	Bosque de deciduos	FRSD
Bosque de oyamel	Pino	PINE
Bosque de pino-encino	Pino	PINE
Bosque de encino	Encino	OAK
Pastizal	Sideoats grama	SIDE
Minas	Suelo desnudo	SUDE
Cuerpos de agua	Agua	WATR
Urbano	Zona urbana de alta densidad	URML

## Suelos

El *SWAT* cuenta con una base de datos de los diferentes tipos de suelos presentes en EUA, por lo que se tuvo que crear una base de datos propia con los suelos correspondientes al área de estudio. Los tipos de suelos y sus características físicas y químicas se obtuvieron de la investigación de Márquez (2013).

Las variables requeridas por el modelo son: número de capas del perfil (NUMLAYER), espesor de cada capa (Z), grupo hidrológico (HRDGRP), densidad aparente (BD), capacidad de agua disponible en la capa del suelo (AWC), conductividad hidráulica (K), contenido de carbono orgánico (CBN), % de arcilla (CLAY), % de arena (SAND), % de limo (SLT), contenido de rocas (ROCK), albedo (ALB) y valor de K de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos, conocidas por sus iniciales EUPS (USLEK).

El grupo hidrológico para cada suelo se clasificó de acuerdo con su clase textural. El factor K de la EUPS se determinó para la primera capa de los perfiles con ayuda del nomograma (Figura 2) para la determinación de la erosionabilidad del suelo (adaptado por Wischmeier & Smith, 1978).



**Figura 2.** Nomograma para la determinación de la erosionabilidad del suelo (adaptado por Wischmeier y Smith, 1978).

La densidad aparente, conductividad hidráulica y capacidad de agua disponible en la capa del suelo se obtuvieron con ayuda del *software Soil Water Characteristics Program* (SPAW, por sus siglas en inglés), el cual requiere como datos de entrada los contenidos de arena, arcilla y materia orgánica.

## Clima

El modelo *SWAT* necesita datos diarios de precipitación y temperatura (máxima y mínima), como información mínima, con los cuales su generador de clima WXGEN simula la humedad relativa, radiación solar y velocidad del viento. Los datos diarios del clima se obtuvieron de la estación meteorológica Chapingo y fueron los correspondientes a los periodos 1964-1970, 1971-1975 y 1997-2014 (usados para calibrar, validar y analizar el impacto del cambio de uso de suelo sobre el escurrimiento superficial, respectivamente), e ingresados a *SWAT* a nivel diario mediante el formato de archivo de texto.

Además de obtener los datos diarios de precipitación y temperatura para el periodo 1964-2015, se procesaron los datos diarios de precipitación del periodo 1955-2015 para obtener la precipitación media mensual (PCPMM), desviación estándar de la precipitación media (PCPSTD), coeficiente de sesgo (PCPSKW), probabilidad de un día húmedo después de un día seco (PR\_W1), probabilidad de un día húmedo después de un día húmedo (PR\_W2); así como los datos de 1955 a 2015 correspondientes a temperatura (máxima y mínima), promedio de temperatura máxima (TMPMX), promedio de temperatura mínima (TMPMN), desviación estándar de la temperatura máxima diaria en el mes (TMPSTDMX) y la desviación estándar de la temperatura mínima en el mes (TMPSTDMN).

Otro dato requerido para la información climatológica es la precipitación máxima cada 30 minutos del registro mensual, para ello se aplicó el método de Chen (1983), ya que arroja buenos resultados para estimar la intensidad de lluvia máxima mensual (Ramírez, López, & Ibáñez, 2015). Dicho método parte de la siguiente ecuación:

$$P_t^T = \frac{aP_1^{10} \log(10^{2-x} T^{x-1})}{t + b^c} * \left(\frac{t}{60}\right)$$

Donde  $P_t^T$  es la altura de precipitación en mm para un periodo  $T$  en años y una lluvia de  $t$  minutos;  $a$ ,  $b$  y  $c$  son parámetros que dependen del cociente de lluvia-duración  $R$ :

$$R = \frac{P_1^2}{P_{24}^2}$$

Donde  $R$  es el cociente lluvia-duración;  $P_1^2$  la lluvia de una hora y periodo de retorno de dos años, y  $P_{24}^2$  es la lluvia de 24 h para el mismo periodo de retorno.

Las variables  $a$ ,  $b$  y  $c$  se calculan con las ecuaciones siguientes:

$$a = -2.297536 + 100.0389R - 432.5438 R^2 + 1256.228R^3 - 1028.902R^4$$

$$b = -9.845761 + 96.94864R - 341.4349 R^2 + 757.9172R^3 - 598.7461R^4$$

$$c = -0.06498345 + 5.069294R - 16.08111 R^2 + 29.09596R^3 - 20.06288R^4$$

## Manejo

En este estudio los datos de manejo para la zona agrícola se obtuvieron de Liconsa-Santana, Martínez-Menes, Mendoza-Onofre, Figueroa-Sandoval y Fernández-Reynoso (2006).

## Calibración y validación del modelo

La calibración y validación del modelo se realizó mediante el uso del *software* *SWAT-CUP*, utilizando el registro de los gastos observados de 1964 a 1970. En la calibración se utilizaron los datos de 1964 y 1965, como calentamiento para obtener un ajuste satisfactorio entre los gastos observados y los simulados, mediante el cambio de los valores de los parámetros más sensibles, como lo indican Zhang *et al.* (2017). La validación se hizo con los gastos del periodo 1966-1970.

Con el procedimiento SUFI-2 del *SWAT-CUP* se optimizaron los parámetros más sensibles del modelo. En las 2000 simulaciones se utilizó el coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) como estimador de la eficiencia del

modelo, pues cuantifica el ajuste entre los valores observados y simulados. Asimismo, se usó el  $R^2$  como una prueba de bondad de ajuste entre los resultados simulados y observados.

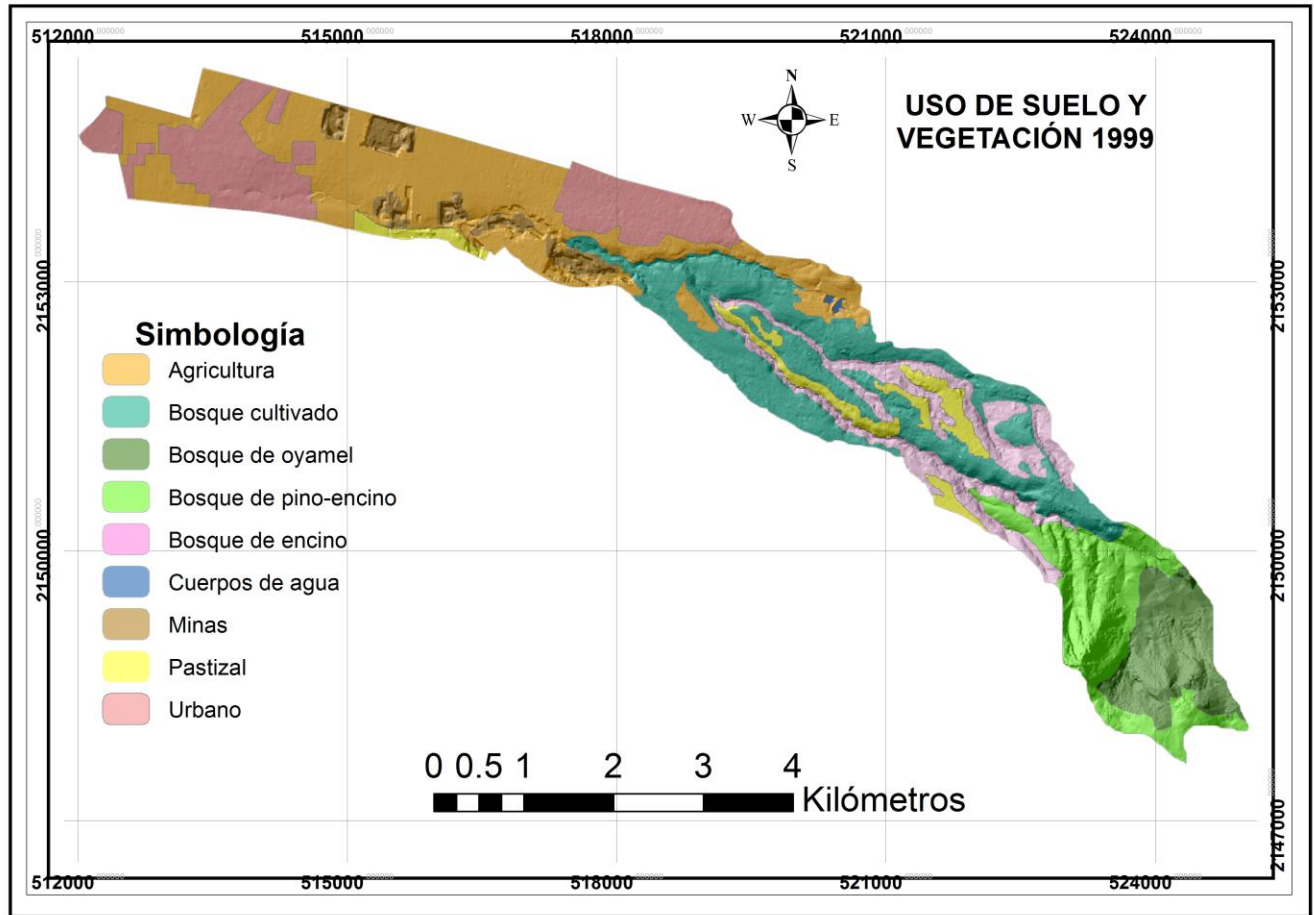
Una vez calibrado el modelo, se hizo la validación para el periodo 1971-1975. Finalmente, se aplicó el modelo para el periodo 1999-2015, con el fin de simular el efecto del cambio de uso de suelo sobre el escurrimiento superficial. Para esto se introdujo el porcentaje de cambio de uso de suelo obtenido de la imagen RapidEye del 22 de marzo de 2011.

## **Resultados y discusión**

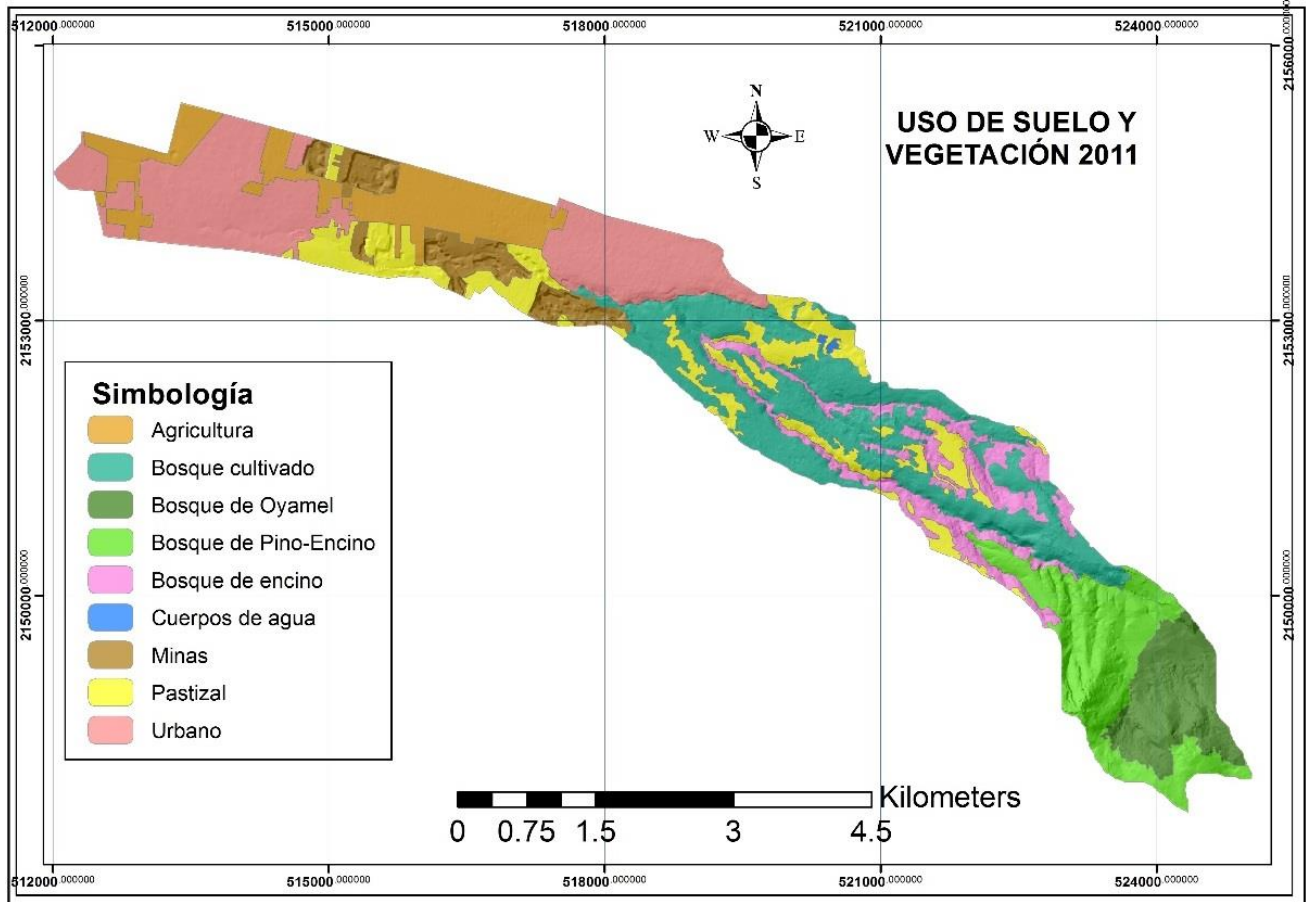
### **Cambios en el uso de suelo y vegetación**

Se definieron nueve categorías generales para la interpretación de los usos del suelo de la cuenca de estudio a partir de la información reportada por INEGI (Serie II y VI) y del recorrido de campo. En la Figura 3 y Figura 4 se muestran los mapas de clasificación de uso de suelo y vegetación de

la cuenca del río Chapingo, correspondiente a los años 1999 y 2011, respectivamente.



**Figura 3.** Mapa de uso de suelo y vegetación 1999 de la cuenca del Río Chapingo mediante una imagen Landsat, información de INEGI y recorrido de campo.



**Figura 4.** Mapa de usos de suelo y vegetación 2011 de la cuenca del Río Chapingo mediante una imagen RapidEye, información de INEGI y recorrido de campo.

La comparación de las figuras antes mencionadas indica que en el periodo 1999-2011 el área agrícola se redujo debido al crecimiento de la zona urbana y el área de minería; de igual forma, se redujo la superficie ocupada por bosques de oyamel y encino. El otro uso de suelo que aumentó fue el pastizal. El incremento de la zona de minas se puede relacionar con el aumento de la zona urbana en la cuenca y con el

desarrollo inmobiliario en la zona metropolitana de la Ciudad de México. Esta tendencia pudo subir en el último lustro (periodo no evaluado) con la construcción del Nuevo Aeropuerto de la Ciudad de México, que estuvo demandando cantidades extraordinarias de materiales pétreos, en su mayor parte provenientes de la cuenca del río Chapingo.

Los cambios de mayor magnitud ocurrieron en los usos de agricultura, pastizal, área de minas y zona urbana. El área de agricultura disminuyó en 293.44 ha; la mancha urbana se incrementó en 117.33 ha, y tanto la zona de pastizales como la de minas se duplicaron.

Las tasas de cambio anual promedio en el periodo de estudio de la superficie dedicada a la agricultura, pastizal, minería y zona urbana fueron -6.9, 7.75, 5.04 y 2.89 %, respectivamente (Tabla 2).

**Tabla 2.** Usos de suelo y vegetación para los años 1999 y 2011 de la cuenca del río Chapingo.

Categoría	Superficie (ha)		Cambio de 1999 a 2011 (ha)	Cambio anual promedio (%)
	1999	2011		
Agricultura	509.33	215.89	-293.44	<b>-6.90</b>
Bosque cultivado	397.39	412.91	15.52	0.32
Bosque de oyamel	156.24	144.44	-11.80	-0.65
Bosque de pino-encino	218.69	232.43	13.74	0.51
Bosque de encino	190.37	156.44	-33.93	-1.62
Pastizal	96.54	236.46	139.92	<b>7.75</b>
Minas	65.13	117.51	52.38	<b>5.04</b>
Cuerpos de agua	1.95	2.23	0.28	1.12

Urbano	287.78	405.11	117.33	<b>2.89</b>
Total	1 923.42	1923.42		

---

La tasa de cambio anual de la zona urbana de la cuenca del río Chapingo (2.89 %) es mayor a la del Estado de México (1.6 %) para el periodo 1997-2009 (Camacho-Sanabria *et al.*, 2015). Este resultado del presente estudio —en virtud de que la cuenca bajo estudio geográficamente está próxima a la Ciudad de México— es coherente con Moreno-Sánchez (2013), quien reporta que para el periodo 2000-2010 el patrón de asentamientos humanos del Estado de México se relacionó con la expansión física de la Ciudad de México y su zona conurbada, donde el crecimiento demográfico es variable, y se asocia con la migración de personas y familias que buscan mejores oportunidades de vida y empleo.

Los resultados del presente estudio contrastan con lo encontrado por Camacho-Sanabria *et al.* (2015), y García, Gutiérrez y Balderas (2011), quienes reportan un incremento en la superficie agrícola del Estado de México debido a la deforestación de los bosques.

En la presente investigación, la disminución de la zona agrícola se atribuye al crecimiento poblacional, pues en el periodo 2000-2010, en el municipio de Texcoco, el número de habitantes pasó de 204 102 a 235 151 (censo poblacional) (INEGI, 2000; INEGI, 2010); asimismo, el INEGI (2010) indica que el 1.4 % de la población proviene de otros estados, principalmente del sur y centro del país, y se ha asentado en las comunidades donde el uso de suelo y la prestación de servicios son más baratos.

En otros lugares también se ha reportado la disminución del área, por ejemplo, López *et al.* (2015) indican que la agricultura de temporal bajó 28 % en la zona Mazahua del altiplano mexicano de 2000-2010, y Gordillo-Ruiz y Castillo-Santiago (2017) reportan que el área de cultivada decreció en 3 538 ha en la cuenca del río Sabinal, Chiapas, para el periodo 1992-2009 debido al incremento de la zona urbana.

## **Relación de NDVI con los cambios de uso de suelo**

Los valores de NDVI de cada uno de los usos de suelo aumentaron en una magnitud absoluta, al comparar el primer y último año del periodo 1999-2011 (Tabla 3), lo cual se puede deber a la mayor precipitación registrada al final (684 mm) respecto del inicio (530 mm) de dicho periodo. Los registros de precipitación se usaron como parte de los insumos del modelo. La diferencia entre los promedios de NDVI también se puede atribuir al tipo de imágenes que se compararon, ya que la banda *red edge*, que contiene la imagen de 2011, es mejor que la banda infrarrojo cercano, que posee la imagen de 1999.

**Tabla 3.** Valores de NDVI para los usos de suelo de 1999 y 2011 de la cuenca del río Chapingo.

Usos de suelo	Valores de NDVI								Diferencia de la media
	1999				2011				
	Mínimo	Máximo	Medio	DE*	Mínimo	Máximo	Medio	DE*	
Agricultura	-0.516	0.824	-0.149	0.129	-0.312	0.627	-0.019	0.120	0.130
Bosque cultivado	-0.276	0.398	-0.087	0.081	-0.311	0.456	0.065	0.083	0.152
Bosque de oyamel	-0.084	0.514	0.248	0.091	0.014	0.560	0.353	0.070	0.105
Bosque de pino-encino	-0.165	0.537	0.163	0.119	-0.050	0.561	0.258	0.091	0.096
Bosque de encino	-0.215	0.340	0.029	0.096	-0.125	0.527	0.156	0.096	0.126
Pastizal	-0.349	0.293	-0.138	0.067	-0.440	0.476	-0.024	0.062	0.114
Minas	-0.396	-0.053	-0.266	0.039	-0.246	0.398	-0.081	0.047	0.185
Cuerpos de agua	-0.487	-0.096	-0.257	0.105	-0.439	0.414	-0.097	0.167	0.161
Urbano	-0.356	0.422	-0.152	0.067	-0.356	0.542	-0.028	0.082	0.124

\*DE: desviación estándar.

Los valores de NDVI más altos para este estudio corresponden a las zonas forestales y valores bajos para las áreas de minas, cuerpos de agua y zona urbana debido a que disminuye la cobertura vegetal y, por tanto, la reflectancia es baja. Ello está de acuerdo con Meneses-Tovar (2011), quien menciona que, en la práctica, los valores que están por debajo de

0.1 corresponden a los cuerpos de agua y a la tierra desnuda, mientras que los valores más altos de NDVI son indicadores de la actividad fotosintética de las zonas de matorral, bosque templado, selva y actividad agrícola.

Sin embargo, los valores medios de NDVI no coinciden con los reportados por Márquez (2013), quien en su estudio obtuvo valores de NDVI mayores en todos los casos de uso suelo para la misma zona de estudio. Una explicación a esto es que él utilizó imágenes del mes de septiembre y octubre, y para este estudio fueron del mes de marzo, cuando la temporada de lluvias aún no empieza, y las zonas agrícolas en general tienen vegetación escasa, comparada con las áreas de bosques y pastizales. Al respecto, Díaz (2015) menciona que cuando la vegetación sufre algún tipo de estrés, ya sea por presencia de plagas o por sequía, la cantidad de agua disminuye en las paredes celulares y, por lo tanto, la reflectividad disminuye en el infrarrojo cercano y aumenta paralelamente en el rojo, al tener menor cantidad de clorofila asociada con menor verdor, obteniéndose valores de NDVI menores.

## **Modelación hidrológica con SWAT**

Entre las opciones de simulación (diaria, mensual y anual) del *SWAT* se eligió la mensual, pues facilita el análisis de datos de salida debido a la cantidad de datos generados y manejados.

La aplicación del *SWAT* a la cuenca bajo estudio generó 13 subcuencas, y el reporte global, el cual incluye información sobre la cuenca, subcuencas, área, suelos, coberturas vegetales, pendientes y el número de HRU's, que en este caso fue 279.

## Calibración del modelo *SWAT*

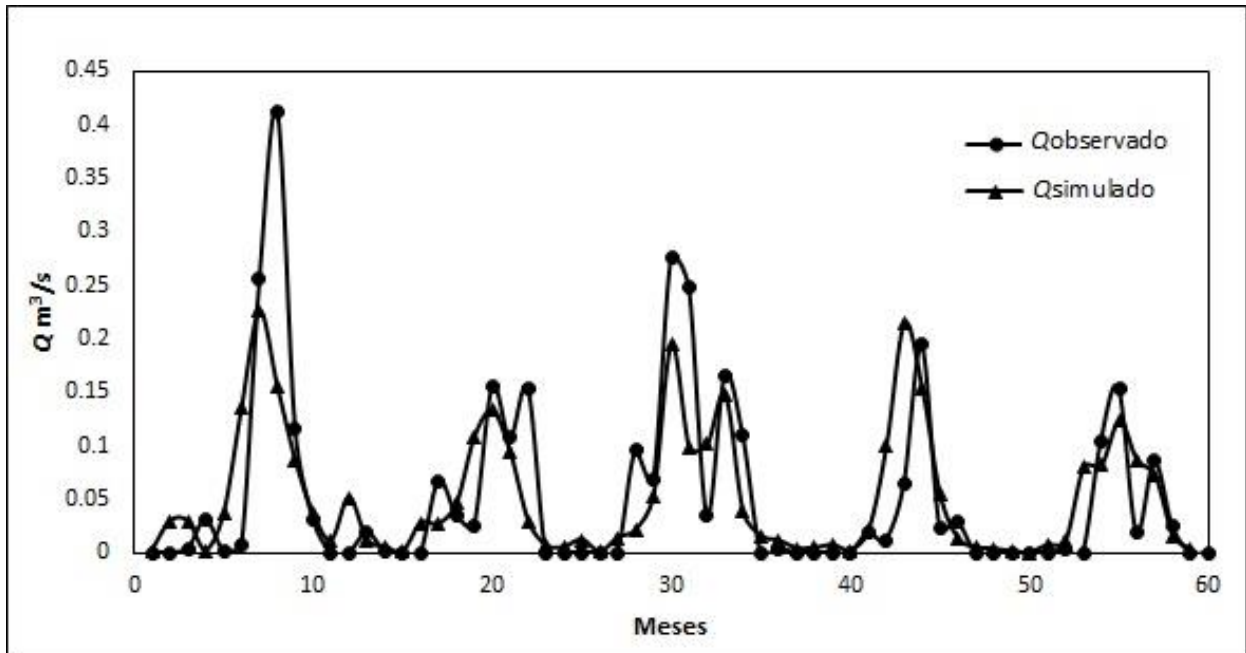
El análisis de sensibilidad mostró los parámetros con mayor grado de sensibilidad (Tabla 4), que como parte de la metodología fueron modificados para generar la mejor correlación entre los caudales simulado y observado del periodo 1966-1970.

**Tabla 4.** Parámetros más sensibles que afectan al modelo *SWAT* para el periodo 1966-1970.

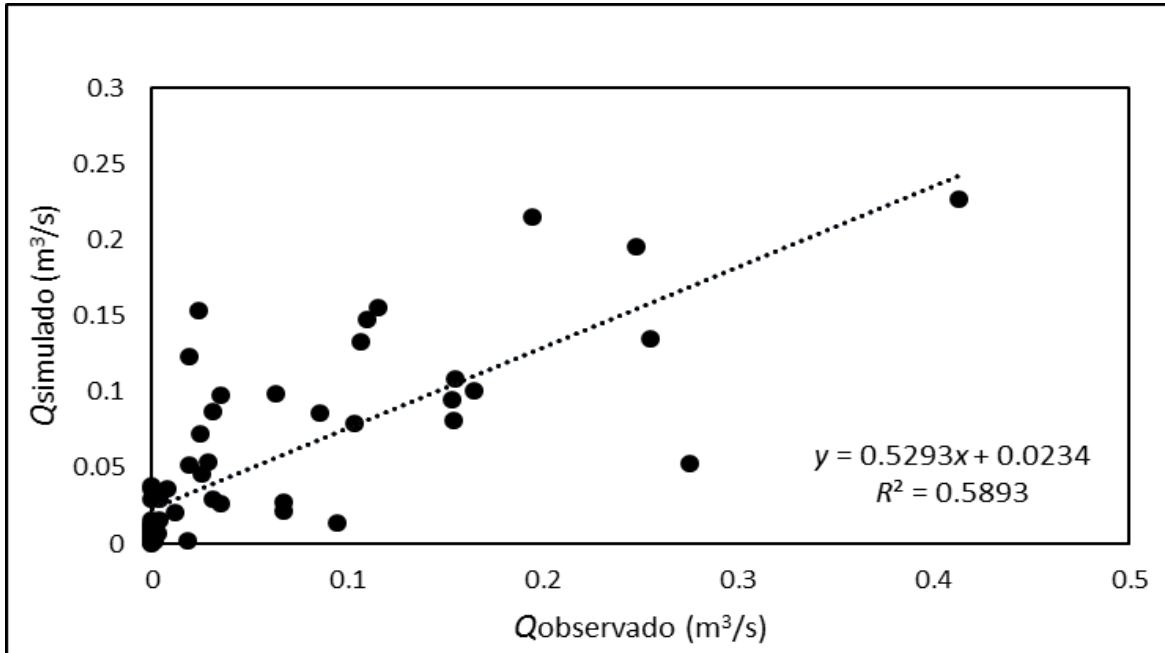
Parámetro a modificar	Significado	Grado de sensibilidad	Parámetro de salida que modifica	Archivo de entrada
-----------------------	-------------	-----------------------	----------------------------------	--------------------

CN2	Curva numérica	Alto	Escurrimiento superficial	.mgt
ALPHA_BF	Factor alfa del flujo base	Medio	Escurrimiento subsuperficial	.gw
REVAPMN	Umbral de profundidad del agua en el acuífero superficial	Alto	Evaporación Escurrimiento de retorno	.gw
GWQMN	Profundidad del umbral de agua en el acuífero superficial	Alto	Evaporación Escurrimiento de retorno	.gw
GW_REVAP	Coefficiente de agua subterránea	Alto	Evaporación Escurrimiento de retorno	.gw
GW_DELAY	Temporizador de retardo subterráneo	Medio	Escurrimiento superficial	.gw
ESCO	Factor de compensación de la evaporación en el suelo	Medio	Evaporación	.bsn
SOL_AWC	Capacidad de agua disponible en el suelo	Alto	Escurrimiento superficial	.sol
SLSUBBSN	Longitud de la pendiente	Medio	Escurrimiento de retorno	.hru

La calibración del modelo tuvo un ajuste de bondad satisfactorio (NSE = 0.58), de acuerdo con la clasificación de desempeño propuesto por Fernández, Acuña, Díaz y Felipe (2016) para el modelo *SWAT*. En la Figura 5 se presentan los gastos observados y los datos calibrados. En la Figura 6 se muestra el resultado del análisis de regresión entre dichos gastos.



**Figura 5.** Gastos observados y calibrados para el periodo 1966-1970.

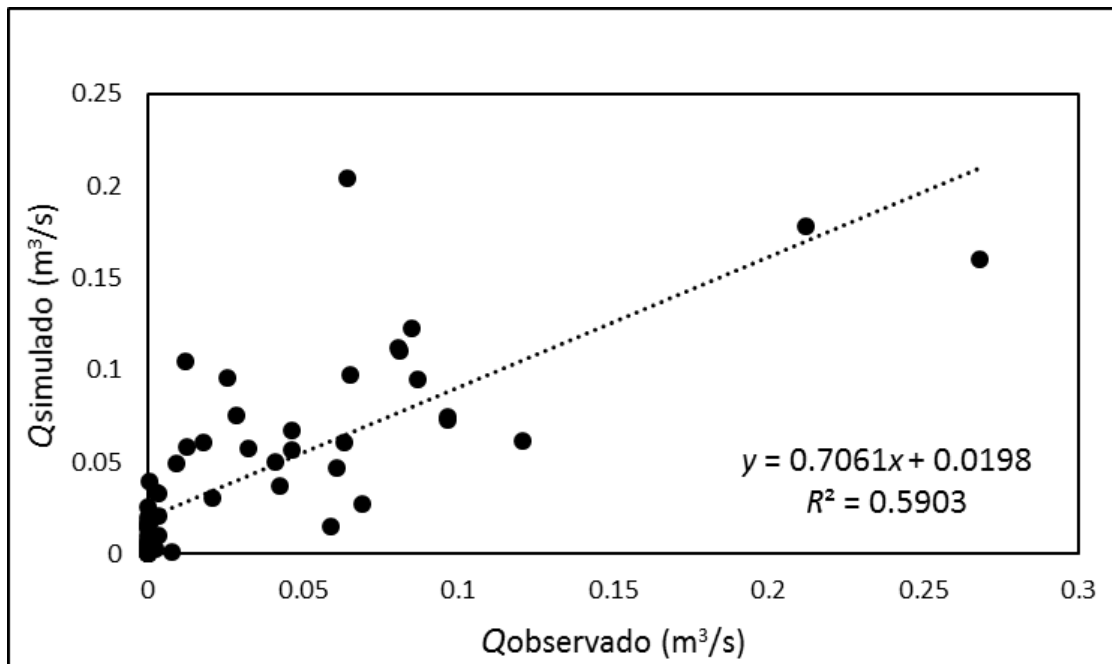


**Figura 6.** Análisis de regresión de los datos observados y calibrados para el periodo 1966-1970.

Los resultados obtenidos en la calibración del presente estudio comparados con otros en los que también se utilizó el *SWAT* y se obtuvieron mejores ajustes puede deberse a que se tuvo que recurrir al uso de diversos supuestos ante la escasez de información que requiere el modelo. Vargas-Castañeda *et al.* (2015) advierten que una de las limitaciones del modelo *SWAT* en México es la gran cantidad de datos que necesita, la cual no siempre está disponible en las bases de datos que las instituciones gubernamentales tienen de manera cotidiana.

Una vez calibrado el modelo, su validación para el periodo 1971-1975 consistió en medir su capacidad predictiva mediante la comparación de los gastos observados y los simulados con los parámetros

determinados en su calibración. En la Figura 7 se presenta el análisis de regresión del periodo validado. Dicha validación generó una bondad de ajuste satisfactoria (NSE = 0.52).

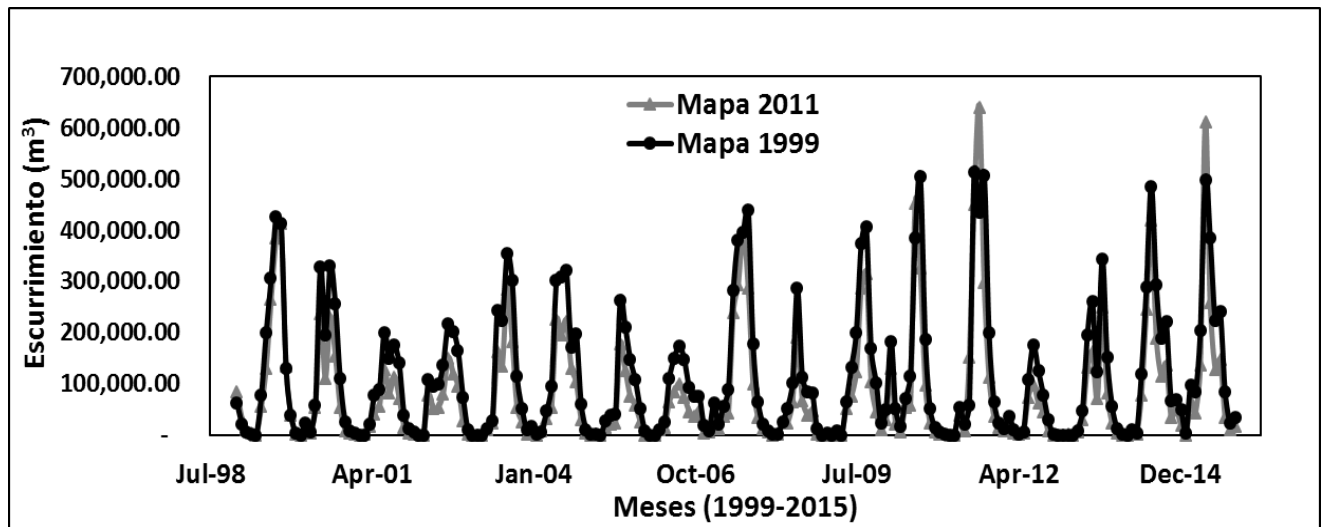


**Figura 7.** Análisis de regresión para el periodo 1971-1975.

### **Efecto del cambio de uso de suelo en el escurrimiento superficial y salida de sedimentos**

El modelo calibrado y validado se aplicó al periodo 1999-2015 para analizar la influencia del cambio de uso de suelo sobre el escurrimiento

superficial, mediante el análisis previo de dos mapas de uso de suelo, uno de 1999 y el otro de 2011. Los escurrimientos mensuales simulados para este periodo a partir de los dos mapas antes indicado se muestran en la Figura 8.



**Figura 8.** Escurrimientos mensuales simulados para el periodo 1999-2015, a partir de dos mapas de uso de suelo.

Los resultados de este estudio indican que el cambio de uso de suelo no modificó la magnitud del escurrimiento superficial. Esto se puede deber a que los cambios de uso de suelo durante el periodo evaluado por ser pequeños no fueron suficientes para modificar de forma significativa el volumen de escurrimiento, así como al tamaño pequeño de las subcuencas, como lo mencionan Trucios, Martínez, Blando y Sánchez (2007), quienes en su estudio de calibración y validación del modelo *SWAT* para dos coberturas de suelo confirmaron, al comparar tres tamaños diferentes de subcuencas, que el modelo es sensible a este

factor, porque se basa principalmente en el uso de suelo y vegetación predominante en la subcuenca para calcular las variables de salida.

En la Tabla 5 se presentan los escurrimientos mensual y anual simulados del periodo de 1999-2015. Estos datos muestran que 2007 y 2011 son los años con mayor escurrimiento; asimismo en julio, agosto y septiembre ocurre mayor escurrimiento en ambos años. Esto se atribuye a la precipitación mayor ocurrida dentro del periodo de lluvias más abundantes (junio a septiembre).

**Tabla 5.** Escurrimientos mensuales y anuales simulados por el modelo *SWAT* para el periodo 1999-2015 de la cuenca del río Chapingo.

<b>Escurrimiento superficial (miles de m<sup>3</sup>)</b>													
<b>Año</b>	<b>Ene.</b>	<b>Feb.</b>	<b>Mar.</b>	<b>Abr.</b>	<b>May.</b>	<b>Junio</b>	<b>Julio</b>	<b>Ago.</b>	<b>Sep.</b>	<b>Oct.</b>	<b>Nov.</b>	<b>Dic.</b>	<b>Anual</b>
1999	62.78	21.90	6.83	2.67	0.34	77.24	199.51	306.14	427.16	412.74	131.21	39.24	1 687.76
2000	3.90	0.00	24.04	6.11	58.74	328.15	196.14	330.25	256.84	110.24	26.31	9.15	1 349.87
2001	4.45	0.09	0.63	21.19	76.98	88.93	200.91	149.05	175.48	140.54	39.27	12.25	909.76
2002	6.08	0.47	0.00	109.28	96.45	99.17	137.29	218.34	203.14	165.15	74.21	10.25	1 119.83
2003	0.46	0.00	0.00	13.55	26.86	243.34	222.90	354.08	301.45	115.55	51.37	9.94	1 339.49
2004	16.03	0.85	5.78	46.47	95.78	301.97	308.02	321.41	171.33	198.39	61.09	11.40	1 538.53
2005	2.66	1.27	0.36	27.06	38.76	41.39	263.23	210.92	147.12	108.72	52.67	7.63	901.80
2006	0.14	0.00	11.23	26.18	110.91	150.15	174.18	147.58	93.13	76.41	76.75	19.68	886.35
2007	8.45	61.76	21.93	55.52	88.68	283.05	380.33	396.67	440.38	178.09	65.16	21.62	2 001.65
2008	9.37	1.44	0.80	25.10	52.84	100.93	286.05	113.43	84.19	82.76	11.82	0.11	768.85
2009	3.93	0.00	8.09	0.00	65.46	132.58	200.32	373.37	406.17	168.44	103.01	23.25	1 484.61
2010	49.98	183.40	52.18	17.51	70.42	115.34	384.35	505.68	187.17	50.84	14.01	5.48	1 636.35
2011	1.24	0.00	0.67	39.92	7.60	152.62	451.31	640.67	297.04	111.98	36.16	15.80	1 755.01

2012	9.17	23.29	4.92	1.07	4.74	74.13	98.19	62.49	44.66	7.57	0.53	0.00	330.77
2013	0.00	0.78	0.00	6.14	29.52	133.20	161.99	70.63	250.98	82.47	23.03	2.92	761.66
2014	0.46	0.01	6.48	2.41	77.81	245.02	419.17	190.06	114.90	137.88	34.34	52.20	1 280.75
2015	18.46	0.54	65.86	44.27	136.12	611.71	257.80	129.18	146.99	35.49	10.87	17.70	1 474.99

En la Tabla 6 se presenta la producción de sedimentos simulados. Es importante indicar que el *SWAT* no fue calibrado debido a la inexistencia de datos de campo; por lo tanto, para esta variable no pudo conocerse la capacidad predictiva de dicho modelo. Asimismo, es oportuno indicar que algunos autores mencionan que el modelo *SWAT* tiene mayor capacidad predictiva para la producción de escurrimientos que de sedimentos (Torres-Benitez, Fernández-Reynoso, Oropeza-Mota, & Mejía-Saenz, 2004; Salas-Martínez *et al.*, 2014; Sánchez-Galindo, Fernández-ReynosoMartínez-Menes, Rubio-Granados, & Ríos-Berber, 2017).

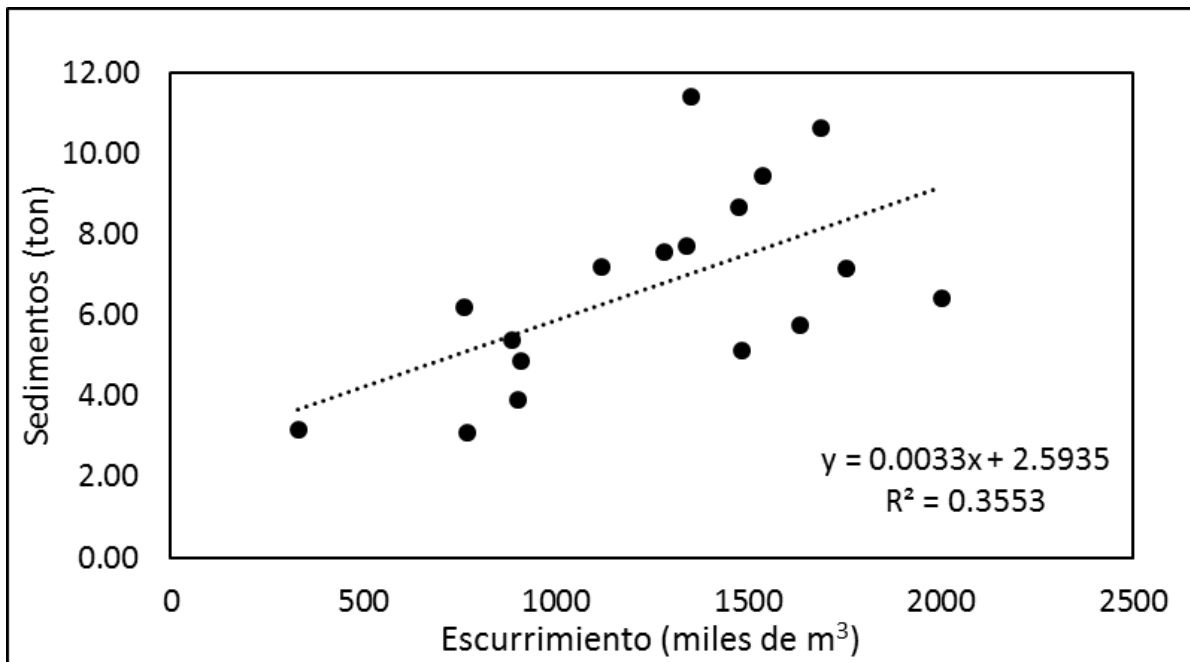
**Tabla 6.** Producción de sedimentos de la cuenca del río Chapingo simulados por el modelo *SWAT* para el periodo de 1999-2015.

Producción de sedimentos (toneladas)													
Año	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	Anual
1999	0.00	0.06	0.02	0.02	0.00	1.76	5.80	1.72	0.44	0.63	0.09	0.11	10.63
2000	0.00	0.00	0.38	0.05	1.63	6.50	0.58	1.45	0.62	0.17	0.00	0.02	11.41
2001	0.02	0.00	0.01	0.34	1.45	0.57	0.88	0.49	0.68	0.27	0.09	0.07	4.87
2002	0.01	0.00	0.00	2.81	0.97	0.49	0.63	1.02	0.60	0.64	0.05	0.00	7.22
2003	0.00	0.00	0.00	0.19	0.50	4.02	0.90	1.20	0.71	0.06	0.13	0.00	7.71
2004	0.15	0.00	0.10	1.00	2.04	3.25	0.96	0.73	0.82	0.29	0.10	0.00	9.45

2005	0.00	0.01	0.00	0.29	0.49	0.28	1.28	0.75	0.24	0.39	0.21	0.00	3.93
2006	0.00	0.00	0.18	0.37	2.43	0.51	0.61	0.43	0.33	0.20	0.36	0.00	5.40
2007	0.09	0.21	0.19	0.35	0.30	1.55	1.18	1.46	0.78	0.30	0.04	0.00	6.44
2008	0.00	0.00	0.00	0.29	0.20	0.62	0.95	0.47	0.20	0.37	0.00	0.00	3.09
2009	0.00	0.00	0.09	0.00	0.60	0.59	0.78	1.59	0.88	0.57	0.00	0.04	5.15
2010	0.17	1.24	0.19	0.09	0.68	0.41	1.91	0.83	0.22	0.00	0.00	0.00	5.74
2011	0.00	0.00	0.00	0.58	0.05	1.78	2.07	1.60	0.61	0.45	0.05	0.00	7.18
2012	0.00	0.23	0.06	0.01	0.09	0.90	0.79	0.54	0.56	0.00	0.00	0.00	3.16
2013	0.00	0.00	0.00	0.13	0.47	1.45	1.01	0.73	1.77	0.57	0.06	0.00	6.20
2014	0.00	0.00	0.13	0.02	1.01	1.75	1.52	0.98	0.80	0.79	0.16	0.42	7.58
2015	0.00	0.00	0.52	0.43	1.49	2.52	1.43	0.86	1.10	0.06	0.09	0.19	8.67

En la Figura 9 se presenta la relación entre los escurrimientos y sedimentos anuales simulados con *SWAT*. Se observó que a mayor precipitación también hay mayor salida de sedimentos de la cuenca. Al respecto, es importante indicar que la baja correlación entre ambas variables podría mejorar si existieran datos de campo para calibrar y validar el modelo útil en la predicción de sedimentos. La cantidad de sedimentos predicha es relativamente baja, lo cual puede deberse a la presencia de las diferentes prácticas, y obras de conservación de suelo y agua presentes en la cuenca, que de acuerdo con Márquez (2013) han reducido la producción de sedimentos de 50 184 a 288 toneladas anuales durante el periodo 1961-1990. También Adame-Martínez y Martínez-Menes (1999) evaluaron el efecto de las obras de conservación de suelo y agua en la cuenca del río Texcoco y encontraron que éstas redujeron la

producción de sedimento de 9 553 a 0 toneladas para el periodo 1961-1990.



**Figura 9.** Correlación ( $Pr > F = 0.0116$ ) entre el escurrimiento y los sedimentos estimados con SWAT que salen de la cuenca del río Chapingo para el periodo 1999-2015.

### Comportamiento estadístico de las variables de escurrimiento y sedimento producto del cambio de uso de suelo

Para determinar si hubo diferencias en las medias mensuales simuladas de escurrimiento y sedimento entre los periodos de estudio (1999-2010 y 2011-2015), en función del cambio de uso de suelo previamente evaluado, primero se realizó una Prueba de  $F$  mediante la cual se comprobó la homogeneidad de varianzas (Gómez-Biedma, Vivó, & Soria, 2001); posteriormente, con una prueba  $t$  de *student* (Di-Rienzo *et al.*, 2009) se compararon dichas medias. Los resultados se presentan en la Tabla 7, donde se observa que el cambio en el uso de suelo no tiene efecto en la cantidad de escurrimiento ( $p = 0.2351$ ) y sedimentos ( $p = 0.4430$ ) de la cuenca del río Chapingo. En general, esto es congruente con los resultados presentados en la Figura 9. Si no cambia el escurrimiento, tampoco se espera que cambie la producción de sedimentos. Asimismo, como se indicó en la sección precedente, se debería considerar que la presencia de prácticas, y obras de conservación de suelo y agua en la cuenca puede estar regulando el escurrimiento y la producción de sedimentos (Márquez, 2013; Adame-Martínez & Martínez-Menes, 1999).

**Tabla 7.** Pruebas de  $F$  y  $t$  de *student* para las medias mensuales simuladas de escurrimiento y sedimento en función del cambio de uso de suelo (1999-2010 vs. 2011-2015).

<b>Prueba de <math>F</math> para varianza de dos grupos de muestras.</b>		
	<b>Escurrecimiento (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Sedimentos (ton)</b>
<b><math>F</math></b>	0.731628556	2.12984074
<b><math>P(F \leq f)</math> una cola</b>	0.06897934	0.00064802

Valor crítico para $F$ (una cola)	0.707154891	1.45943969
<b>Prueba <math>t</math></b>		
Media 1999-2010	108 505.805	0.5628
Media 2011-2015	933 864.482	0.5464
Estadístico $t$	0.7249	0.1435
$P(T \leq t)$ una cola	0.2351	0.4430
Valor crítico de $t$ (una cola)	1.6607	1.6544

## Conclusiones

El cambio de uso del suelo de la cuenca del río Chapingo para el periodo 1999-2015 se caracterizó por el aumento significativo de las áreas de zona urbana, pastizal y minas; asimismo, por la reducción del área agrícola en 57 %. Se encontró una relación entre la disminución del área agrícola y el incremento poblacional.

El modelo *SWAT* aplicado a la cuenca del río Chapingo en el periodo 1999-2015, con ajuste aceptable (coeficiente Nash-Sutcliffe = 0.52), no detectó cambios significativos en el escurrimiento superficial ( $p = 0.2351$ ), en función del cambio de uso de suelo y vegetación detectado.

Los coeficientes de Nash-Sutcliffe fueron de 0.58 y 0.52 para la calibración y la validación, respectivamente; se consideran satisfactorios, por lo que el resultado anterior pudo deberse a las condiciones diferentes de la cuenca de estudio respecto a las consideradas en la generación y validación original del modelo.

La dinámica del cambio de uso de suelo no mostró influencia significativa ( $p = 0.443$ ) en los valores promedio mensuales de escurrimiento y producción de sedimento entre los periodos 1999-2010 y 2011-2015; se puede atribuir a que no hubo eventos extremos de precipitación en ninguno de los periodos, y a la presencia de obras y prácticas de conservación de suelo y agua en la cuenca.

La correlación entre el escurrimiento y los sedimentos anuales simulados con *SWAT* fue significativa ( $Pr > F = 0.0116$ ), con un coeficiente de determinación bajo ( $R^2 = 0.36$ ), resultado atribuible a la falta de datos de campo de sedimentos para calibrar y validar el *SWAT* para la predicción de éstos.

### **Agradecimientos**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada para los estudios de Maestría en Ciencia en Hidrociencias, y al Bufete de Ingeniería en Telecomunicaciones y Sistemas, por facilitar el enlace con la plataforma Planet, para la obtención de la imagen RapidEye.

### **Referencias**

- Abbaspour, K. C., Vaghefi, S. A., & Srinivasan, R. (2018). A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: A review of papers from the 2016 International SWAT Conference. *Water*, 10(1), 6. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10010006>
- Adame-Martínez, S., & Martínez-Menez, M. R. (1999). Efecto del manejo integral de la cuenca del río Texcoco, sobre la producción de agua y sedimentos. *Investigaciones Geográficas*, (39), 53-67.
- Almeida, R. A., Pereira, S. B., & Pinto, D. B. (2018). Calibration and validation of the SWAT hydrological model for the Mucuri River basin. *Engenharia Agrícola*, 38(1), 55-63. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v38n1p55-63/2018>
- Behrends, K. F., Chagas, C., Vázquez, A. G., Anselmo, P. E., José, S. O., Castiglioni, M., & Juan, M. M. (2011). Aplicación del modelo hidrológico SWAT en una microcuenca agrícola de la Pampa ondulada. *Suelo (Argentina)*, 29(1), 75-82.
- Bocco, G., Mendoza, M., & Masera, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán: una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, (44), 18-36. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-46112001000100003&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112001000100003&lng=es&tlng=es)
- Brouziyne, Y., Abouabdillah, A., Bouabid, R., Benaabidate, L., & Oueslati, O. (2017). SWAT manual calibration and parameter sensitivity analysis in a semi-arid watershed in North-Western Morocco.

- Arabian Journal of Geosciences*, 10(427), 1-13. DOI:  
<https://doi.org/10.1007/s12517-017-3220-9>
- Camacho-Sanabria, J. M., Juan-Pérez, J. I., & Pineda-Jaimes, N. B. (2015). Modeling of land use/cover changes: Prospective scenarios in the State of Mexico. Case study – Amanalco de Becerra. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 21(2), 203-220. DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.10.049>
- Chen, C. (1983). Rainfall intensity-duration-frequency formulas. *Revista Ingeniería Hidráulica*, 109(12), 1603-1621. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1983\)109:12\(1603\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1983)109:12(1603))
- Cruz-Huerta, C., González-Guillén, M. J., Martínez-Trinidad, T., & Escalona-Maurice, M. J. (2015). Modeling land-use change and future deforestation in two spatial scales. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 21(2), 137-156. DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.06.025>
- Di-Rienzo, A., Casanoves, F., González, L. A., Tablada, E. M., Díaz, M., Robledo, C. W., & Balzarini, M. G. (2009). *Estadística para las Ciencias Agropecuarias* (7a ed.). Córdoba, Argentina: Editorial Brujas. Recuperado de [http://frrq.cvg.utn.edu.ar/pluginfile.php/2103/mod\\_resource/content/0/DEPOSITO\\_DE\\_MATERIALES/LIBRO-EST.CIENCIAS.AGRP.UNC.\\_7\\_Ed.pdf](http://frrq.cvg.utn.edu.ar/pluginfile.php/2103/mod_resource/content/0/DEPOSITO_DE_MATERIALES/LIBRO-EST.CIENCIAS.AGRP.UNC._7_Ed.pdf)
- Díaz, J. J. (2015). *Estudios de índice de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde UAS/RPAS y aplicaciones de estos a la agricultura de precisión* (tesis de maestría). Universidad

- Complutense de Madrid. 147 p. Recuperado de [https://eprints.ucm.es/31423/1/TFM\\_Juan\\_Diaz\\_Cervignon.pdf](https://eprints.ucm.es/31423/1/TFM_Juan_Diaz_Cervignon.pdf)
- Ercan, M. B., Goodall, J. L., Castronova, A. M., Humphrey, M., & Beekwilder, N. (2014). Calibration of SWAT models using the cloud. *Environmental Modelling & Software*, 62, 188-196. DOI: <https://10.1016/j.envsoft.2014.09.002>
- ESRI, Environmental Systems Research Institute. (2018). *ArcMap 10.4*. California, USA. Recuperado de <https://desktop.arcgis.com>
- FAO, Food and Agriculture Organization. (2004). *Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020: Informe Nacional: México*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>
- Fernández, P. C., Acuña, Z. J., Díaz, P. A., & Felipe, O. O. (2016). *Asimilación y evaluación de datos de precipitación en base a satélite en el modelamiento hidrológico de la cuenca del río Vilcanota. Estudio Hidrológico*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú.
- García, O., J., Gutiérrez, C., J., & Balderas, P. M. (2011). Cambio de uso de suelo en una microcuenca del altiplano mexicano. *Papeles de Geografía*, (53-54), 125-135. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40721572009>
- Gómez-Biedma, S., Vivó, M., & Soria, E. (2001). Pruebas de significación en bioestadística. *Revista de Diagnóstico Biológico*, 50(4), 207-218. Recuperado de

[http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-79732001000400008](http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-79732001000400008)

Gordillo-Ruiz, M., & Castillo-Santiago, M. (2017). Cambio de uso del suelo en la cuenca del río Sabinal, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(10), 39-49. Recuperado de <https://dx.doi.org/10.19136/era.a4n10.803>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2018). *Página de inicio*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2000). *XII Censo de Población y Vivienda*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <http://www.beta.inegi.org.mx/programas/ccpv/2000/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Estadística Básica Municipal, Anuario Estadístico del Estado de México* (tomo I). Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de [http://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/.../702825200985-1\\_1.pdf](http://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/.../702825200985-1_1.pdf)

Lambin, E. F., Geist, H., & Rindfuss, R. R. (2006). Introduction: Local processes with global impacts. In: Lambin, E. F., & Geist, H. J. (eds.). *Land use and land cover change. Local processes and global impacts* (pp. 1-8). Berlin, Heidelberg: Springer. DOI: [https://10.1007/3-540-32202-7\\_1](https://10.1007/3-540-32202-7_1)

Lavagnoli, M., L., Schwambach, D., & Rigo, D. (2018). Sensitivity analysis of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model in streamflow

modeling in a rural river basin. *Ambiente & Agua*, 13(6). DOI: <https://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2221>

Licona-Santana, J., Martínez-Menes, M., Mendoza-Onofre, L., Figueroa-Sandoval, B., & Fernández-Reynoso, D. (2006). Uso de modelo EPIC para estimar rendimientos de maíz con base en variables fisiotécnicas en el oriente del Estado de México. *Terra Latinoamericana*, 24(2), 283-291. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57311108016>

López, V. V. H., Balderas, P. M. A., Chávez, M. M. C., Pérez, J. J. I., & Gutiérrez, C. J. G. (2015). Cambio de uso de suelo e implicaciones socioeconómicas en un área mazahua del altiplano mexicano. *CIENCIA ergo-sum, Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva*, 22(2), 136-144. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10439327004>

Márquez, Z. J. (2013). *Impacto de obras y prácticas de conservación sobre los servicios ambientales hidrológicos de la cuenca del Río Chapingo* (tesis de maestría). Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.

Mattos, G. S., Parodi, G. N., & Damiano, F. (2010). *Análisis de amenaza por inundación en área urbana empleando modelos hidrodinámicos y herramientas SIG*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Recuperado de [https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-analisis\\_de\\_amenaza\\_por\\_inundacin\\_en\\_rea\\_urbana\\_emplea.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-analisis_de_amenaza_por_inundacin_en_rea_urbana_emplea.pdf)

Mas, J. F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T., & Pérez-Vega,

- A. (2004). Assessing land use/cover changes: A nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5(4), 249-261. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2004.06.002>
- Meneses-Tovar, C. L. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasylva* 238, 62(2), 39-46. Recuperado de <http://www.fao.org/3/i2560s/i2560s07.pdf>
- Miranda, A. L. (2008). *Dinámica de uso del suelo y su efecto en el escurrimiento superficial en la cuenca del río Grande, Tlalchapa, Guerrero* (tesis de maestría). Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.
- Morales-Hernández, J. C., Carrillo-Gonzales, F. M., Zarfán-Molina, L., & Cornejo-López, V. M. (2016). Cambio de cobertura vegetal en la región de Bahía de Banderas, México. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(1), 7-16. DOI: <http://doi:10.15446/rev.colomb.biote.v18n1.57709>
- Moreno-Sánchez, E. (2013). Texcoco en lo sociourbano y económico. Periodo 2000-2012. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, 15(2), 63-92. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40128974005>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2009). *Soil and water assessment tool theoretical documentation version (2009)*. Temple, USA: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>

- Ojeda, T. E. (2001). *Gis and land use in Texcoco municipality, México: contrasting local and official understandings* (Doctoral thesis, Department of Geography). Durham University. Recuperado de <http://etheses.dur.ac.uk/3854/>
- Palacio-Prieto, J. L., Sánchez-Salazar, M. T., Casado, J. M., Propin, F., E., Delgado, C. J., Velázquez, M. A., & Camacho, R. C. G. (2004). *Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial. México: Semarnat.* Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/288840782\\_Indicadores\\_para\\_la\\_Characterizacion\\_y\\_Ordenamiento\\_del\\_Territorio](https://www.researchgate.net/publication/288840782_Indicadores_para_la_Characterizacion_y_Ordenamiento_del_Territorio)
- Planet. (2018). *Daily Satellite Imagery and Insights*. San Francisco, California, USA. Recuperado de <https://www.planet.com/>
- Ramírez, C. H., López, V. O., & Ibáñez, C. L. A. (2015). Estimación mensual de intensidad de la lluvia en 30 minutos a partir de datos pluviométricos. *Terra Latinoamericana*, 33(2), 151-159. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=573/57339210005>
- Rodrigues, S. V., Tavares, S. M., Singh, P. V., Pereira, S. E., Campos, B. C., Morant, H. R., Silveira, R. A., Salviano, S. F., & Rodrigues, B. A. (2017). Simulation of stream flow and hydrological response to land-cover changes in tropical river basin. *Catena*, 162, 166-176. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.11.024>
- Salas-Martínez, R., Ibáñez-Castillo, L., Arteaga-Ramírez, R., Martínez-Menes, M., & Fernández-Reynoso, D. (2014). Modelado hidrológico de la cuenca del río Mixteco en el estado de Oaxaca, México. *Agrociencias*. 48(1) 1-15. Recuperado de

[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1405-31952014000100001&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952014000100001&lng=es&tlng=es)

Sánchez-Galindo, M., Fernández-Reynoso, D., Martínez-Menes, M., Rubio-Granados, E., & Ríos-Berber, J., D. (2017). Modelo hidrológico de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(5), 141-156. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-05-10>

Teklay, A., Dile, Y. T., Setegn, S. G., Demissie, S. S., & Asfaw, D., H. (2019). Evaluation of static and dynamic land use data for watershed hydrologic process simulation: A case study in Gummara watershed, Ethiopia. *Catena*, 172, 65-75. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.013>

Torres-Benites, E., Fernández-Reynoso, D., Oropeza-Mota, J., L., & Mejía-Saenz, E. (2004). Calibración del modelo hidrológico SWAT en la cuenca "El Tejocote", Atlacomulco, Estado de México. *Terra Latinoamericana*, 24(4), 437-444. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57311096007>

Trucios, C. R., Martínez, R. J., Blando, N. J., & Sánchez, C. I. (2007). Calibración y validación del modelo hidrológico SWAT en la cuenca del río Sextín en Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 6, 91-101. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455545068010>

USGS, United States Geological Survey. (2018). *Earth Explorer*. Reston, USA. Recuperado de <https://www.usgs.gov/>

Vargas-Castañeda, G., Ibáñez-Castillo, L., & Arteaga-Ramírez, R. (2015). Development, classification and trends in rainfall-runoff modeling.

*Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 7(1), 5-21. DOI:

<http://dx.doi.org/10.5154/r.inagbi.2015.03.002>

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning*. Washington, DC, USA: USDA. Recuperado de

<https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>

Zhang, S., Fan, W., Li, Y., & Yi, Y. (2017). The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. *Science of the Total Environment*, 574(1), 34-45. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.024>

**Corporatización de tipo neoliberal en la gestión del agua en México. Lecciones de León, Guanajuato**  
**Neoliberal corporatization in water management in Mexico. Lessons from Leon, Guanajuato**

Daniel Tagle-Zamora<sup>1</sup>, <https://orcid.org/0000-0002-6203-7429>

Alex R. Caldera-Ortega<sup>2</sup>, <https://orcid.org/0000-0002-7609-8724>

<sup>1</sup>Departamento de Estudios Sociales, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, [datagle@yahoo.com.mx](mailto:datagle@yahoo.com.mx), [datagle@ugto.mx](mailto:datagle@ugto.mx)

<sup>2</sup>Departamento de Gestión Pública, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, [arcaldera@ugto.mx](mailto:arcaldera@ugto.mx)

Autor para correspondencia: Daniel Tagle-Zamora, [datagle@yahoo.com.mx](mailto:datagle@yahoo.com.mx), [datagle@ugto.mx](mailto:datagle@ugto.mx)

## Resumen

En México, los prestadores de los servicios públicos de agua potable y saneamiento municipal cuentan con el sustento legal para definir el esquema de gestión con el que asumirán la provisión. Desde la década de 1980, estos modelos se han concentrado en públicos, privados y mixtos; estos últimos influenciados por la ola neoliberal. El presente documento

tiene por objetivo explorar el modelo de corporatización del agua para el caso mexicano, es decir, empresa pública con comportamiento privado; se toma como unidad de análisis el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León (SAPAL), Guanajuato, México. Bajo los enfoques de corporatización del agua y ambientalismo de mercado, y con una metodología mixta; revisión hemerográfica, y una exploración descriptiva-relacional de la información físico-comercial del organismo operador, se determina una gestión corporatizada del agua de tipo neoliberal por parte del SAPAL. Se concluye que esta modalidad ha sido deliberadamente construida, enfocada en la expansión del mercado y la acumulación de capital; esto, a pesar de que su carácter público la vincula con el bienestar social enmarcado por el derecho humano al agua.

**Palabras clave:** corporatización, neoliberal, gestión del agua, proyectos políticos, León.

### **Abstract**

Public drinking water and sanitation services providers at the Mexican municipal level have the legal basis to define the management scheme with which they will assume the provision. Since last century eighties, these models have been concentrated into public, private and mixed, the latter influenced by the neoliberal wave. The purpose of this document is to explore the Mexican case form of corporatization, taking the Drinking Water and Sewerage System of León, Guanajuato, Mexico, as the unit of analysis. Under the approaches of water corporatization and market environmentalism and with a mixed methodology; an hemerographic review, and a descriptive-relational exploration of the operating office physical-commercial information, a neoliberal corporatized water

management is determined, a public company with private behavior. It is concluded that this modality has been deliberately constructed, focused on market expansion and capital accumulation despite the fact that its public nature links it to social priorities.

**Keywords:** Corporatization, water management, Leon, political projects, neoliberalism.

Recibido: 28/02/2020

Aceptado: 01/07/2020

## Introducción

El presente artículo tiene como objetivo abordar la categoría de corporatización de la gestión del agua para el caso mexicano con la experiencia de la modalidad adoptada en la ciudad de León, Guanajuato, México. Su relevancia se encuentra en valorar el cumplimiento de las metas planteadas institucionalmente en el sector agua, en especial para lograr el objetivo en torno a la materialización del derecho humano al agua para toda la población.

En este caso particular, el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León (SAPAL) es el ente paramunicipal encargado de la prestación de

los servicios públicos de agua en el cuarto municipio más poblado en México (INEGI, 2015). Dicho organismo ha conseguido múltiples reconocimientos (a modo de certificaciones) gracias a su elevada capacidad financiera, su organización y planeación. Desde los años de 1980, sus diseñadores institucionales, la cúpula empresarial local, la definieron como una empresa pública manejada como empresa privada alejada de los intereses políticos. El uso en el lenguaje de categorías como "cliente" en vez de "usuario" se naturalizaron en la sociedad leonesa, dando paso a que la prestación del servicio se determinara por la obligación a pagar y no por la capacidad de pago del ciudadano. Con ideas y una visión empresarial de largo plazo para una empresa pública, el resultado actual de SAPAL es su amplia capacidad financiera, con más de 2 600 millones de pesos acumulados en cuentas bancarias, y la Calificación Crediticia *Ficht Rating* AAA otorgada por los mercados financieros, reconociéndolo como uno de los mejores organismos operadores de agua en el país (Fitch Ratings, 2018). Estos logros económicos y financieros de una empresa pública le han valido el reconocimiento político y social en la región, alejándola de la crítica político-social-académica, a pesar de contar con un esquema comercial del agua agresivo para el usuario doméstico. Bajo este planteamiento, el documento determina que SAPAL presenta una modalidad de corporatización neoliberal del agua alejada de las prioridades sociales señaladas arriba; esto, analizando su estructura organizacional y principales estrategias empresariales a través de la gestión de los últimos años (2008-2018).

El documento se estructura de la siguiente manera. El primer apartado presenta la estructura del marco analítico, que recorre la

corporatización en sus modalidades progresista y neoliberal para los servicios de agua potable en la perspectiva del ambientalismo de mercado. El segundo se refiere al encuadre metodológico. El tercer apartado describe el perfil organizacional del SAPAL. El cuarto apartado consiste en los resultados del caso de estudio seleccionado y el quinto trata la discusión del tipo de corporatización identificado para León. Por último se tienen las conclusiones.

## **Encuadre teórico**

### **La orientación de la gestión del agua en la perspectiva neoliberal**

El modelo de gestión pública de agua potable y alcantarillado en México —basado en el servicio proporcionado por una entidad gubernamental estatal o municipal, sustentado en el artículo constitucional 115— ha tenido un desarrollo institucional limitado, con grandes pendientes en términos de calidad, eficiencia y cobertura desde la década de 1980 (momento de la reforma constitucional que inicia el proceso de descentralización hacia lo local) hasta nuestros días (Pineda, 2002;

Soares, 2007). Los cuestionamientos al modelo de gestión “pública” del agua en lo urbano por parte de los reformadores neoliberales fueron diversos durante las dos primeras décadas después de iniciado el proceso de descentralización; entre las críticas se señaló, por ejemplo, el nivel de burocratización de los organismos operadores; la corrupción en obras de infraestructura o para asignación de contratos, así como el uso clientelar de tarifas o corrupción a pequeña escala entre usuarios y funcionarios operativos; ineficiencia en la calidad del servicio; altos costos de operación, y elevados niveles de endeudamiento de las haciendas de los organismos. En ese sentido, los argumentos más visibles para promover la participación privada y los esquemas de emulación del sector privado en la gestión pública del agua se centraron “en la falta de cobertura a amplios sectores de la población; la calidad inadecuada de la prestación; la corrupción; y/o la falta de inversión pública en la expansión y renovación de la infraestructura” (Castro, 2012: 247).

Organismos internacionales, como el Banco Mundial (BM), promovieron esquemas de gobierno hacia una mayor descentralización en el ámbito local y mayor participación de la sociedad (en muchos casos, confundiendo sociedad civil, con élite empresarial); esto, con el fin de contrarrestar las deficiencias de las entidades gubernamentales (Guttman, 2004). Tal esquema de gestión, denominado “gerencialista”, presentó un matiz especial en el periodo identificado por Aboites (2009) como de ambientalismo de mercado: colocar a los mecanismos de mercado y sus principales agentes como el componente clave para enfrentar y disminuir la presencia “ineficaz” del agente gubernamental. Bajo este esquema se privilegian las decisiones sólo validadas cupularmente en las más altas esferas gubernamentales, con la

participación del sector privado, y desdeñando toda posibilidad de injerencia de sectores sociales amplios, acotándose a representaciones sociales tradicionales y de fácil interlocución, a través de sus coincidencias en torno a las visiones y objetivos al modelo de gestión y sus fines últimos perseguidos.

El proyecto político neoliberal dominante se delinea en la búsqueda de una gestión del agua urbana controlada por estas cúpulas político-empresariales, que tratan de privilegiar una operación centrada en la eficiencia, que permita obtener ganancias por la prestación del servicio, beneficiando no sólo a los usuarios que puedan pagar el costo de producción (consolidando una relación empresa-cliente), sino financiar obras de infraestructura de acceso al agua y saneamiento, principalmente en favor de usos productivos de los principales sectores económicos de la ciudad, ya sea industrial o comercial. Si bien el discurso dice centrar los esfuerzos de la gestión en el uso doméstico y, por ende, el consumo humano, el compromiso de un servicio eficiente y de calidad se hace con aquellos usuarios que pueden pagar el servicio y son reconocidos a partir de la relación contractual con su toma domiciliaria.

La década de 1990 fue un periodo de fuerte impulso por parte de organismos internacionales y gobiernos para que el sector privado se hiciera cargo de forma directa de la provisión de servicios básicos de agua potable y saneamiento; sin embargo, el avance fue desigual en América Latina, y se encontró con varias obstrucciones y dificultades, que incluyen inestabilidad económica, resistencias culturales, e incluso la preferencia de actores políticos para seguir manteniendo al agua como principal moneda de cambio ante clientelas electorales. No obstante, estas intenciones privatizadoras sí echaron a andar una serie de procesos que

han vuelto inevitable el avance de visiones que conceptualizan al agua como un bien económico que se puede mercantilizar antes que un derecho humano, y han profundizado la desigualdad en el acceso, en términos de calidad y cantidad del recurso hídrico, así como agudizar los impactos de una crisis medioambiental en aras del desarrollo económico a ultranza (Castro, 2012).

En este sentido, la falta de casos de éxito en la sustitución de operadores públicos por compañías privadas (McDonald, 2015c) dio cabida a una forma "intermedia" de gestión en los servicios de agua potable y saneamiento basados en mantener la operación desde organismos público-gubernamentales, pero con las ideas de mercado mediante la incursión del sector empresarial (cúpulas) bajo la figura de "empresas corporatizadas", a través de una participación influyente en sus consejos directivos, estructurando los organismos con formas de administración provenientes del propio sector privado y subcontratando empresas para determinados procesos de la producción del servicio. El discurso que lo legitima es el propio de las reformas de la administración pública, que se enmarcan en la llamada nueva gestión pública, paralelas al proceso de reorientación del papel del Estado en la economía en el periodo neoliberal (Sánchez, 2002: 122); esto es, (re)ingeniería de procesos al interior de los organismos operadores; eficiencia como *focus* de la gestión técnica y comercial; ajuste de tarifas conforme a costos de producción y "beneficio razonable" para inversores privados; seccionar los procesos de producción y tercerizarlos a través de contratistas, así como prestar servicios con orientación a la "satisfacción" del cliente-usuario que paga en tiempo por el servicio.

La corporatización de tipo neoliberal se vuelve clave para comprender la estructura de la lógica en la gestión del agua; se debe precisar que lo relevante es trasladar el agua de lo público (subsidiado o gratuito, como derecho para los ciudadanos) a lo económico (con fines de lucro) sin importar quién tenga el control o dominio de la prestación del abastecimiento del agua, ya sea el sector público o privado (Bakker, 2003; Bakker, 2005).

## **Corporatización: la tipificación del servicio público de agua potable entre progresista y neoliberal**

En el nuevo milenio y tras casi cuatro décadas de impulso neoliberal, las agencias públicas han dejado de ser el centro de la crítica por parte de los pensadores neoliberales (McDonald, 2015a). No obstante, este cambio de discurso por uno matizado obedece a ver más al Estado como aquel vehículo para facilitar la acumulación de capital privado que como barrera, al ser el que promueve los marcos institucionales y de infraestructura para la expansión de los mercados de una forma que no sería posible desde la iniciativa privada (Zurbruggen, 2007).

Junto con esto último, se suma una codificación del lenguaje y del pensamiento neoliberal que se ha normalizado en las prácticas del Estado en estas últimas décadas. Dependencias públicas, como universidades, hospitales, municipios, etcétera, han naturalizado conductas de mercado,

en donde la eficiencia y el valor de su marca les permite colocarse en el escaparate de la competitividad y la vanguardia con fines de atracción de capital. Es decir, ha existido un cambio drástico en la vocación y evaluación del servicio público en la era neoliberal, haciendo difícil recordar cómo era una forma menos mercantilizada de la prestación de los servicios públicos con fines de cuestionar la situación actual (Newman & Clarke, 2009). Además, se presenta la confusión o el sesgo intencionado de plantear bajo el velo de la democracia representativa (de corte neoliberal), la participación de la sociedad, incorporando en exclusiva a la élite empresarial para la configuración del nuevo estado de mercado (Tagle, Caldera, & Fuente, 2019).

Magdahl (2012), Lobina y Hall (2015) mencionan que el fenómeno antes señalado se remarcó con mayor énfasis en aquellos casos —en relación con el servicio público de abastecimiento de agua potable— en donde la sustitución de operadores públicos por compañías privadas no tuvo éxito. El paso que siguieron los promotores neoliberales fue presionar para que los operadores públicos se comportaran como empresas privadas, bajo la figura de empresas corporatizadas. Es decir, una “endoprivatización”, que implica reemplazar de la gestión el interés por lo público, y colocar las ideas, metodologías y técnicas propias del sector privado (Guerrero, 2004; Yañez, 2019).

Bajo este contexto resulta que la “corporatización” de acuerdo con Grossi, Marcou y Reichard (2010), citados en Lobina y Hall (2015: 250), es “la transformación de las entidades gubernamentales en corporaciones autónomas y semiautónomas, en su mayoría con personalidad jurídica propia y con libertad de gestión”. No obstante, Lobina y Hall aducen que esta categoría debe pensarse en términos dinámicos y contextuales,

considerando que los resultados dependen de las formas organizacionales e institucionales que se definan en cada lugar.

El objetivo de la corporatización para McDonald (2015a: 10) es “crear compañías de plena competencia, con gerentes independientes que solo asumen responsabilidades por el funcionamiento de su propia organización, y donde todos los gastos e ingresos se contabilizan como si fuera una compañía autónoma.” Lobina y Hall (2015: 251) agregan que “el objetivo es alcanzar la eficiencia operativa mediante la creación de cierta distancia entre los propietarios gubernamentales y los gestores públicos.” En esencia, la corporatización es gestionar una empresa pública bajo la lógica de la eficiencia privada, derivado de aislar al organismo público de la interferencia de los diferentes intereses del ámbito político en su gestión. En este caso, una empresa corporatizada presenta las características de ser autónoma, con independencia financiera, administrativa y jurídica; se suma que se rigen bajo el derecho privado como sociedades anónimas de propiedad privada (Lobina & Hall, 2015; McDonald, 2015a; McDonald, 2015b; Yañez, 2019).

En la actualidad, la corporatización se presenta en la encrucijada dentro de la esfera del debate político, al encontrarse en una línea delgada entre diferenciarse de una corporatización de tipo “progresista” o “neoliberal” (esta última se destaca como la antesala a la mercantilización del agua) en el suministro de los servicios públicos de agua potable y saneamiento (Lobina & Hall, 2015). Para Bakker (Bakker, 2003; Bakker, 2005), esta fase de mercantilización significa el punto cúspide del *ambientalismo de mercado*; es decir, concretar el plan neoliberal, intercambiando el agua bajo los principios de eficiencia en el sentido de Pareto, como cualquier otro bien económico:

- Privatización: trae un cambio de propiedad —o una transferencia en la gestión del recurso— del sector público al privado.
- Comercialización: implica cambios en las prácticas de la gestión del recurso, incorporando principios (eficiencia); métodos (evaluación costo-beneficio), y objetivos (máxima ganancia) derivados del mercado (Leys, 2001).
- Mercantilización: es la creación de un bien económico a través de la aplicación de mecanismos de apropiación y estandarización, bienes o servicios, permitiéndole a estos últimos ser intercambiados a un precio determinado en el mercado bajo los principios de la eficiencia económica (Bakker, 2005: 544, en Tagle, Caldera, & Fuente, 2019: 18).

El ambientalismo de mercado, sin embargo, no es un proceso lineal (privatización-comercialización-mercantilización). La privatización puede darse bajo un esquema de comercialización que no sea por completo con fines de lucro; o bien, la comercialización del agua puede originarse previo a un proceso de privatización, incluso sin privatización y desde el dominio público, pero con fines de lucro. En concreto, “el abastecimiento de agua se encuentra en la esfera del negocio y no del bien público siempre y cuando (sin importar que la propiedad sea pública o privada) el objetivo de la gestión sea la maximización de la eficiencia económica en vez de la equidad social” (Bakker, 2003: 43). La corporatización de los organismos públicos prestadores de servicios de agua potable y saneamiento se mueve esencialmente en las esferas de la comercialización y la mercantilización arriba descritas.

La experiencia empírica de este modelo de gestión compilada por McDonald (2015c) muestra una bifurcación de casos, como sintetiza la Tabla 1, neoliberal y progresista, con resultados que dependen de forma directa de sus propios contextos socioculturales y políticos de los cuales son originarios. No obstante, este mismo autor señala que la paradoja de la corporatización se encuentra en que si bien ésta representa, por un lado, una forma de privatizar y comercializar los bienes públicos de una forma económica, por el otro elimina los riesgos de inestabilidad política que implica la participación directa del sector privado en la gestión de los recursos. La corporatización de tipo neoliberal, acorde con la presente propuesta, muestra implicaciones identificadas por McDonald (2015a) que serán relevantes para el caso de estudio seleccionado.

**Tabla 1.** Tipología de corporatización de los servicios públicos de agua potable y saneamiento. Fuente: elaboración propia con información de McDonald (2015a) y McDonald (2015b).

<b>Progresista</b>	<b>Neoliberal</b>
Propiedad pública	Propiedad pública
Objetivos de tipo público o social	Presta poca atención a las cuestiones de equidad y asequibilidad (ausencia de subsidios cruzados y corte del servicio)
Resistencia a formas mercantilizadas de los bienes públicos	Orientación altamente comercial (tarifas más elevadas que la contraparte privada)
Plataforma para impulsar una prestación del servicio relativamente equitativa y eficaz	Fines de acumulación de capital
Tarifas diferenciadas y basadas en subsidios con énfasis en la equidad	Nuevos códigos morales basados en la "Cultura del pago del servicio"
Ciudadano con trato de usuario	

<p>El ciudadano, en términos amplios, tiene medios institucionales de incidencia para asegurar en última instancia los resultados de carácter público y beneficio social</p>	<p>Criterios de gestión centrados en las finanzas</p> <p>Refuerzan el valor de su marca</p> <p>Expansión del mercado para el sostén del crecimiento económico</p> <p>Clientes en vez de ciudadanos</p>
--	--

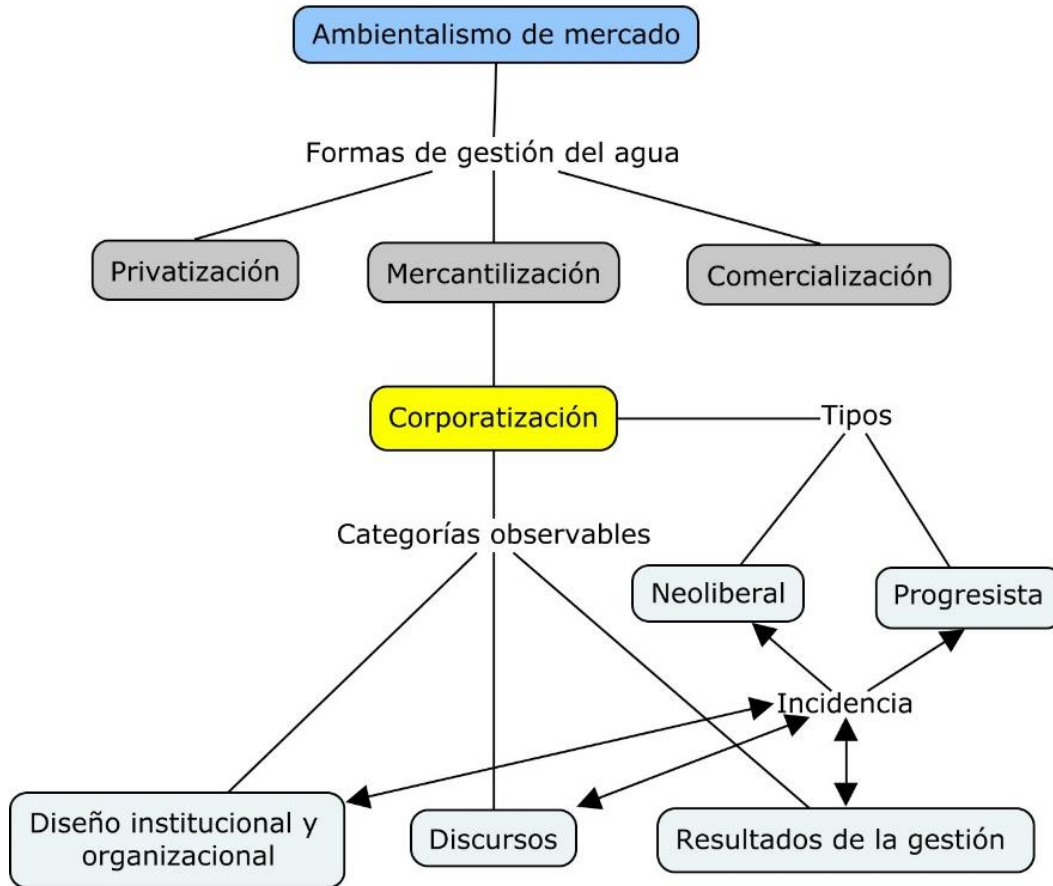
La propuesta de una corporatización de tipo “progresista” es planteada por McDonald (McDonald, 2015a; McDonald, 2015b) como una alternativa a la captura de los organismos operadores de los servicios de agua potable y saneamiento, asegurando resultados de beneficio social a través de un control ciudadano efectivo de formas participativas ampliadas (no sólo de empresarios que buscan beneficio particular); esquemas tarifarios diferenciados en favor de sectores sociales más necesitados y con posibilidad de subsidios cruzados para asegurar el derecho humano al agua; formas de distribución que eviten la inequidad y la mercantilización del recurso hídrico con fines de acumulación.

## Abordaje metodológico

A partir del objetivo definido al inicio de la investigación, la aproximación metodológica seleccionada parte de un estudio de caso (el de León,

Guanajuato, México), abordado a partir de un modelo analítico descriptivo, a la luz de las categorías conceptuales de corporatización (McDonald, 2015c) y ambientalismo de mercado (Bakker, 2003; Bakker, 2005). Se trata de un planteamiento cualitativo, que incorporó la técnica denominada análisis del discurso, con apoyo de herramientas Atlas.ti para codificar la información obtenida de una detallada revisión documental, principalmente de documentación oficial y hemerográfica, la cual recuperó el discurso de los actores que dieron paso a las ideas que actualmente configuran y operan el sistema en torno el organismo operador del agua de León, Guanajuato; así como su contraste con un acercamiento de carácter descriptivo-relacional.

La Figura 1 señala las subcategorías de análisis para la codificación en Atlas.ti: diseño institucional y organizacional del organismo operador; discursos de reforzamiento al esquema de ambientalismo de mercado y la corporatización; y los resultados de la gestión, en términos de eficiencia física y financiera en el manejo de los servicios de agua potable y alcantarillado en el municipio de León, Guanajuato.



**Figura 1.** Categorías de análisis y sus observables. Elaboración propia con Cmap Tools.

En la parte descriptivo-relacional de los resultados de la gestión se consideró el análisis de la información física y económica del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León (SAPAL). Dentro de los indicadores como centro de interés para el análisis se consideraron los de tipo físico y comercial: volumen extraído, volumen facturado, volumen facturado doméstico, eficiencia física, tomas totales de agua, tomas domésticas, eficiencia comercial, ingresos totales, ingresos por el servicio de agua potable, gastos totales, ganancias (utilidades), tarifas promedio y tarifas

por bloques de agua, entre otros. Las fuentes de información que retroalimentaron la base de datos se concentraron en los diagnósticos sectoriales de agua potable y saneamiento de la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato (CEAG), así como en el Sistema de Información de Tarifas de Agua Potable del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Todos los datos obtenidos corresponden a información oficial que SAPAL reporta a la CEAG; el único indicador que se generó fue la serie correspondiente a las utilidades del organismo operador. El corte de la información seleccionado (2008-2018) tuvo dos condicionantes: la disponibilidad de la información y la madurez del organismo operador de agua de León, siendo éste de tipo maduro tras más de 30 años de haberse establecido como empresa paramunicipal. La información fue de utilidad para realizar el contraste del comportamiento físico-comercial del organismo y ubicarlo dentro de la tipificación de las categorías de análisis seleccionadas.

# **Antecedentes y descripción de las bases institucionales del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado en León (SAPAL)**

## **Descripción de la zona de estudio**

León de los Aldama es uno de los 46 municipios que conforman el estado de Guanajuato en México, como muestra la Figura 2. Cuenta con una extensión territorial de 1 283.88 km<sup>2</sup>, de los cuales el 16.89 % corresponde a la superficie que ocupa la mancha urbana (INEGI, 2015). La ciudad de León, Guanajuato, está asentada sobre el acuífero del Valle de León, que pertenece a las cuencas del río Lerma-Salamanca y del río Laja, sobre la Región Hidrológica XII, conocida como Lerma-Santiago. De acuerdo con el último Censo de Población y Vivienda del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2015), el municipio de León contabilizaba una población de 1 578 626 habitantes, lo que representaba el 26.96 % del total de la población del estado de Guanajuato. El número de viviendas en el municipio era de 386 mil 977 con 96.1 % con agua potable y 98 % con drenaje.



**Figura 2.** León, Guanajuato, en México. Fuente: Navarro (2010: 15).

La unidad de análisis es el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León (SAPAL), organismo público descentralizado de la administración pública municipal, con personalidad jurídica y patrimonio propio. Tiene autonomía técnica, jurídica y financiera. Fue creado en marzo de 1982 por decreto gubernamental bajo una comisión provisional que inició los trabajos para formalizar el SAPAL. Pero no fue sino hasta 1985 en que el Consejo Directivo crea formalmente el SAPAL y da a conocer el primer Reglamento Interno bajo el cual se rige (paramunicipal). Dentro de sus

objetivos reglamentarios está prestar los servicios públicos domiciliarios de agua potable, alcantarillado sanitario y aprovechamiento de las aguas residuales tratadas. En el caso de sus objetivos ampliados, se considera la revisión de proyectos hidráulicos, el drenaje pluvial, limpieza y custodia de arroyos, cuidado del medio ambiente y protección ambiental (SAPAL, 2012). El SAPAL cuenta con un sistema de planeación, financiamiento, operación, comercialización, y tecnologías de la información estructurados en gerencias y departamentos para atender los múltiples objetivos que enfrenta.

Actualmente tiene una cobertura de poco más de 1 millón 744 mil habitantes en el municipio de León, con un servicio continuo de agua potable, lo que representa 442 mil predios. El servicio se da en 1 mil 339 colonias de la ciudad y 22 comunidades rurales. En el caso del agua potable, la cobertura es de 96.9 %, mientras el servicio de alcantarillado alcanzó el 98.75 % de la población (CEAG, 2018).

## **El perfil empresarial del sistema**

León se caracteriza por una profunda cultura empresarial arraigada en las actividades curtidora y zapatera desde el siglo XVIII. Dicha idiosincrasia muestra la profunda relación entre gobierno y clase empresarial como algo naturalizado y, por tanto, poco cuestionado por el ciudadano común. En el caso de la gestión del agua en el ámbito local, desde la misma

creación del SAPAL es que se manifiesta la presencia e influencia de la cúpula empresarial en el diseño y desarrollo de la estructura organizacional del organismo. Las cámaras de la curtiduría y la del calzado son las que de forma mayoritaria han dominado la presidencia de SAPAL desde su inicio; algunos de los nombres más destacados son contador público Mauricio Battaglia, empresario del calzado (1986-1987); licenciado Mario Plascencia, empresario del calzado (1988-1992); Sergio Nava Reynaud, empresario curtidor (1995-2000); ingeniero Francisco Obregón Navarro, empresario curtidor (2001-2006); Pedro González García, dirigente en la industria zapatera (2013-2018) (Redacción Correo de Guanajuato, 2007; Zona Franca, 2013).

En 1992, Vicente Guerrero Reynoso, quien ya había sido director general en el primer año de existencia del organismo (1984-1985), se hizo cargo de la presidencia del Consejo Directivo de SAPAL, mientras que la Dirección General estuvo a cargo del contador público Felipe Polo Hernández, persona vinculada con Carlos Medina Plascencia, primer presidente panista de León, Guanajuato. Los primeros dos personajes destacan por el papel trascendental en los años subsiguientes, tanto en ámbito del diseño de la política hídrica del estado para el caso del primero, como para el caso particular de León, del segundo. La llegada de ambos al SAPAL se dio en un momento trascendental en la búsqueda de nuevas fuentes de abastecimiento para la ciudad; la exigencia de los representantes del Consejo Directivo y la experiencia de ambos en el sector privado, los llevó a considerar que para asegurar el agua para el suministro en el mediano y largo plazos era necesario la modernización y profesionalización del SAPAL (Caldera, 2011; Caldera, 2014; Tagle & Caldera, 2013).

Las ideas que estructuraron este sector de la política pública local están en específico en una visión eminentemente de corte empresarial-gerencial. Se plantea “ver el asunto como un negocio”, alejar el organismo de lo político, donde la clave para su operación partía de no verlo como una dependencia municipal de forma tradicional, sino que “era del pueblo administrada por los empresarios” (Caldera, 2009: 199).

Para esto, la visión de la que se intentó partir en ese momento implicaba una planeación a 25 años, aspecto que —según Felipe Polo Hernández— vino a cambiarle la historia de la ciudad, porque a partir del año 1992 se empieza a proyectar toda la acción del organismo operador a largo plazo.

La visión empresarial impresa en la gestión del agua es claramente identificada en los proyectos prioritarios que se plantearon para hacer frente a los retos de la crisis del agua en León a fines del siglo pasado.

Desde sus inicios, el SAPAL no sólo presionó por la descentralización del servicio, también empujó por conseguir la autonomía real con respecto de los intereses políticos coyunturales tanto del gobierno municipal como del estatal, y contrarrestar con un fortalecimiento en este asunto de los empresarios locales en una posición privilegiada para la toma de decisiones en el uso y manejo del agua (Caldera, 2012). En el servicio de agua potable, quienes tienen realmente el control son los empresarios locales a través del Consejo Directivo del SAPAL (Caldera, 2014). Dicha autonomía representa el principal valor que ha guiado el diseño institucional en la gestión del agua para el caso de León.

El planteamiento de la autonomía en la gestión del agua en León se encuentra íntimamente vinculado con el discurso de afianzamiento de

dicho valor a través de la eficiencia empresarial y participación de aquellos que se consideran los principales involucrados.

En León, la consecución de ese valor ha estado ligado a un manejo autónomo del sistema, encabezado por empresarios, quienes además asumen la representación legítima de la sociedad, junto con la de los sindicatos alineados y los dos partidos mayoritarios.

La siguiente sección identifica en la configuración organizacional de SAPAL su perfil gerencial, base estructural de la corporatización.

## **Configuración organizacional de SAPAL**

La idea de configuración organizacional (Tabla 2) fue propuesta por Mintzberg (1999), la cual intenta identificar tipos de organizaciones a partir de la interrelación entre parámetros de diseño estructural (partes del organigrama), flujos de comunicación, mecanismos de coordinación, incluso factores de situación de contexto. Sin intentar adentrarse en las tipologías ideales propuestas por Mintzberg (1999: 341) (simple o empresarial, divisional, adhocracia, burocracia maquinal, burocracia profesional y misionera), y sólo concentrándonos en la configuración propia de SAPAL, se puede decir que ésta es de tipo empresarial, pues el peso lo tiene el ápice estratégico, que en este caso está representado en el Consejo Directivo del organismo operador, el cual toma las principales decisiones, y las instrumentaliza a través del director general, quien se

convierte en un "CEO" (por las siglas en inglés de *Chief Executive Officer*) de la organización, como responsable de la gestión y dirección administrativa.

**Tabla 2.** Elementos de la configuración organizacional de SAPAL.

Fuente: elaboración propia.

Dimensión	Características
Estructura	La pieza clave del funcionamiento es el ápice estratégico encarnado en el Consejo Directivo, que instrumentaliza su designio a través del director general, quien ejerce supervisión directa sobre la línea media (técnica y comercial) y sus respectivos núcleos operativos
Contexto	Dinámico, con autonomía de la esfera política, pero dependiente de la esfera económica. La regulación desde entes externos es difusa y débil
Estrategia	Consolidación de mercado como cuasi-monopolio y en constante expansión

Si bien la facultad de nombrar cada tres años al Consejo Directivo de SAPAL corresponde al Ayuntamiento de León, desde su origen en 1985 (incluso con el antecedente del organismo de transición de 1982) se ha dejado a las cámaras empresariales incidir en el nombramiento de sus integrantes, proponiendo ternas al alcalde y al ayuntamiento.

En las últimas versiones del Reglamento Interno de SAPAL se ha estructurado al Consejo Directivo con un presidente, un secretario, un tesorero y un número establecido de vocales (en 2009 pasó de 11 a 17

miembros), determinado por la siguiente directriz de designación por parte del Ayuntamiento del municipio de León (Tabla 3):

1. Ocho consejeros propuestos por el presidente municipal a partir de las ternas enviadas por las siguientes cámaras empresariales y organización sindical (de éstos, se pasó de 6 a 8 en la reforma de 2009):
  - a) Cámara Nacional de la Industria de la Transformación.
  - b) Cámara de la Curtiduría.
  - c) Cámara del Calzado.
  - d) Cámara de Comercio.
  - e) Cámara de la Construcción.
  - f) Centro Patronal de León (Coparmex).
  - g) Asociación de Empresas Proveedoras Industriales de México, A.C.
  - h) Representación sindical.
  
2. Tres consejeros propuestos por el presidente municipal a partir de la terna lanzada por colegios de profesionistas, instituciones de investigación o de educación superior (éstas son los que se ampliaron en el reglamento de 2009).
  
3. Tres consejeros propuestos igual por el presidente municipal a partir de las ternas que le presenten otras cámaras o asociaciones que representen actividades económicas en el municipio (además de las ya mencionadas en el punto uno); instituciones u organizaciones de la

sociedad civil, cuyo objeto sea proteger el derecho humano al agua; y organizaciones de la sociedad civil que representen a la mujer (los dos últimos tipos de organizaciones se sumaron en la reforma al reglamento de 2017).

4. Además, se integran como vocales tres representantes del ayuntamiento (síndicos y regidores).

La renovación del Consejo es cada tres años, pero el 50 % de sus miembros puede ser ratificado por un periodo más. Su función es honorífica y sin retribución monetaria.

**Tabla 3.** Conformación del Consejo Directivo 2013-2022. Fuente: elaboración propia a partir de SAPAL (2019c)

2013-2016	Representación	2016-2019	Representación	2019-2022	Representación
Roberto González Martínez	Cámara Nacional de la Industria de Transformación (Canacintra)	Roberto González Martínez	Canacintra	José de Jesús Hernández Fuentes	Canacintra
Sergio Castro Enríquez*	Cámara de la Industria de Curtiduría del Estado	Luis Gerardo González Navarro	CICUR	Luis Gerardo González Navarro	CICUR

	de Guanajuato (CICUR)				
Pedro González García**	Cámara de la Industria del Calzado del Estado de Guanajuato (CICEG)	Pedro González García**	CICEG	José David González Flores	CICEG
Luis Ernesto Collazo Rosales	Asociación Nacional de los Proveedores del Calzado (ANPIC/API MEX)	Luis Ernesto Collazo Rosales	APIMEX/API MEX	Juan Carlos Cashat Padilla	APIMEX/API MEX
Óscar Garza Romo*	Confedera- ción de Cámaras Nacionales de Comercio, Servicios y Turismo (Canaco Servytur)	Juan Carlos Moreno Rodríguez	Canaco Servytur	Juan Carlos Moreno Rodríguez	Canaco Servytur
Manuel Ernesto Vázquez Muñoz*	Cámara Mexicana de la Industria de la	Santiago Villanueva Martínez	CMIC	Santiago Villanueva Martínez	CMIC

	Construcción (CMIC)				
Jorge Ramírez Hernández *	Confederación Patronal de la República Mexicana (Coparmex)	José Antonio Morfín Villalpando	Coparmex	Juan Antonio Morfín Villalpando	Coparmex
Héctor Hugo Varela Flores	Confederación Nacional de Trabajadores (CTM)	Héctor Hugo Varela Torres	CTM	Héctor Hugo Varela Torres	CTM
Alejandro Arenas Ferrer	Colegio de Ingenieros Civiles de León (CICL)	Alejandro Arenas Ferrer	CICL	Martín Bessonart Arena	CICL
Héctor Rodríguez Aparicio*	Colegio de Estudios Científicos y Tecnológicos del Estado de Guanajuato (Cecyteg)	Jesús Aguilera Rodríguez	Cámara Nacional de la Industria de Desarrollo y Promoción de Vivienda (Canadevi)	Jesús Aguilera Rodríguez	Canadevi
Jazmín Paola López Vázquez	Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de	Vicente Lahúd Martínez	ITSEM	Jorge Ramírez Hernández **	ITESM

	Monterrey (ITESM)				
Luz Graciela Rodríguez Martínez*	AMMJE	Claudia Ivonne Hieber Sánchez	AMMJE	Claudia Ivonne Hiebert Sánchez	AMMJE
Alejandro Zermeño Padilla	Asociación Mexicana de Mujeres Empresaria (ANTAAC)	Alejandro Zermeño Padilla	ANTAAC	Vicente Lahúd Martínez	Americana de Cueros
Leonardo Lino Briones*	Instituto Mexicano de Ejecutivos de Finanzas (IMEF)	Luis María Lozano Ontiveros	IMEF	Luz María Lozano Ontiveros	IMEF
Luis Ernesto Ayala	Síndico	Luis Ernesto Ayala	Síndico	Christian Javier Cruz Villegas	Síndico
José Luis Manrique Hernández	Regidor	José Luis Manrique Hernández	Regidor	Gabriel Durán Ortiz	Regidor
Jesús Vázquez García	Regidor	Jesús Vázquez García	Regidor	Gilberto López Jiménez	Regidor

\* Integrantes que repiten del Consejo Directivo (2010-2013). \*\* Fungen como presidentes del Consejo Directivo en el periodo.

La conformación del Consejo Directivo, a partir de ciertos representantes de cámaras empresariales, de profesionistas y hasta

instituciones académicas, como se ve en la Tabla 3, sigue a lo establecido en el propio reglamento, aunque se identifica que las últimas llegan a postular no a académicos sino a empresarios conocidos en la región, como es el caso de Vicente Lahúd Martínez y Jorge Ramírez Hernández, quien además funge como presidente del último Consejo Directivo.

El papel del Consejo Directivo de SAPAL es decisivo en el entendimiento del funcionamiento de la organización; el rol del presidente es clave, pues ejerce un liderazgo público relevante y visiblemente influyente en el estilo que adquiere durante el ciclo de tres años que dura en el encargo.

La mancuerna presidente-director general es también importante, dada la sinergia que hay entre decisiones del Consejo Directivo, y la derivación en ejecución de las estrategias y operaciones necesarias con supervisión directa del director general.

El director general es designado por el Consejo Directivo y ejecuta, como ya se dijo, las determinaciones del Consejo Directivo; y coordina y supervisa las unidades administrativas, entre otras atribuciones establecidas en el artículo 93 del Reglamento Interno del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León.

Los directores generales en la historia del organismo (Tabla 4) han tenido un perfil gerencial, con formación profesional en las áreas de administración de empresas, finanzas y planeación de proyectos (en específico en el sector hídrico); algunos de ellos incluso con experiencia previa dentro del propio SAPAL (de entre 15 y 25 años al momento de ser nombrados directores generales), o en otros organismos operadores de agua del país.

**Tabla 4.** Directores generales de SAPAL 1992-2018. Fuente:  
elaboración propia a partir de revisión hemerográfica.

<b>Nombre</b>	<b>Periodo en la dirección</b>	<b>Experiencia previa</b>	<b>Formación</b>
Felipe Polo Hernández	1992-2007	Gerente bancario	Contador público, experto en finanzas
Emiliano Rodríguez Briseño	2007-2012	Director de organismos operadores de agua en Querétaro y Guadalajara	Ingeniero civil, experto en planeación hídrica
José Enrique Torres López	2012-2016	Director de planeación y proyectos de SAPAL (16 años)	Ingeniero civil, experto en planeación hídrica
Leonardo Lino Briones	2016-2018	Tesorero del Consejo Directivo de SAPAL	Administrador, especialidad en finanzas
Enrique Haro Maldonado	2018-	Subdirector técnico en SAPAL (25 años)	Ingeniero civil, experto en planeación y administración hídrica

Para el caso de León, tanto Cabrero (1995) como Téllez (2014) dan cuenta de un proceso iniciado en la segunda mitad de la década de 1980 de “tecnocratización” de la administración pública municipal por vía paralela de instrumentación de técnicas provenientes de la empresa privada (planeación estratégica, reingeniería de procesos y desarrollo

organizacional), llevadas al gobierno por empresarios que han incursionado en la vida política; así como un impulso de la participación ciudadana, en particular de empresarios en consejos “ciudadanos”, consultivos o directivos, en las principales dependencias del gobierno local.

El interés principal de estos empresarios, según Téllez (2014: 215), para participar en dichos consejos de instancias del gobierno local tiene que ver con áreas estratégicas de la gestión pública municipal: “La expedición de autorizaciones (de construcción), licencias y permisos de uso del suelo; formulación, aprobación y administración de los planes de desarrollo urbano y del ordenamiento territorial; gestiones jurídicas; contraloría; servicios públicos concesionados; garantizar el acceso a la información pública; atracción de inversiones (...)”.

La idea de participación ciudadana dominante en León, Guanajuato, parece sintetizarse en una doble noción de instrumentación: “1) el participar para influir y transformar la ciudad hacia un ambiente óptimo para los habitantes; 2) la instrumentación institucional de la participación social para legitimar las acciones del gobierno local” (Téllez, 2014: 218).

## Resultados

La presente sección realiza un análisis de la información física y comercial del SAPAL, con la finalidad de mostrar las características referentes a un modelo de corporatización del agua de tipo neoliberal, como señala la literatura revisada, pero también como resultado de las ideas que dieron forma a la actual configuración del organismo. Los ejes que se detallan son el aspecto físico, comercial, financiero y social. Para el aspecto físico se abordarán cuestiones referentes a cantidad, calidad, cobertura, continuidad, pérdidas y tratamiento; para el ámbito comercial, análisis de las tarifas, y su comparación con empresas privadas y mixtas; en cuanto al tema financiero, se incorporan los ingresos, gastos y utilidades; en el componente social se incluye acceso, asequibilidad y tolerancia a la morosidad; todos estos ejes acordes con la tipificación del enfoque de análisis seleccionado. En la sección metodológica se mencionó la fuente de los datos revisados para esta sección.

### Eficiencia física

En el aspecto físico, León depende de fuentes subterráneas de los acuíferos del Valle de León, la Muralla y río Turbio, los cuales constituyen el 99.8 % de la fuente de abastecimiento de agua de SAPAL; el 0.2 % restante proviene de la presa El Palote (CEAG, 2018; Municipio de León, 2013). El volumen extraído respecto al volumen concesionado por Conagua es de 74.7 % de los 115 millones de metros cúbicos (mm<sup>3</sup>). De este volumen extraído, la cobertura tanto de macromedición como de micromedición ha sido del 100 % para los 11 años de análisis (CEAG, 2012; CEAG, 2014; CEAG, 2018). La Tabla 5 sintetiza parte de la información revisada en este apartado.

**Tabla 5.** Indicadores físicos del organismo operador (SAPAL) de 2008 a 2018. Fuente: elaboración propia con información de CEAG (CEAG, 2012; CEAG, 2014; CEAG, 2018).

<b>Año</b>	<b>Volumen total extraído (mm<sup>3</sup>)</b>	<b>Volumen facturado total (mm<sup>3</sup>)</b>	<b>Eficiencia física (%)</b>	<b>Agua tratada (%)</b>	<b>Tomas totales de agua (miles)</b>	<b>Volumen facturado doméstico (mm<sup>3</sup>)</b>
2008	81.1	47.3	58	Nd	337	42.7
2009	80	48.0	60	Nd	348	43.1
2010	78.5	46.8	60	Nd	358	42.1
2011	81.4	52.0	64	Nd	369	41.9
2012	80.1	51.2	64	Nd	383	40.5
2013	80.2	53.5	67	Nd	392	40.7
2014	79.7	51.4	64	Nd	402	39.8

2015	80.7	52.4	65	95.3	416	40.3
2016	82.9	54.2	65	95.2	428	41.5
2017	86.9	55.9	64	95.1	440	42.9
2018	86.0	55.9	65	94.8	451	42.8

Con un crecimiento poblacional de 36 % entre 2008 y 2018, pasando de 1 278 087 habitantes a 1 744 013, se tiene que la cobertura de agua potable ha sido del 91 % para 2012, 96.1% para 2015 y 96.93 % en 2018 (CEAG, 2018; INEGI, 2005). El crecimiento de las tomas totales de agua, entre domésticas, comerciales, industriales y públicas, ha sido de 33.85 % entre 2008 y 2018. Para el mismo periodo, las tomas domésticas crecieron 22 %, mientras que las tomas con fines económicos aumentaron 24 %. En el consumo de agua potable, el volumen para uso doméstico se incrementó 0.16 %, mientras que los usos económicos registraron un aumento en el consumo de 168 %. Ha disminuido el caso de las tomas con servicio continuo, al pasar de 98 % en 2011 a 93 % en 2018; en tanto que la dotación litros/persona/día también ha mostrado una baja, al pasar de 139 a 129 entre 2008 y 2018, situación análoga para el consumo promedio, pasando de 73 a 70 litros/persona/día en el mismo lapso (CEAG, 2012; CEAG, 2014; CEAG, 2018).

Respecto a la eficiencia física, sigue siendo un tema pendiente, dado que el volumen de fugas del organismo operador se situó en 2018 en pérdidas por 30.11 mm<sup>3</sup>. La eficiencia física promedio del periodo (2008-2018) fue de 63.27 %, con pérdidas promedio anual de 29.8 mm<sup>3</sup> y pérdidas acumuladas de 328.5 mm<sup>3</sup> de agua para dicho periodo (CEAG, 2012, CEAG, 2014; CEAG, 2018).

En el tema de la calidad no hay registro de problemas en el agua subterránea de los acuíferos; de hecho, presenta una calidad adecuada (Municipio de León, 2013); no obstante, no se dispone de información pública que indique la afectación que pudiesen estar sufriendo las fuentes subterráneas por el problema de sobreexplotación, en especial en concentraciones de flúor y arsénico. El problema de la calidad en el agua de León se identifica esencialmente con las fuentes superficiales vinculadas con el río Turbio; situación que no corresponde a la presa El Palote, dada su ubicación aguas arriba de la mancha urbana de la ciudad (Municipio de León, 2013). En el caso del indicador de volumen desinfectado, se tiene que éste ha sido prácticamente del 100 % en todos los años de análisis, cosa análoga con la potabilización que es cercana al 100 %, dado que SAPAL señala cumplir con la norma NOM-127-SSA-1997 relacionado con la potabilización microbiológica (CEAG, 2014; CEAG, 2018).

Para las aguas residuales, SAPAL en 2018, con 19 plantas de tratamiento, tuvo una cobertura de 94.8 % de toda el agua residual, es decir, se sanearon 52.9 mm<sup>3</sup> (IMPLAN, 2018). De este volumen tratado, 37 mm<sup>3</sup> se descargaron en cauces federales para reducir el impacto ambiental (IMPLAN, 2019).

## **Praxis comercial: las tarifas**

Incorporándonos a la esfera comercial del agua potable, la estrategia de SAPAL ha estado enfocada a la ofensiva, si se comparan componentes físicos con los económicos. Considerando el consumo doméstico, se tiene que mientras el volumen facturado de agua doméstica se ha mantenido estable entre 42.7 y 42.8 mm<sup>3</sup> para el lapso 2009-2018, el monto facturado, por el contrario, ha tenido un crecimiento espectacular de 127 % para el mismo periodo, pasando de 496 millones a 1 127 millones de pesos; ello, como resultado del incremento sostenido anual de las tarifas de agua potable para este uso.

En esta última variable, la evolución de las tarifas de SAPAL ha sido un factor importante, que cumple dos tareas: a) robustecer la capacidad financiera del organismo, y b) contener el crecimiento de la demanda de agua por parte de los usuarios. La Tabla 6 considera tres bloques de consumo para uso doméstico: 0-10 m<sup>3</sup>, 0-20 m<sup>3</sup> y 0-30 m<sup>3</sup>. El incremento de las tarifas para dichos bloques de consumo entre 2008 y 2018 ha sido de 162 % para el primero, 166 % para el segundo y 168 % para el tercero. Estas tarifas, de acuerdo con SAPAL, consideran el abastecimiento de agua potable, alcantarillado y saneamiento de las aguas grises. La tarifa promedio por m<sup>3</sup> ha pasado de \$17.4 en 2011, dato disponible, a \$29.4 en 2018, es decir, se ha incrementado 69 % en ocho años.

**Tabla 6.** Evolución tarifas de SAPAL en consumos de 10, 20 y 30 m<sup>3</sup>.

Fuente: elaboración propia con información del IMTA (2019).

<b>Año</b>	<b>0-10 m<sup>3</sup></b>	<b>0-20 m<sup>3</sup></b>	<b>0-30 m<sup>3</sup></b>
2008	\$72.7	\$197.9	\$326.6
2009	\$78.1	\$212.7	\$351

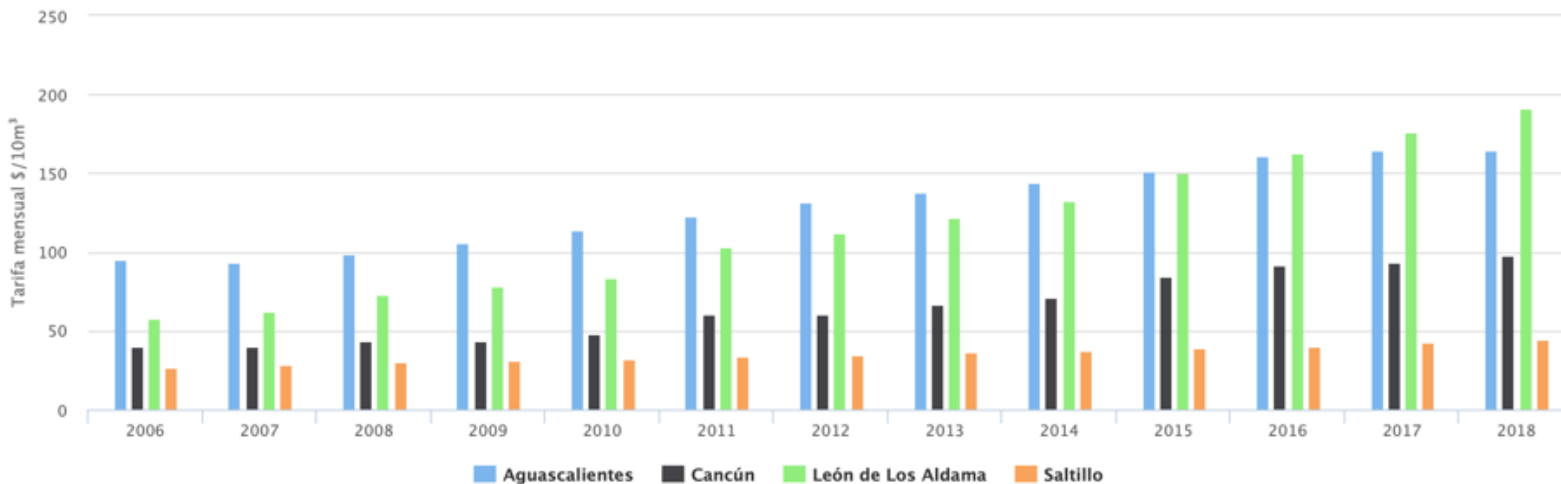
2010	\$83.9	\$228.5	\$377.1
2011	\$103.2	\$281.3	\$464.1
2012	\$112.3	\$305.8	\$504.7
2013	\$122.1	\$332.5	\$548.7
2014	\$132.8	\$361.6	\$596.6
2015	\$150.7	\$414.2	\$688.7
2016	\$163.1	\$449.7	\$748.1
2017	\$176.1	\$485.6	\$807.8
2018	\$191.1	\$526.9	\$876.6

La atención en la estructura tarifaria que presenta la paramunicipal resalta cuando se compara con esquemas tarifarios de otros organismos operadores, ya sean paramunicipales, mixtos, o sólo de participación privada.

Comparando las tarifas de SAPAL con modelos de participación privada como Aguascalientes (ProActiva Medio Ambiente: ICA, FCC y VEOLIA), o mixtos como Cancún (Aguakan: Bal-Ondeo, Grupo Peñoles y Suez) y Saltillo (Aguas de Saltillo: Aguas de Barcelona y Aguas de Saltillo), se identifica que el esquema tarifario de SAPAL resulta más agresivo socioeconómicamente que el de sus contrapartes privadas.

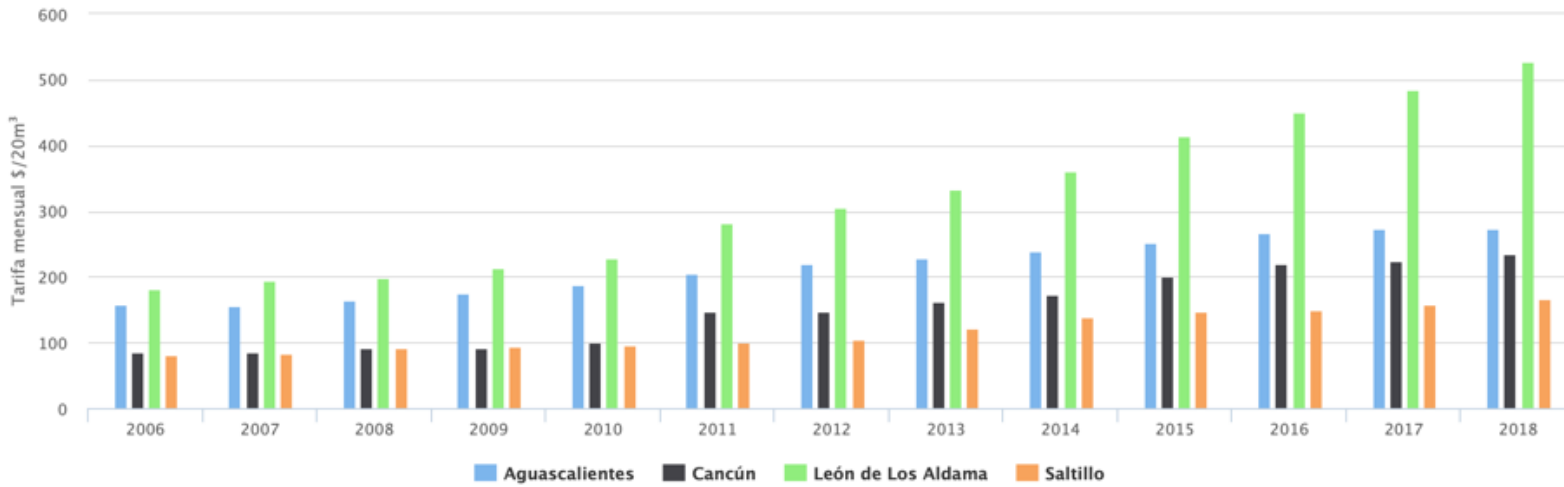
Para un tramo de consumo de 0-10 m<sup>3</sup> (Figura 3), en el periodo 2006-2018, Aguascalientes presentaba la tarifa más alta de los cuatro casos, con \$94.81 en 2006, seguida de León con \$57.40. Esta tendencia se mantuvo hasta 2015, en donde ambos organismos operadores ofrecieron la misma tarifa de \$150 pesos; pero a partir de 2016, SAPAL se despegó de los organismos operadores concesionados, al tener en

2018 una tarifa de \$191.13, lo que representa un servicio 16 % más caro que Aguascalientes, 94.8 % más que Cancún y 426 % más que Saltillo.



**Figura 3.** Comparativo histórico 2006-2018 de las tarifas de agua potable para uso doméstico de León, Aguascalientes, Cancún y Saltillo para un tramo de 0-10 m<sup>3</sup>. Fuente: elaborado con el IMTA (2019).

Para el rango de consumo 0-20 m<sup>3</sup> (Figura 4), SAPAL desde 2006 ha ofrecido el servicio más caro, en comparación con los organismos privatizados o mixtos; sin embargo, destaca que la proporción de las tarifas ha crecido sensiblemente en SAPAL con respecto a las privadas. En 2006 SAPAL ofrecía un servicio más caro que Aguascalientes en 14.56 %, 214 % más que Cancún y 223% más que en Saltillo; para 2018, estas proporciones se ampliaron de modo considerable: 192 % más elevado que Aguascalientes, 224 % más que Cancún y 316 % más que Saltillo.



**Figura 4.** Comparativo histórico 2006-2018 de las tarifas de agua potable para uso doméstico de León, Aguascalientes, Cancún y Saltillo para un tramo de 0-20 m<sup>3</sup>. Fuente: elaborado con el IMTA (2019).

En esta misma lógica, comparando las tarifas de SAPAL con otros 81 organismos operadores en el ámbito nacional, el Sistema de Información de Tarifas de Agua Potable del IMTA señala que en 2018 SAPAL tenía la tercera tarifa más cara para el tramo de consumo 0-10 m<sup>3</sup> con \$191.13, sólo por debajo de Naucalpan con \$195.80 y Nogales con \$203.75. En los casos de tramos de consumo tanto de 0-20 m<sup>3</sup> y 0-30 m<sup>3</sup>, SAPAL tiene las tarifas más elevadas dentro de los 82 organismos de los que se tiene información (IMTA, 2019).

## Aspectos financieros y utilidades económicas

La dinámica de la estructura tarifaria de SAPAL, junto con su alta eficiencia comercial, con un promedio de 92 % entre 2008-2018 (CEAG, 2012; CEAG, 2014; CEAG, 2018), ha impactado de forma considerable los ingresos de la paramunicipal. Reflejo de ello es el sensible crecimiento en el ingreso total por m<sup>3</sup> extraído, el cual creció 98 % de 2009 a 2018, a pesar de que la eficiencia física sigue estancada en 62 % en promedio para el mismo periodo; es decir, la oferta física del recurso se ha mantenido constante mientras las tarifas se han ajustado de modo considerable al alza. Así, es relevante analizar la variable utilidades de la paramunicipal, la cual resulta de restar los gastos totales a los ingresos totales que se muestran en la Tabla 7.

**Tabla 7.** Indicadores comerciales del organismo operador (SAPAL) de 2008 a 2018. Fuente: elaboración propia con información de CEAG (CEAG, 2012; CEAG, 2014; CEAG, 2018).

<b>Año</b>	<b>Monto facturado doméstico (millones de pesos)</b>	<b>Eficiencia comercial (%)</b>	<b>Ingresos totales (millones de pesos)</b>	<b>Ingresos por servicios de agua potable</b>	<b>Gastos totales (millones de pesos)</b>	<b>Utilidades (millones de pesos)</b>

				(millones de pesos)		
2008	nd	96	959	564	720	<b>239</b>
2009	496	96	952	614	804	<b>147</b>
2010	nd	96	1 018	648	916	<b>102</b>
2011	628	88	1 139	797	1 005	<b>133</b>
2012	676	91	1 252	887	1 141	<b>111</b>
2013	726	93	2 075	963	1 163	<b>911</b>
2014	789	91	1 452	1 047	1 265	<b>186</b>
2015	867	91	1 619	1 143	1 354	<b>264</b>
2016	968	91	1 793	1 282	1 445	<b>347</b>
2017	1 058	90	1 881	1 399	1 700	<b>181</b>
2018	1 127	89	2 021	1 467	2 005	<b>16</b>

Como se aprecia, la paramunicipal registra números negros en su contabilidad para todo el periodo de análisis seleccionado (2008-2018). El promedio anual de utilidades para este lapso se sitúa en 240 millones de pesos, mientras que el agregado total de utilidades en estos 11 años rebasa los 2 637 millones de pesos, mismo dato que ya destacaba SAPAL en su sitio web (SAPAL, 2016).

Esta fortaleza financiera mostrada por el SAPAL le ha permitido obtener una Calificación Crediticia Ficht Rating AAA dentro de los mercados financieros, que representa la máxima certificación para organismos operadores de agua en el país. La calificadora *Fich Ratings* certifica la legitimidad de los ingresos de SAPAL como el principal atributo

de la paramunicipal por su solidez financiera, fuerte administración y eficiente planeación (SAPAL, 2019b):

“Los ingresos operativos facturados registran un dinamismo bueno en los últimos 5 años con una tasa media anual de crecimiento (TMAC) de 10.3 %. En 2018, los ingresos operativos facturados ascendieron a 2 mil 597 millones de pesos.

SAPAL cuenta con un perfil financiero fuerte considerando sus elevados márgenes financieros, así como su posición baja en endeudamiento y perfil sólido de liquidez. El organismo no registra deuda bancaria y el único compromiso de largo plazo que presenta es con un saldo bajo de 38.9 millones al cierre de 2018 (‘Reconocen a SAPAL como un organismo financieramente sólido y estable’, SAPAL, 8 de octubre de 2019)”.

El distintivo financiero que posee le autodefine como un modelo referente para otros municipios en el país (SAPAL, 2019b), resultado de su amplia capacidad de organización en la parte financiera, sustentada por la cultura de pago del ciudadano leonés.

## Aspectos sociales: acceso y asequibilidad

La fortaleza económica que presenta el SAPAL tiene su raíz en la cultura del pago que ha logrado impregnar a sus consumidores, en especial el doméstico, lo que conlleva a ubicar las tarifas de SAPAL en términos del salario mínimo, para determinar qué tan asequibles son para las familias leonesas. Previo a este análisis, se identifica que el esquema tarifario de SAPAL no contempla tarifas diferenciadas o algún esquema de subsidio cruzado; su sistema tarifario es uniforme, sin diferenciar entre el perfil socioeconómico de la población que atiende.

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo señala que los costos del agua no deben superar el 3 % de los ingresos del hogar. La Tabla 8 muestra la accesibilidad económica de las tarifas de SAPAL a los usuarios domésticos para la ciudad de León.

**Tabla 8.** Asequibilidad de las tarifas de SAPAL (\$). Fuente: elaboración propia con información de CEAG (CEAG, 2012; CEAG, 2014, CEAG, 2018) y de la Comisión de Salarios Mínimos (2019).

Año	Tarifa consumo 0-10 m <sup>3</sup>	3 % de un salario mínimo	3 % de dos salarios mínimos	3 % de tres salarios mínimos

2008	\$72.7	\$45.8	\$91.7	\$137
2009	\$78.1	\$47.9	\$95.8	\$143
2010	\$83.9	\$50.2	\$100	\$150
2011	\$103.2	\$52.3	\$104.6	\$156
2012	\$112.3	\$53.1	\$106.3	\$159
2013	\$122.1	\$55.2	\$110.4	\$165
2014	\$132.8	\$57.3	\$114.7	\$171
2015	\$150.7	\$63	\$126.1	\$189
2016	\$163.1	\$65.7	\$131.4	\$197
2017	\$176.1	\$72	\$144	\$216
2018	\$191.1	\$79.5	\$159	\$238

Considerando un tramo de consumo 0-10 m<sup>3</sup>, la tarifa de la paramunicipal supera el 3 % de un salario mínimo para el lapso 2008-2018. Si se considera el 3 % de dos salarios mínimos, se tiene que de 2008 a 2011 las tarifas eran asequibles; no obstante, dejaron de serlo entre 2012 y 2018. Sólo con el 3 % de tres salarios mínimos las tarifas de SAPAL son asequibles. Esta información refleja la ausencia de compromiso de SAPAL para garantizar que sus tarifas sean asequibles para los usuarios domésticos en León.

El tema de asequibilidad está vinculado de forma directa con el número de tomas canceladas por SAPAL en usuarios domésticos por año. El organismo señala que en caso de incidir en morosidad se ejecuta el corte del servicio de agua potable al sexto mes, cancelando físicamente la toma. De acuerdo con información de transparencia de la paramunicipal, se señala que de 2010 a 2018 la proporción de tomas

domésticas canceladas por morosidad de seis meses consecutivos con respecto al total de tomas domésticas ha crecido de modo sensible. La información obtenida señala que mientras en 2010 la proporción era de 18.7 %, para 2018 pasó a 33.9 %, lo que representa en cartera vencida para el SAPAL de 539 millones de pesos (CEAG, 2012; CEAG, 2014; CEAG, 2018).

## Discusión

La disputa en las últimas décadas por determinar entre un modelo de gestión social o económico del agua ha sido una constante, sobre todo por la sensibilidad político-social implícita en el líquido ante la representación social “el agua como vida.” En el ámbito global se han generado una serie de movimientos sociales de resistencia ante la incursión de los criterios y mecanismos de mercado para su gestión. En concreto, se apela al derecho humano al agua y a la sustentabilidad del líquido, como aspectos prioritarios para rechazar tajantemente la posibilidad de que la gestión se encuentre en la esfera del negocio y no del bien público.

A pesar de ello, los promotores del neoliberalismo han logrado introducir el pensamiento de mercado, como tercera vía, en la gestión del recurso por parte de los entes públicos. Bajo el esquema de

corporatización, propiedad pública con comportamiento privado, se han dado pasos para estructurar la lógica del ambientalismo de mercado en el sector agua.

El análisis de la información física y comercial del agua en León, Guanajuato (2008-2018), refleja una serie de características que enmarcan el modelo de gestión de SAPAL como corporatizado de tipo neoliberal. La Tabla 9 empata los rasgos característicos de dicho tipo de corporatización revisados en la sección del encuadre teórico con el comportamiento que presenta el organismo operador.

**Tabla 9.** Rasgos característicos del modelo de gestión del agua de SAPAL. Fuente: elaboración propia.

<b>Corporatización de tipo neoliberal</b>	<b>Modelo de gestión del agua de SAPAL</b>
Propiedad pública	SAPAL es un organismo público descentralizado de la administración pública municipal, con personalidad jurídica y patrimonio propio. Tiene autonomía técnica, jurídica y financiera  Su Consejo Directivo está integrado mayormente por empresarios
Presta poca atención a las cuestiones de equidad y asequibilidad (ausencia de subsidios cruzados y corte del servicio)	No contemplan tarifas diferenciadas  No hay un esquema de subsidio cruzado  No se garantiza la asequibilidad para el tramo de consumo 0-10 m <sup>3</sup> considerando 3 % de un salario mínimo para el lapso 2008-2018

	De 2012 a 2018 no se garantiza la asequibilidad considerando el 3 % de dos salarios mínimos para el tramo de consumo 0-10 m <sup>3</sup>
Orientación altamente comercial (tarifas más elevadas que la contraparte privada)	<p>SAPAL tiene tarifas más elevadas que aquellos modelos de gestión de participación privada como Aguascalientes (ProActiva Medio Ambiente: ICA, FCC y VEOLIA), o mixtos como Cancún (Aguakan: Bal-Ondeo, Grupo Peñoles y Suez) y Saltillo (Aguas de Saltillo: Aguas de Barcelona y Aguas de Saltillo)</p> <p>Con una tarifa en 2018 de \$191.13, para un tramo de consumo de 0 a 10 m<sup>3</sup>, SAPAL tuvo un cobro por el servicio 16 % más cara que Aguascalientes, 94.8 % más que Cancún y 426 % más que Saltillo.</p> <p>En el tramo de consumo 0 a 20 m<sup>3</sup>, SAPAL cobró una tarifa de \$526 pesos, que representó una diferencia superior en 192 % con respecto a Aguascalientes, 224 % con Cancún y 316 % con Saltillo.</p>
Fines de acumulación de capital	<p>El promedio de utilidades anuales de SAPAL entre 2008 y 2018 es de 240 millones de pesos por año</p> <p>Acumula en sus cuentas bancarias 2 637 millones de pesos en 11 años</p> <p>En 2016 SAPAL señaló disponer en sus cuentas bancarias poco más de dos mil millones de pesos (SAPAL, 2016)</p>
Nuevos códigos morales basados en la "Cultura pago del servicio"	El proceso de comercialización del agua, además de las tarifas establecidas por SAPAL, se visualiza con el aumento en la responsabilidad de pago por parte de los "usuarios" para mantener el servicio de agua potable en sus viviendas. Reflejo de ello es la proporción de tomas canceladas frente a tomas totales para el uso doméstico, que ha pasado de 18 al 33 % entre 2010 y 2018.

	La ausencia del pago por parte de los usuarios conlleva la cancelación del servicio, tal como ocurre en la esfera de la provisión de servicios por parte del sector privado
Criterios de gestión centrados en las finanzas	SAPAL cuenta con la Calificación Crediticia <i>Ficht Rating</i> AAA, que representa la máxima certificación para organismos operadores de agua en el país  La calificadora <i>Fich Ratings</i> certifica la legitimidad de los ingresos de SAPAL como el principal atributo de la paramunicipal por su solidez financiera, fuerte administración y eficiente planeación (SAPAL, 2019b).
Refuerzan el valor de su marca	De 2011 a 2019 SAPAL ha invertido 78.6 millones de pesos en publicidad que involucra la imagen del organismo; esto, de acuerdo con la Unidad de Transparencia y Acceso a la información de SAPAL (2020a).
Expansión el mercado para el sostén del crecimiento económico	La expansión de mercado está en tres componentes del ciclo urbano del agua: (1) garantizar el suministro de agua que requiere el uso doméstico asociado con el aumento poblacional, así como ser sostén para el crecimiento de los sectores industrial y comercial ubicados dentro de la mancha urbana de León; (2) estructurar un mercado para el agua tratada que sea reusada entre los usuarios industriales, principalmente la curtiduría, que se espera use cada vez más volúmenes, al igual que el uso agrícola de la región; (3) concretarse el proyecto El Zapotillo, en los Altos de Jalisco, aumentará el suministro de agua (oferta) para los usuarios locales y aquellos dentro de la Zona Metropolitana de León, que además de León contempla los municipios de San Francisco del Rincón, Purísima del Rincón y Silao, con más de dos millones de habitantes en conjunto
Clientes en vez de ciudadanos	Está normalizada la categoría de "cliente" para referirse al usuario del agua en la ciudad de León. El término en la página

	web de SAPAL lo refiere como algo naturalizado (SAPAL, 2020b)
--	---

Como muestra la Tabla 10, SAPAL se caracteriza como un *modelo corporatizado de tipo neoliberal*, el cual ha mostrado mayor interés en las variables económicas que en el componente social para responder al derecho humano al agua; es decir, se ha enfocado en un sistema del agua que prioriza la responsabilidad del pago como el eje central de la organización financiera, administrativa y organizacional de la paramunicipal. Desde su origen se planteó mantener su carácter público, pero con una lógica empresarial gestionada por empresarios y no por funcionarios públicos en su Consejo Directivo. El funcionamiento de la paramunicipal se ha dado con la finalidad de tener un organismo operador alejado de la influencia política; ello, a partir de no verlo como una dependencia municipal de forma tradicional sino como una empresa de agua “del pueblo administrada por empresarios” (Felipe Polo Hernández en Caldera, 2009: 329) alejándola de sus funciones sociales esenciales.

En la actualidad son palpables los logros económicos del organismo que fueron planteados en su inicio. No obstante, esta lógica de organización que prioriza lo comercial-financiero no necesariamente ha tenido los mejores resultados en el componente físico. De hecho, lo que se presencia es una fuerte disonancia en los indicadores físicos de SAPAL. Hay índices que resaltan una mejora del funcionamiento del organismo, como cobertura de agua potable y alcantarillado; micro y macromedición; potabilización y desinfección; y cobertura de tratamiento de las aguas residuales. Todo estos indicadores muestran un desempeño por encima de la media nacional (Conagua, 2019). No obstante, siguen pendientes

asignaturas de alta relevancia, como problemas de eficiencia física, con pérdidas significativas en volúmenes de agua por 29 mm<sup>3</sup> promedio anual; bajo nivel de reúso del agua tratada, por ejemplo, en 2018 se usó sólo el 28 % de los 53 mm<sup>3</sup> de agua saneada, y menos de un millón de metros cúbicos se aprovecharon por el sector industrial; en lo referente al estado ambiental del acuífero, se mantiene el nivel alarmante de sobreexplotación (47.7 mm<sup>3</sup>). Esta información da cuenta de los problemas de ineficiencia en el uso y manejo del agua por parte del SAPAL, a pesar de encuadrarse bajo una modalidad corporatizada de tipo neoliberal que apela por la eficiencia del agua.

En lugar de que SAPAL atienda los retos pendientes que existen en la gestión local del agua, con los amplios recursos financieros y técnicos de que dispone, ha optado por apostar en megaproyectos subvencionados por el gobierno federal, como en el caso de la presa El Zapotillo, para afrontar el problema del abasto de agua en León; así como en realizar proyectos locales de desarrollo de infraestructura que priorizan los usos económicos del agua. De momento sigue ausente el desarrollo de una estrategia para atender los temas de gestión ambiental de las aguas superficiales y subterráneas de las cuencas que involucran sus acuíferos como fuentes de abastecimiento, así como los asuntos relacionados con el derecho humano al agua, en particular para los sectores vulnerables en León.

Lo interesante y controvertido de la gestión del agua en León se ubica en la amplia capacidad que ha tenido el SAPAL de instituir la cultura de pago en el ciudadano leonés, el cual no cuestiona la lógica comercializadora que hay detrás de la prestación del servicio de agua potable ni las intenciones de mercantilización por las que presiona la

paramunicipal; esto, esencialmente gracias al carácter público que mantiene, lo que la blinda de cuestionamientos públicos que la vinculen con la lógica neoliberal del agua o, mejor dicho, del ambientalismo de mercado.

## Conclusiones

La selección en el presente documento de la categoría corporatización de los servicios básicos (McDonald, 2015c) y su encuadre en el ambientalismo de mercado (Bakker, 2003; Bakker, 2005) ayuda a identificar analíticamente una modalidad específica en la gestión del agua urbana en México, diferente a la tradicional de prestación directa por parte de la administración pública local centralizada o por privatización (concesión). Tipificar las variedades de los modelos del uso y manejo del agua contribuye a identificar las formas planteadas institucionalmente en el subsector de agua potable y saneamiento, en especial para lograr el objetivo en torno a la materialización del derecho humano al agua para toda la población.

Caracterizar la orientación física-comercial-social-ambiental de la prestación de servicios esenciales representa una buena oportunidad para conocer la distancia a la que se encuentra cada caso particular en México ante dicha meta.

La corporatización, entendida como la incursión de lógica de la eficiencia económica en las empresas públicas y un ejercicio efectivo de autonomía en la toma de decisiones (McDonald, 2015a), pone en evidencia que, a pesar de conservar una gestión estatal, no es garantía de un manejo “público” de los servicios básicos, como el del agua potable y el saneamiento. Como se puede observar a lo largo de todo el estudio de caso, una corporatización de tipo neoliberal puede presentar un amplio sesgo financiero-comercial que busca como culminación la mercantilización (Bakker, 2005) de los servicios. Lo anterior puede generar resultados de inequidad en el acceso y la asequibilidad, concentración de beneficios en pocos sectores sociales e incluso afectaciones al medio ambiente.

Esto rompe la orientación tradicional en el eje público-privado, en la que los esquemas comunes de análisis se mueven. Se puede conservar la operación gubernamental de los servicios básicos, pero los resultados obedecer a una lógica que avanza hacia la acumulación de capital.

En este sentido, la corporatización de los servicios de agua potable y saneamiento en un contexto de ambientalismo de mercado se convierte en una condición estructural que, muchas veces, mediante un discurso centrado en la eficiencia, puede ocultar resultados en la gestión de los servicios públicos contrarios precisamente al bienestar general.

La corporatización ha avanzado en muchas partes del mundo al plantear objetivos de crear entes públicos competentes en su materia, independientes en funcionamiento y compromisos de actores político-partidistas. La promesa de desprendimiento del llamado oportunismo gubernamental (Spiller & Savedoff, 2000), que mantiene funcionamientos ineficientes de los organismos públicos prestadores de servicios básicos

en aras de mantener clientelas políticas, llevó a los organismos de cooperación financiera internacional y a los gobiernos de los países del sur global en las décadas de 1980 y 1990, a tratar de sustituir primero esos esquemas políticos-tradicionales a través de un proceso de privatización o transferencia de responsabilidad al sector privado, a prestar los servicios esenciales mediante mecanismos de concesión. Sin embargo, los cálculos de no recuperación de las inversiones —dada la inestabilidad económica y política de la región— llevó a no lograr un avance mayor de estos esquemas de privatización. Lo anterior se tradujo en una aceptación mayor de esquemas de corporatización, donde se mantiene la operación de los servicios básicos por entes públicos, pero con esquemas estratégicos y de trabajo cercanos a la lógica empresarial y con autonomía de otras esferas de decisión, principalmente de la agenda partidista del gobierno en turno (McDonald, 2015a).

Para el caso de León, la corporatización neoliberal no llega como resultado de un intento previo de avance en un esquema de prestación de servicios de agua y saneamiento por operadores privados, sino que el proceso de reforma política, que en los años de 1980 llevó a incluir a actores clave de la sociedad a incrustarse en órganos de decisión gubernamental en el orden local, fue sembrando una idea cada vez más aceptada a lo largo de los años de que la élite económica o empresarial es la que mejor representa los intereses de una sociedad en general. La llegada al gobierno municipal de un nuevo grupo político hacia finales de esa década, precisamente proveniente de la clase empresarial, fue la piedra de toque no sólo para ensayar prácticas y técnicas administrativas del sector privado en la gestión gubernamental, sino la consolidación de la idea de que era la oportunidad de romper con la tradición corporativa

y clientelar del sistema político priísta a través de una fórmula de incorporación de “la sociedad” leonesa en diferentes esquemas de participación, sobre todo a través de consejos consultivos y directivos de las principales agencias gubernamentales. El panismo, otrora principal oposición al régimen, llegaba al gobierno municipal con el lema “tanta sociedad como sea posible y sólo tanto gobierno como sea necesario” (Téllez, 2014: 226). Sin embargo, la concepción de ciudadanía, desde ese momento y hasta hoy, se limita a un segmento muy específico de dicha sociedad: la empresarial.

Es claro que, en León, Guanajuato, los empresarios se han convertido en los protagonistas en la construcción de lo público. El discurso de la búsqueda del bienestar general, a través de su participación “desinteresada”, enmarcada en la semántica de la eficiencia, logra esconder a los ojos del ciudadano común una estructura que reproduce la inequidad en los resultados en el acceso de los servicios básicos y daños ambientales irreparables, sobre todo en la prestación de los servicios básicos bajo esta modalidad de corporatización de tipo neoliberal.

Los beneficios de intereses propios a los que hacemos referencia con la captura de los principales espacios de decisión de la ciudad no se refieren a una descarada apropiación de las rentas generadas por la actividad comercializada o mercantilizada de los propios servicios básicos. Más bien decimos que la participación favorece directa o indirectamente al mantenimiento y el crecimiento del esquema de acumulación de los sectores económicos dominantes, y que se ven fuertemente representados en dichas instancias de gobierno corporativo de las entidades públicas.

Si bien la política de tarifas de los servicios de agua potable y saneamiento ha logrado mantener estables los patrones de demanda de agua (como se vio en el análisis de los resultados presentados en este artículo), la recaudación y el gasto de inversión resultantes tiene como prioridad tanto la expansión del mercado mismo al alimentar esa demanda creciente básicamente de vivienda y mantener abastecida a la industria local, antes que asegurar plenamente el acceso equitativo, asequible y de calidad del recurso hídrico a la población más vulnerable.

Con base en el encuadre teórico, ya hemos dicho que la corporatización de tipo neoliberal de los organismos públicos de suministro de agua potable y alcantarillado son base de un proceso actual de comercialización que pretende orientarse hacia la mercantilización de dichos bienes (sin llegar necesariamente a la privatización formal) (Bakker, 2005). En el caso del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de León, la expansión y consolidación de este proceso se ha dado en tres dimensiones ligadas al ciclo urbano del agua:

*Suministro.* La apuesta de SAPAL en el proyecto de la presa El Zapotillo en el estado vecino de Jalisco es la que daría sostenibilidad a las proyecciones de crecimiento de demanda en el futuro inmediato. Se espera traer agua en volúmenes que aumenten la disponibilidad para la ciudad en torno a los 3 800 litros de agua por segundo en un horizonte de 25 años. La construcción del acueducto de 140 kilómetros desde los Altos de Jalisco hasta las inmediaciones de la ciudad aún está detenida por la disputa en torno a la altura de la cortina y los derechos de vía de éste, en particular del tramo en territorio de Jalisco. La ganancia financiera para SAPAL está depositada en el futuro pago de derechos y

distribución que la empresa concesionaria (antes Abengoa) del acueducto otorgue en contra prestación cuando ya esté llevando agua a León.

*Distribución y consumo.* El 95 % de las cuentas de SAPAL son domésticas, sin embargo, el restante 5 % es del sector industrial y de servicios, y la apuesta del organismo es ampliar su cobertura en dichos sectores. La consolidación de la presa El Zapotillo y su acueducto ofrece la posibilidad de ampliar el mercado en todos sus usos y que considere además la zona metropolitana de León.

*Saneamiento y reúso.* El principal reto del saneamiento sigue estando en las descargas del sector curtidor; buena parte de los pequeños curtidores que están en la zona centro de la ciudad aún siguen pagando pipas para evitarse pagar la cuota de saneamiento. La ampliación del mercado está en ofrecerle a este sector agua de doble uso de acuerdo con los estándares que su industria requiere. Otra área de expansión está en el sector agrícola, que tiene una demanda creciente de agua tratada.

El tipo de corporatización que configura el caso de León lo catalogamos como “neoliberal”, porque básicamente está alimentada por un discurso que centra la atención en una lógica eficientista, que alienta la acumulación corporativa en favor de la expansión de un mercado cuasimonopólico, antes que el aseguramiento del derecho humano al agua, o la búsqueda de un equilibrio sostenible de la cuenca para el futuro. Se suma el evidente triunfo cultural que esta acepción del modelo económico impregna a los agentes dominantes observados, pues el discurso centra su aspiración en una ciudad competitiva en el mercado global, conducida por el espíritu emprendedor de su sociedad, representado principalmente por la élite empresarial, al servicio de una población convertida en cliente, con derecho a exigir un servicio sólo a

partir de su puntual pago y, por lo tanto, convirtiendo a la ciudad en una gran corporación gobernada por su consejo de administración.

Estudiar los procesos de corporatización exige medirlos en torno a los efectos de los resultados en favor de la equidad y asequibilidad en el acceso de los servicios básicos. Avanzar en una agenda que transforme la corporatización en una de tipo “progresista” exige el fortalecimiento de los mecanismos de rendición de cuentas, transparencia y participación social ampliada de otros sectores sociales. Queda claro que lo “público” de los servicios esenciales, como los de agua potable y saneamiento, se fortalece sobre todo con instituciones de política democrática y no necesariamente sólo con instrumentos de mercado.

## Referencias

- Aboites, L. (2009). *La decadencia del agua de la nación. Estudio sobre desigualdad social y cambio político en México*. México, DF, México: El Colegio de México.
- Bakker, K. (2005). Neoliberalizing nature? Market environmentalism in water supply in England and Wales. *Annals of the Association of American Geographers*, 93(3), 542-565.
- Bakker, K. (2003). A political ecology of water privatization. *Studies in Political Economy*, (70), 35-58.
- Cabrero, E. (1995). León, Guanajuato. El modelo de municipio-empresa. En: Cabrero, E. (coord.). *La nueva gestión municipal en México. Análisis de experiencias innovadoras en gobiernos locales* (pp. 53-119). México, DF, México: Miguel Ángel Porrúa, Centro de Investigación y Docencia Económicas.

- Caldera, A. (2014). La gestión del agua urbana en León, Guanajuato: un análisis político de las ideas que dan forma a las políticas públicas y sus resultados. En: Tagle, D. (coord.). *La crisis multidimensional del agua en León, Guanajuato* (pp. 68-86). México, DF, México: Miguel Ángel Porrúa.
- Caldera, A. (2012). Las ideas y el proceso político en las estrategias para hacer frente a la crisis del agua. Dos casos mexicanos. *Revista de el Colegio de San Luis*. 2(4), 54-99.
- Caldera, A. (2011). Una ciudad con sed: acción pública y resultados para hacer frente a la "crisis del agua" en León, Guanajuato, México. En: Suárez, S., & Valerdi, A. (coord.). *Dinámica local-global. Dilemas socio territoriales en el centro de México* (pp. 33-51). México, DF, México: LibrosEnRed.
- Caldera, A. (2009). *Gobernanza y sustentabilidad. Desarrollo institucional y procesos políticos en torno al agua subterránea en México: los casos del valle de León y del valle de Aguascalientes* (Tesis para obtener el grado de Doctor en Investigación en Ciencias Sociales mención Ciencia Política). Facultad Latinoamérica de Ciencias Sociales, México.
- Castro, J. E. (2012). Propositiones para el examen teórico y empírico de la privatización: el caso de los servicios de agua y saneamiento en América Latina. *RIGS. Revista Interdisciplinaria de Gestão Social*, 1(1), 245-275.
- CEAG, Comisión Estatal del Agua de Guanajuato. (2018). *Diagnóstico sectorial de agua potable y saneamiento*. Guanajuato, México: Comisión Estatal del Agua de Guanajuato.

- CEAG, Comisión Estatal del Agua de Guanajuato. (2014). *Diagnóstico sectorial de agua potable y saneamiento*. Guanajuato, México: Comisión Estatal del Agua de Guanajuato.
- CEAG, Comisión Estatal del Agua de Guanajuato. (2012). *Diagnóstico sectorial de agua potable y saneamiento*. Guanajuato, México: Comisión Estatal del Agua de Guanajuato.
- Comisión de Salarios Mínimos. (2019). *Tabla de salarios mínimos*. Ciudad de México, México: Comisión de Salarios Mínimos. Recuperado de <https://www.gob.mx/conasami/documentos/tabla-de-salarios-minimos-generales-y-profesionales-por-areas-geograficas>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.
- Fitch Ratings. (octubre, 2018). *Fitch Sube a 'AAA(mex)' la Calificación de SAPAL. Boletín*. Ciudad de México, México: Fitch Ratings. Recuperado de [www.fitchratings.com/site/mexico](http://www.fitchratings.com/site/mexico).
- Grossi, G., Marcou, G., & Reichard, C. (2010). Comparative aspects of institutional variants for local public service provision. In: Wollmann, H., & Marcou, G. (eds.). *The provision of public services in Europe: Between state, local government and market* (pp. 217-239). Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Guerrero, O. (2004). El fin de la nueva gerencia pública. *Estado, Gobierno, Gestión Pública - Revista Chilena de Administración Pública*, (13), 5-22.

- Guttman, D. (2004). De gobierno a gobernanza: la nueva ideología de la rendición de cuentas, sus conflictos, sus defectos y sus características. *Gestión y Política Pública*, 13(1), 5-40.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Municipios de México*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2005). *Censo intercensal*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- IMPLAN, Instituto Municipal de Planeación (2019). *Diagnóstico del municipio de León, Guanajuato 2019*. León, México: Instituto Municipal de Planeación. Recuperado de [https://www.implan.gob.mx/downloads/Diagnostico\\_Municipal\\_de\\_Leon\\_2019.pdf](https://www.implan.gob.mx/downloads/Diagnostico_Municipal_de_Leon_2019.pdf)
- IMPLAN, Instituto Municipal de Planeación (2018). *Sistema de indicadores para el desarrollo del municipio de León, Guanajuato*. León, México: Instituto Municipal de Planeación. Recuperado de [https://www.implan.gob.mx/downloads/Sistema\\_Indicadores\\_2018.pdf](https://www.implan.gob.mx/downloads/Sistema_Indicadores_2018.pdf)
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2019). *Sistemas de Información de Tarifas de Agua Potable*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de <http://187.189.183.90/#>
- Leys, C. (2001). *Market-driven politics: Neoliberal democracy and the public interest*. London, UK: Verso.

- Lobina, E., & Hall, D. (2015). Corporatización en el sector del agua en Europa: lecciones para el sur global. En: Mc Donald, D. (coord.). *Servicios públicos en el sur global. Mirada crítica a nuevas formas de gestión* (pp. 244-277). Madrid, España: Clave Intelectual.
- Magdahl, J. (2012). *From privatisation to corporatisation – Exploring the strategic shift in neoliberal policy on urban water services*. Oslo, Norway: FIVAS.
- McDonald, D. (2015a). La ambigüedad de lo público y los numerosos significados de la corporatización. En: Mc Donald, D. (coord.). *Servicios públicos en el sur global. Mirada crítica a nuevas formas de gestión* (pp. 9-46). Madrid, España: Clave Intelectual.
- McDonald, D. (2015b). La corporatización está muerta... ¿larga vida a la corporatización? En: Mc Donald, D. (coord.). *Servicios públicos en el sur global. Mirada crítica a nuevas formas de gestión* (pp. 279-292). Madrid, España: Clave Intelectual.
- McDonald, D. (cord.) (2015c). *Servicios públicos en el sur global. Mirada crítica a nuevas formas de gestión*. Madrid, España: Clave Intelectual.
- Mintzberg, H. (1999). *La estructuración de las organizaciones*. Barcelona, España: Ariel Economía.
- Municipio de León. (2013). *Diagnóstico ambiental. Municipio de León, Guanajuato*. León, México: Municipio de León. Recuperado de [http://seieg.iplaneg.net/seieg/doc/Diagnostico\\_Ambiental\\_2013C\\_1383242536.pdf](http://seieg.iplaneg.net/seieg/doc/Diagnostico_Ambiental_2013C_1383242536.pdf)
- Navarro, C. (2010). *Llegar a ser. Monografía del Municipio de León*. Guanajuato, México: Gobierno del Estado de Guanajuato.

- Newman, J., & Clarke, J. (2009). *Publics, politics and power: Remaking the public in public services*. Thousand Oaks, USA: Sage Publications.
- Pineda, N. (2002). La política urbana de agua potable en México: del centralismo y los subsidios a la municipalización, la autosuficiencia y la privatización. *Región y Sociedad*, 14(24), 41-69.
- Redacción Correo de Guanajuato (17 de febrero, 2007). "Presidencias de SAPAL". *Correo de Guanajuato*, 15.
- Sánchez, J. (2002). *Gestión Pública y Governance*. Toluca, México: Instituto de Administración Pública del Estado de México.
- SAPAL, Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. (2020a). *Transparencia*. León, México: Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. Recuperado de <https://www.sapal.gob.mx/transparencia>
- SAPAL, Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. (2020b). *Sistema de atención a clientes*. León, México: Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. Recuperado de <https://www.sapal.gob.mx/sac>
- SAPAL, Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. (2019a). *Descargas*. León, México: Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. Recuperado de <http://www.Sapal.gob.mx/descargas>
- SAPAL, Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. (8 de octubre, 2019b). *Reconocen a SAPAL como un organismo financieramente sólido y estable. Comunicado de prensa*. Recuperado de <https://www.Sapal.gob.mx/noticia/516>

SAPAL, Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. (25 de noviembre, 2019c). *¿Qué es SAPAL?* Recuperado de <http://www.Sapal.gob.mx/quees>

SAPAL, Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. (2016). *Agua siempre y para todos. Informe de resultados del consejo directivo de SAPAL 2013-2016*. León, Guanajuato: Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. Recuperado de <https://www.sapal.gob.mx/media/files/1456268400-Informe%20Consejo%202013-2016.pdf>

SAPAL, Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. (2012). *SAPAL: Trayectoria y futuro*. León, Guanajuato: Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. Recuperado de [https://www.sapal.gob.mx/media/files/1553888365-SAPAL\\_Trayectoria\\_y\\_Futuro\\_2012.pdf](https://www.sapal.gob.mx/media/files/1553888365-SAPAL_Trayectoria_y_Futuro_2012.pdf)

Soares, D. (2007). Crónica de un fracaso anunciado: la descentralización en la gestión del agua potable en México. En *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 4(1), 19-37. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-54722007000100002&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722007000100002&lng=es&tlng=es).

Spiller, P. T., & Savedoff, W. (2000). *Agua perdida: compromisos institucionales para el suministro de servicios públicos sanitarios*. Washington, DD, EUA: Banco Interamericano de Desarrollo.

Tagle, D., Caldera, A., & Fuente, M. (2019). Normatividad, gestión pública del agua y ambientalismo de mercado en México: un análisis desde los proyectos políticos (2012-2018). *Tecnología y ciencias del agua*, 10(2). DOI: 10.24850/j-tyca-2019-02-01

- Tagle, D., & Caldera A. (2013). Agua, conflictos redistributivos y gobernabilidad: el caso de León, Guanajuato. En: Alba, F., & Amaya, L. (coord.). *Estados y ciudadanías del agua: ¿cómo significar las nuevas relaciones?* (pp. 219-246). México, DF, México: UAM-C e Instituto Mora.
- Téllez, C. (2014). La construcción de la tecnocracia en León y su proyecto inacabado de participación social. *Relaciones*, (138), 209-243.
- Yañez, M. (2019). De la privatización a la corporatización neoliberal. Tendencias recientes de las políticas para las empresas públicas en el caso Argentino (2015-2018). *Revista Eletrônica de Administração*, 25(2), 63-95. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1590/1413-2311.236.86414>
- Zona Franca. (20 de marzo, 2013). Eligen a Pedro González García presidente del Consejo Directivo del Sapal. Recuperado de <https://zonafranca.mx>
- Zurbriggen, C. (2007). La "falacia tecnocrática" y la reforma del Estado. A 10 años del Informe del Banco Mundial. *Nueva Sociedad*, (210), 156-172.

**Dinámicas socioambientales y potencialidades turístico-recreativas del humedal de La Segua (Ecuador): actitudes y percepciones de los agentes locales y visitantes**

**Socio-environmental dynamics and tourist-recreational potential of the La Segua wetland (Ecuador): Attitudes and perceptions of local agents and visitors**

Manuel Rivera-Mateos<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2780-380X>

Neme Yamil Doumet-Chilán<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4295-5270>

<sup>1</sup>Universidad de Córdoba, Córdoba, España, [manuel.rivera@uco.es](mailto:manuel.rivera@uco.es)

<sup>2</sup>Escuela Superior Politécnica Agropecuaria, Manabí, Ecuador, [doumetour@hotmail.com](mailto:doumetour@hotmail.com)

Autor para correspondencia: Manuel Rivera-Mateos,  
[manuel.rivera@uco.es](mailto:manuel.rivera@uco.es)

## Resumen

En este trabajo se realiza una caracterización socioambiental del humedal de La Segua, Ecuador, como punto de partida para comprender los significados, valores, actitudes y motivaciones de los agentes, comunidades locales y visitantes que intervienen en este espacio protegido declarado Sitio Ramsar, en relación con la sostenibilidad de su gestión turístico-recreativa, y de los recursos naturales que le sirven de soporte. Con ello se busca establecer una serie de acciones futuras para su desarrollo y planificación de manera compatible con la recuperación de su ecosistema, actualmente con serios problemas de conservación y manejo de sus recursos territoriales; conflictos de usos del suelo y por el control del agua, y crisis de algunas de sus actividades tradicionales. El análisis realizado sigue una metodología mixta, cuantitativa y cualitativa, incluyendo un enfoque exploratorio y documental; se usaron encuestas estructuradas y entrevistas personales en profundidad semiestructuradas y parcialmente abiertas. Asimismo, se emplearon fuentes primarias obtenidas del trabajo de campo, que contó con el apoyo de una explotación SIG para georreferenciar los cambios de uso del suelo experimentados en las dos últimas décadas. Por último, se identifican diversos indicadores de base experimental para la toma de decisiones e implementación de medidas preventivas en materia de conservación y manejo sostenible del ecosistema del humedal, y para plantear lineamientos estratégicos de gestión turístico-recreativa de base comunitaria, que permitan, en su conjunto, el mantenimiento de relaciones socioculturales y ambientales de carácter sustentable.

**Palabras clave:** zonas húmedas, turismo y recreación, caracterización socioambiental, sostenibilidad, humedal de La Segua, Ecuador.

## **Abstract**

In this paper, a socio-environmental characterization of the La Segua wetland in Ecuador is carried out, trying to understand the meanings, values, attitudes and motivations of the agents, local communities and visitors that intervene in this protected area declared a Ramsar Site, in relation to sustainability of its tourist-recreational management and of the natural resources that serve as its support. With this, it seeks to establish a series of future actions for its development and planning in a manner compatible with the recovery of its ecosystem, currently with serious problems of conservation and management of its territorial resources, conflicts of land and water uses and crises of some of their traditional activities. The analysis carried out follows a mixed quantitative and qualitative methodology, including an exploratory and documentary approach and using structured surveys and in-depth semi-structured and partially open personal interviews. Likewise, primary sources obtained from field work have been used, which has had the support of a GIS exploitation to georeference the changes in land use experienced in the last two decades. Finally, various experimental-based indicators are identified for decision-making and implementation of preventive measures in the area of conservation and sustainable management of the wetland ecosystem and to propose strategic guidelines for community-based tourist-recreational management, which allow for overall

maintenance of socio-cultural and environmental relationships of a sustainable nature.

**Keywords:** Wetlands, tourism and recreation, socio-environmental characterization, sustainability, La Segua wetland, Ecuador.

Recibido: 22/04/2020

Aceptado: 01/07/2020

## Introducción

La caracterización socioambiental de los espacios protegidos —percepción, valoración de la sostenibilidad— y las potencialidades turístico-recreativas de estos territorios por parte de los agentes locales y visitantes son dos instrumentos ciertamente útiles para la obtención de información directa para la adopción de estrategias adecuadas de planificación territorial y manejo sostenible de estas áreas protegidas. El diagnóstico socioambiental, la evaluación de los recursos territoriales y las potencialidades de estos espacios permite, en primer término, detectar las carencias, debilidades y limitaciones de los destinos de turismo de naturaleza y ecoturismo con fragilidad ambiental, como las zonas húmedas (Orgaz-Agüera, 2014; Sánchez-Carrillo, Álvarez-Cobelas,

Cirujano, Carrasco-Redondo, & Díaz-Cambroner, 2015); pero también resultan ser fundamentales para tener una prospectiva de los posibles conflictos de intereses entre los agentes, tanto externos como internos, implicados en dichos espacios, así como las divergencias entre usos y aprovechamientos del suelo; todo ello permite implementar las acciones de planificación necesarias para su minimización y reconducción (Jiménez & Castillo, 2014; Cardozo, Fernández, Soares, & Holm, 2016).

Numerosos estudios de caso (Chávez, 2007; Fernández, 2008; Fernández, Porter-Bolland, & Sureda, 2010; Marín-Muñiz, Hernández-Alarcón, Rivera, & Moreno-Casasola, 2016) han demostrado, de hecho, que la percepción de los valores ambientales de cualquier territorio varía en función del uso y de los beneficios que practican y obtienen, respectivamente, los agentes locales en el medio natural. Conocer este criterio es muy necesario para identificar alternativas que mejoren el aprovechamiento de los recursos territoriales, tanto naturales como socioculturales, del área de influencia de estos espacios protegidos y a partir de ahí implementar estrategias que favorezcan su conservación, puesta en valor, y ordenación y planificación mediante políticas públicas que tengan en cuenta su característica patrimonial y su potencialidad como instrumento de desarrollo económico y bienestar social para las comunidades locales.

En las zonas rurales y suburbanas se tienen diferentes percepciones sobre el medio natural, el paisaje y el ambiente, fundadas por lo general en saberes, tradiciones y costumbres que son difíciles de comprender por quienes viven en regiones urbanas con patrones, reglas y modos de vida influenciados por el modelo de desarrollo socioeconómico occidental. Por

tanto, la búsqueda de alternativas de sostenibilidad para un buen manejo de los recursos territoriales de estas zonas rurales precisa de la caracterización previa de los modos de vida de sus poblaciones y de las problemáticas que éstas experimentan en sus conexiones con el medio natural.

Este tipo de diagnóstico de carácter territorial no debe reducirse, en cualquier caso, a los aspectos físico-ambientales y a los relativos a las actividades económicas que soportan estos espacios protegidos, como el turismo y la recreación, sino que también, y de manera precisa, han de incluir los aspectos socioambientales, intentando abordar, en definitiva, la realidad territorial desde un enfoque sistémico e integral (Varisco, 2016). Como señalan Konu y Kajala (2012), los diagnósticos y evaluaciones territoriales constituyen la base para desarrollar un análisis riguroso de fenómenos determinados, ofreciendo elementos, orientaciones y criterios para valorar la situación actual y de partida de cualquier área protegida, así como para identificar sus tendencias y dinámicas, y a partir de ahí generar conocimiento, buenas prácticas y lecciones aprendidas a la hora de proponer posibles acciones estratégicas de conservación y manejo.

El turismo, por otro lado, si bien tiene un carácter relevante en cuanto a impactos socioeconómicos, generación de empleo y nuevas actividades productivas, sobre todo en países pobres y en vías de desarrollo (Toselli & Mazza, 2014), también puede provocar conmociones territoriales significativas, sobre todo en espacios de gran fragilidad ambiental, como los humedales; por tanto, debe desarrollarse siguiendo criterios de sostenibilidad mediante procesos de planificación integral de

este tipo de territorios y la evaluación continua de los resultados de tal planeación durante la aplicación de una estrategia de gobernanza (Vera-Rebollo & Díez-Santo, 2016; Puhakka, Pitkänen, & Pirkko, 2016).

La sostenibilidad bien entendida no es otra cosa que la capacidad de los sistemas socioecológicos (SSE) de satisfacer las necesidades de la población actual y de las generaciones futuras, y de mantener en el tiempo sus actividades socioeconómicas, como el turismo, de manera compatible con la propia resiliencia frente a los impactos negativos en los ecosistemas y paisajes naturales y socioculturales (Martínez, Huber, Arredondo, Costero, & Peña, 2012). No obstante, como señalan no pocos autores (Martínez, 2013), la sostenibilidad adolece aún de una conceptualización comúnmente aceptada, por tratarse de un término un tanto impreciso, etéreo, deformable y adaptable según el interés, por lo que ha acabado muchas veces por banalizarse o instrumentarse de forma inadecuada por discursos teóricos y políticos interesados que ni siquiera se han plasmado en acciones sustantivas que puedan calificarse en realidad como sostenibles. Puede afirmarse, incluso, que existen tantas propuestas de definición y gestión de la sostenibilidad como proyectos de desarrollo sostenible y éstos, además, no cuentan muchas veces con una gestión turística planificada capaz de superar la dicotomía “conservación *versus* desarrollo”, y de fortalecer la equidad, la participación social efectiva, el desarrollo integral desde el respeto a los intereses generales de las comunidades locales, y la diversificación y pluriactividad económicas.

La planificación turística eficiente y sostenible en las áreas naturales sólo resulta posible, por lo demás, si se consigue involucrar a todos los

actores implicados y, en especial, a los que tienen que ver con la gestión y el establecimiento de políticas que fortalezcan el sector turístico de manera compatible con la preservación de los valores patrimoniales tanto naturales como socioculturales de tales espacios (Shone, Simmons, & Dalziel, 2016). Cabe destacar, eso sí, que la existencia de políticas públicas que fomenten el desarrollo del turismo y las actividades recreativas en la naturaleza resulta ser insuficiente si no se acompañan de acciones bien meditadas en materia de conservación y sostenibilidad proactivas del territorio afectado. En este sentido, Malek y Powell (2017) manifiestan que el ecoturismo —como forma de turismo más propia de los espacios naturales protegidos—, si se gestiona de forma adecuada, debe involucrar necesariamente a todos los actores comunitarios, además de sensibilizarlos y capacitarlos para que lideren el manejo y la conservación de los recursos naturales de dichos territorios, que al fin y al cabo son los sistemas de soporte y cualificación de los atractivos turístico-recreativos del destino, por lo que representan un factor fundamental para la sostenibilidad de este último.

Entre estos recursos naturales, que además están asociadas con prácticas y paisajes socioculturales muy característicos, hemos de destacar los humedales como ecosistemas singulares que comparten tipologías terrestres y acuáticas y, por tanto, con la presencia de agua, suelos, vegetación, fauna, aprovechamientos económicos y paisajes modificados por el ser humano. El valor de estos humedales radica en sus múltiples funciones ecológicas y de suministro de servicios ecosistémicos de interés: áreas de reproducción y crianza de peces y de diversas especies acuáticas; de anidamiento y hábitat de avifauna; funcionamiento

como barreras de protección contra tormentas y huracanes; condición de sistema de captura de carbono para mitigar el calentamiento global, proveer materia prima para la construcción y diversas actividades agrarias; sitios para el desarrollo de productos de recreación, educación ambiental y turismo de naturaleza, entre otros (Manson & Moreno-Casasola, 2007).

Los seres humanos a través del tiempo han aprovechado en mayor o menor medida tales servicios ambientales, pero el uso excesivo y los cambios de uso de suelo de estos ecosistemas por diversas actividades antrópicas han repercutido en su pérdida o deterioro; disminución de su biodiversidad; y transformaciones negativas en sus entornos, ecosistemas biofísicos y recursos naturales, como ha ocurrido en el caso que estudiamos. Al tratarse, por tanto, de ecosistemas generalmente sometidos a un largo proceso histórico de modificación por parte de los seres humanos, puede entenderse que el éxito de los planes de manejo sustentable de estos territorios dependa en buena parte de la implicación y sensibilización de las comunidades locales de sus áreas de influencia socioeconómica, y de su nivel de compromiso para cambiar algunos comportamientos y actitudes que puedan resultar negativos para la conservación y sostenibilidad ambiental de tales espacios (Carmona-Díaz, Morales-Mávil, & Rodríguez-Luna, 2004; Moreno-Casasola *et al.*, 2006). Por esto mismo resulta frecuente que dentro de la investigación social aplicada en estos territorios un paso esencial sea conocer cómo los individuos perciben su entorno e interactúan con él, para a partir de ello generar propuestas que contribuyan a la conservación ambiental, y el bienestar social y económico de las poblaciones locales afectadas.

El objetivo de este estudio se centra, en concreto, en esta línea de investigación, analizando un caso concreto: las comunidades locales de las áreas de San Antonio, La Segua, La Rea, La Sabana, en la provincia de Manabí, Ecuador, tradicionalmente muy vinculadas e influenciadas por el entorno de los ecosistemas del humedal La Segua, donde además de las actividades pesqueras y agrarias de mayor trayectoria histórica, han irrumpido en los últimos años, aunque todavía de forma tímida, las actividades de carácter turístico-recreativo.

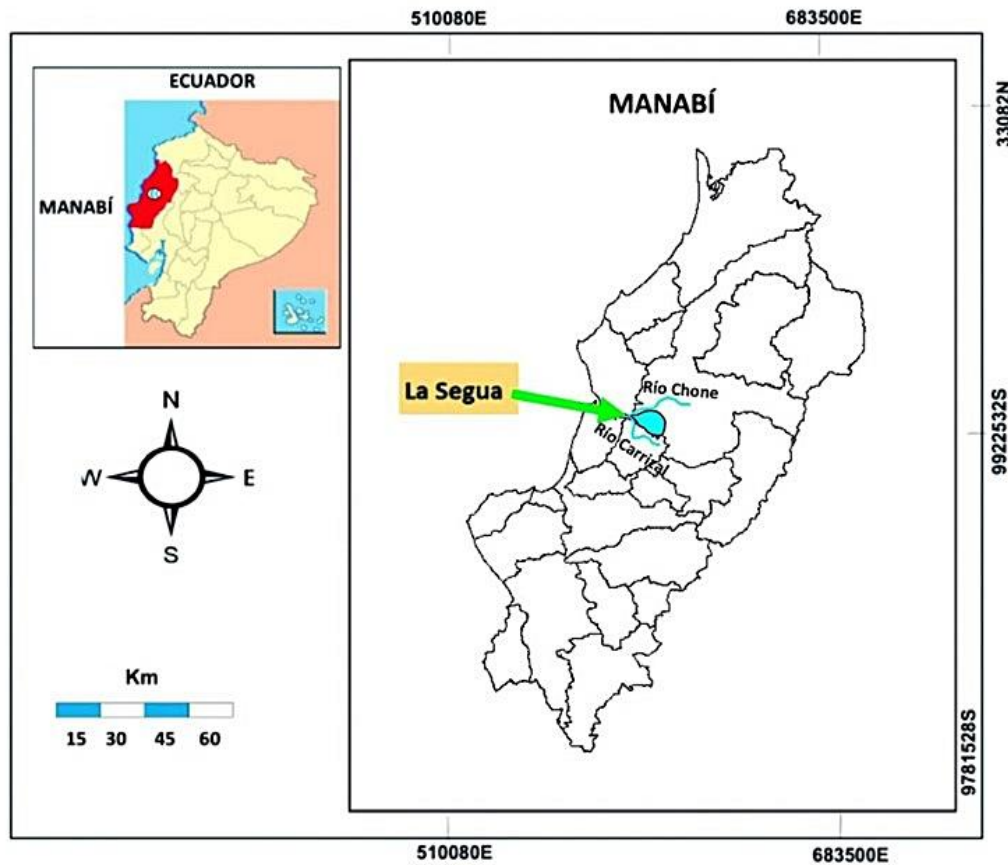
Al tratarse este humedal de un ecosistema sumamente frágil desde el punto de vista ambiental y ya de por sí alterado desde antiguo, el desarrollo reciente de actividades turístico-recreativas en este espacio exige considerar previamente sus potencialidades reales y limitaciones de implantación sostenible en el entorno, así como su necesaria reorientación, según los casos, hacia prácticas más racionales, que minimicen al máximo sus impactos negativos y los conflictos de usos con otras actividades económicas. Para ello partimos de las tesis defendidas por autores como Holladay y Powell (2013), quienes estiman que el estudio del turismo en áreas naturales y sus implicaciones territoriales debe realizarse desde un enfoque integral y sistémico, donde se tome en cuenta, además de los recursos y paisajes naturales, otros recursos patrimoniales de carácter antrópico, como las prácticas socioculturales de los actores locales; el perfil de la demanda turística-recreativa; el sistema de gobernanza territorial y sus niveles de coordinación, en coherencia con las políticas públicas de gestión del turismo. Por último, también asumimos los planteamientos de autores como Scott, Cohen, Prayag y Moital (2014), los cuales inciden en que esos estudios de enfoque

integrador y sistémico deben tener en cuenta igualmente las percepciones, actitudes y motivaciones de los turistas y visitantes de estos espacios protegidos, con el objeto de articular una oferta que satisfaga sus necesidades, pero al mismo tiempo les sensibilice aún más en el respeto y valoración hacia el medio natural y sus comunidades locales, y facilite un uso y manejo adecuado del ecosistema natural de los humedales.

## **El área objeto de estudio**

El objeto de esta investigación es el humedal de La Segua, ubicado entre los cantones de Chone y Tosagua, en la provincia de Manabí, Ecuador (Figura 1), caracterizado como zona húmeda con categoría internacional de sitio Ramsar desde el 7 de junio del año 2000 y como área protegida provincial más recientemente. El territorio principal de este espacio y el de mayor nivel de accesibilidad y conservación pertenece desde el punto de vista político-administrativo a la parroquia de San Antonio; tiene una extensión de 1 745 ha. Se trata de una lámina de agua muy estacional, de manera que en la época seca se reduce a unas 525 ha. Cuenta, por lo demás, con una profundidad media de 67 cm; altitud sobre el nivel del mar de unos 10 a 12 cm; la temperatura media es de 26 a 27 °C. El humedal La Segua está integrado en el corredor hídrico Carrizal-Chone,

en la región centro norte de la provincia de Manabí, y a pocos kilómetros de la desembocadura del río Chone, en la bahía de Caráquez.



**Figura 1.** Mapa de localización geográfica del humedal La Segua. Fuente: base cartográfica del Ministerio del Ambiente de Ecuador (2014). Adaptación propia.

En el humedal La Segua existen no pocos recursos naturales y socioculturales de interés, pero por el mal uso del suelo y del agua que

se ha venido haciendo, en particular en las últimas décadas (camaroneras, agricultura intensiva, ganadería, uso de agrotóxicos, introducción de especies exóticas, etc.), esta zona tiene diversas afecciones territoriales que la han conducido a la pérdida de biodiversidad, contaminación de sus aguas y a una situación de crisis de sus actividades agrarias tradicionales, que han provocado un éxodo rural importante (Doumet, Rivera, & García, 2018).

## **Metodología y herramientas de trabajo**

En este estudio se realizó una caracterización socioambiental del humedal y su entorno territorial, para lo cual se hizo trabajo de campo *in situ*, que permitió el levantamiento de una serie de fichas de diagnóstico socioambiental de los recursos patrimoniales principales. El análisis fue básicamente de tipo exploratorio y documental, y se basó en métodos y herramientas de trabajo tanto cuantitativas como cualitativas. Para el desarrollo del proceso de investigación se partió de fundamentos teóricos y metodológicos ya contrastados en diversas investigaciones, y estudios de caso analizados en la revisión bibliográfica sobre planificación y gestión de zonas húmedas (Nunes-da-Cunha, Fernández, & Junk, 2014; Ministerio del Ambiente de Ecuador, 2013; Ministerio del Ambiente de Ecuador, 2014; Secretaría de la Convención Ramsar, 2016).

Tras el análisis de los antecedentes de investigación y las metodologías empleadas en diversos estudios de caso, se optó por un procedimiento metodológico adaptado a la realidad del área investigada por medio de tres fases secuenciales:

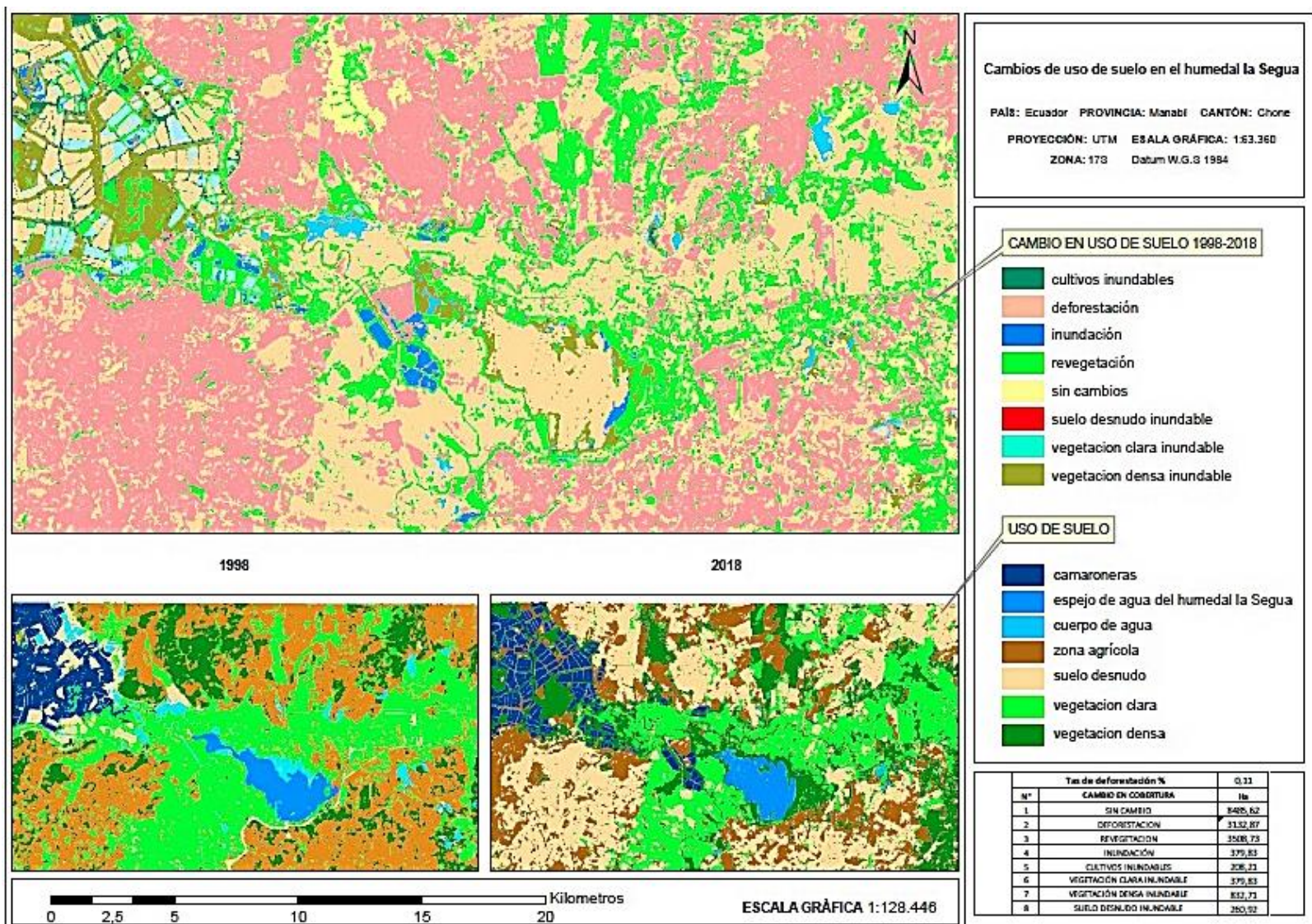
1. Un análisis interno del humedal utilizando tanto fuentes primarias como secundarias con la consulta de diversas plataformas de datos y repositorios de documentos oficiales, revistas científicas y técnicas especializadas para fundamentar la investigación, previa clasificación, ordenación y análisis sistemático de la información obtenida. La caracterización territorial tuvo en cuenta los aspectos sociales, ambientales, ecológicos y económicos, así como los socioculturales y turísticos. Además de las visitas practicadas en el trabajo de campo, se hicieron encuestas, aplicando un total de 50 cuestionarios a la población y actores locales de las cuatro comunidades del área de influencia del humedal (San Antonio, La Segua, Larrea, La Sabana). Las 10 preguntas del cuestionario tuvieron como eje principal la percepción sobre la situación ambiental y turística del humedal, y el nivel de sensibilización sobre los servicios ecosistémicos prestados.

Para el análisis de la gestión turística-recreativa y ambiental realizada en este humedal se usó una matriz con 17 indicadores de sostenibilidad, seleccionados tras aplicar entrevistas directas y en profundidad a 10 gestores, expertos y *stakeholders* locales y regionales correspondientes a diferentes instituciones implicadas, o con competencias directas o indirectas en la gestión pública de espacios protegidos (Ministerios del Ambiente y Turismo del Ecuador; GAD provincial de Manabí; Gobiernos Autónomos Descentralizados de Chone y

parroquia San Antonio; Asociación Ecoturística de Guías Naturalistas del Humedal La Segua ASOHUMEDAL; BirdLife Ecuador; Comité de Gestión de los Pescadores del Humedal de La Segua y Asociados). Asimismo, se adoptó como metodología de referencia la de los trabajos del Ministerio del Ambiente de Ecuador: *Manual para la gestión operativa de las áreas protegidas del Ecuador* (Ministerio del Ambiente de Ecuador, 2013) y *Evaluación de efectividad de manejo del patrimonio de áreas naturales* (Ministerio del Ambiente de Ecuador 2014). Hay que destacar también que se consideraron algunos estudios de caso donde se obtuvieron resultados significativos en la aplicación de indicadores de turismo sostenible (OMT, 2018). En concreto, la evaluación de la situación del área de estudio necesitó de una matriz por indicadores que los clasificó en cuatro ámbitos de análisis fundamentados en los programas de manejo ya estandarizados en el país (gestión general del espacio protegido, sostenibilidad ambiental, sostenibilidad sociocultural y sostenibilidad económica), estableciéndose un sistema de indicadores ponderados en tres niveles: alto (A), medio (M) y bajo (B). La propuesta metodológica consideró finalmente seis áreas de gestión de este espacio protegido, que aparecen recogidas en la propia matriz del cuestionario (administración; control y vigilancia; planificación, desarrollo comunitario y educación ambiental; turismo y uso público; y conservación de la biodiversidad).

Por último, se procedió al levantamiento de una cartografía georreferenciada de evolución de usos del suelo mediante SIG, instrumentos GPS, y empleo de imágenes de satélite para el periodo 1998-2018 (Figura 2), con el objeto de identificar las tendencias y dinámicas territoriales recientes de este espacio. Para realizar dicho

análisis multitemporal se emplearon dos imágenes Landsat 5 y 8 con resolución de 30 m, tomadas en agosto de 1998 y septiembre de 2018, respectivamente, para cada zona de estudio en un lapso de 20 años. Dichas imágenes se obtuvieron desde el servidor de la USGS (Centro Geológico de los Estados Unidos) y se sometieron a correcciones radiométricas, geométricas y topográficas.



**Figura 2.** Mapa de cambios de usos del suelo en el humedal de La Segua (1998-2018). Fuente: elaboración propia a través de SIG e imágenes de satélite.

2. En una segunda fase se hizo un análisis externo centrado en el estudio del perfil y de las características de la demanda de visitantes del humedal, a través de encuestas utilizando un cuestionario que incluyó algunas preguntas para conocer su valoración, actitudes, niveles de satisfacción y motivaciones de la visita en relación con este espacio protegido. Este análisis se justifica —de acuerdo con otros estudios similares ya contrastados (Scott *et al.*, 2014)— por la importancia de obtener información de primera mano sobre el comportamiento, percepciones y tendencias de los consumidores que se sienten atraídos por estos destinos turísticos. Mediante dicha encuesta se pudieron detectar también los recursos territoriales turísticos más valorados por estos visitantes y, en principio, con mayores potencialidades turísticas, así como las insuficiencias del territorio en materia de equipamientos, infraestructuras, y sistemas de soporte y apoyo a las actividades turístico-recreativas más demandadas.

Para determinar el tamaño de la muestra se utilizó la metodología propuesta por Alatorre y Pérez (2011), partiendo de la consideración de una población infinita, pues las estadísticas oficiales existentes sobre el número de turistas y excursionistas que visitan el territorio son prácticamente inexistentes; los conteos de visitantes son, a su vez, poco rigurosos en lo subregional y local; y tampoco se tienen estudios previos de carácter científico sobre el volumen aproximado de visitantes.

Finalmente se aplicaron 196 cuestionarios como tamaño de la muestra, con un nivel de confianza del 95 %, un margen de error de +/- 3.85 %, y una varianza del 50 %. Los datos recogidos se organizaron, tabularon y analizaron con el programa *SPSS* versión 21. Para esta encuesta se empleó un cuestionario de 18 preguntas estructuradas, en su mayor parte cerradas, distribuido en diferentes puntos estratégicos de mayor afluencia de visitantes en las áreas de Manta, Canoa y Portoviejo durante los meses de septiembre y octubre de 2018, en función de los resultados del trabajo de campo previo realizado y los contactos con agentes locales para identificar estos puntos de mayor número de visitantes.

3. Con los resultados obtenidos de las fases anteriores se lograron algunas lecciones aprendidas para establecer lineamientos que orienten el manejo adecuado del humedal de La Segua y su conservación; se determinaron acciones y proyectos que puedan servir como herramientas para la sostenibilidad. Se tuvo en cuenta, asimismo, la tesis de la OMT (2018) de que para desarrollar una planificación en áreas sensibles se deben establecer programas y proyectos que integren políticas de gestión local, regional y nacional, además de considerar a los actores locales y emprendedores, así como los factores ambientales, socioculturales y económicos de manera integral. La información resultante de las acciones planteadas se sintetizó en una matriz.

## Resultados

Los resultados del estudio de caracterización socioambiental del humedal de La Segua y su área de influencia socioeconómica se sintetizan en la Tabla 1, donde se indican los aspectos más destacables extraídos de las encuestas a la población local y los visitantes; las entrevistas a agentes cualificados; el trabajo de campo, y la observación de participantes en la zona de estudio.

**Tabla 1.** Aspectos socioambientales principales de La Segua. Fuente: elaboración propia a través de encuestas, trabajo de campo y SIG.

<b>Aspectos territoriales</b>	<b>Características</b>
Socioeconómicos	<p>El 47 % de los habitantes del área de influencia del humedal se dedica a la pesca mediante la técnica del trasmallo (red o cerca de bambú). El 17 % de la población realiza labores agrícolas, siendo las más importantes las relativas a los cultivos de maíz, plátano, tomate, pepino, haba, sandía, pimiento, fréjol (frijol) y melón; mientras que un 20 % desarrolla actividades pecuarias, y otro 20 %, aproximadamente, se dedica a la acuicultura tradicional de camarones o la de más reciente valor comercial de especies exóticas de tilapias</p> <p>El 95 % de los habitantes encuestados indicó que contaba con servicio de energía eléctrica, y un 73 % manifestó que no utilizaba directamente el agua proveniente del humedal en sus actividades diarias,</p>

	<p>pues las comunidades poseen servicio público de abastecimiento de agua potable; al menos el 27 % restante usaba el agua del humedal para el riego de cultivos, atención de la ganadería y la cría de camarones</p> <p>La situación del servicio público de alcantarillado y evacuación de aguas residuales es, en cambio, muy deficitaria, pues tan sólo el 3 % de los hogares cuenta con este servicio de alcantarillado; la mayor parte de la población construye pozos ciegos y letrinas, con los consecuentes problemas de contaminación de acuíferos.</p> <p>Hay 95 % de luz eléctrica en todas sus comunidades.</p> <p>Por último, se cuenta en la zona con un subcentro de salud ubicado en la cabecera parroquial y tres dispensarios del seguro social campesino en las comunidades locales de Bravos Chicos, San Pablo y Barquero</p>
<p>Ambientales y ecológicos</p>	<p>El humedal es de agua dulce y se constituye por un pantano central que casi siempre está anegado, así como por una extensa llanura inundable que se cubre de agua en la estación lluviosa</p> <p>Su suelo es franco arenoso, limoso y/o arcilloso limoso, generalmente profundo, con depósitos fluviales finos de sedimentos recientes.</p> <p>El agua es de mediana calidad, con presencia de coliformes fecales y sólidos suspendidos totales y un bajo porcentaje de oxígeno disuelto</p> <p>Se han identificado en el trabajo de campo hasta 12 especies de peces, dos de camarón de río</p>

	<p>(<i>Machrobrachyum americanum</i> y <i>Macrobrachyun tenellum</i>); tortugas del género <i>Chelydra</i>; y 164 especies de aves, entre las cuales hay 22 especies migratorias y 63 acuáticas</p> <p>La flora se compone de 27 familias y 39 especies de vegetación silvestre, y en la época lluviosa predominan las plantas acuáticas, en especial los lechuguines (<i>Eichornia crassipens</i>). En esta temporada, la ciénaga puede llegar a tener una profundidad promedio de hasta 1.27 metros</p> <p>Los problemas ambientales identificados están relacionados con los procesos de degradación y pérdida acelerada de hábitats por presiones antrópicas; desecación creciente; reducción de espejos de agua; uso inadecuado de los recursos hídricos superficiales por ampliación de los cultivos agrícolas; construcción de infraestructuras diversas, como presas; utilización de sistemas de irrigación inadecuados, e instalación de piscinas para acuicultura</p>
--	---

El área del estudio de caracterización socioambiental comprendió un total de 28 789 118 hectáreas, incluyendo tanto el humedal de La Segua como su entorno ambiental más próximo. Con el análisis SIG y de imágenes de satélite (Figura 1) se pudieron determinar los cambios más significativos en los usos del suelo experimentados en las dos últimas décadas y confirmar los impactos ambientales detectados en el trabajo de campo y referidos en la Tabla 1. En concreto, se pudo determinar una pérdida de un 35.9 % de los cuerpos de agua, un proceso importante de deforestación que ha afectado a un total 3 132.87 hectáreas de

vegetación, lo que supone un porcentaje de pérdida de capa vegetal superior a tasa de deforestación media nacional estimada en un 0.11 %. Estos datos de deforestación pudieran parecer contradictorios con los resultados de los datos obtenidos sobre revegetación de un total de 3 508.73 hectáreas, pero ello tiene su explicación en la verificación de información realizada *in situ*, que registró la sustitución de la cobertura boscosa inicial por plantaciones de palmas inicialmente interpretadas como superficies de revegetación. El dato de inundación obtenido de 379 83 hectáreas representa el incremento de las áreas para uso acuícola (camaroneras) en zonas aledañas al humedal; mientras que la vegetación clara y densa inundable resulta de dos factores ambientales: el primero, de origen natural, derivado del cambio de cursos de cuerpos de aguas (ríos) o el surgimiento de nuevos cuerpos de aguas (ciénagas) como consecuencia de las lluvias, tal como se puede apreciar particularmente en el NE de la zona de estudio; y el segundo, de carácter antrópico, como resultado de la tala de cobertura boscosa para la creación de estanques artificiales para camaroneras, sobre todo en la zona NW del humedal.

Respecto a la percepción, actitudes y opiniones de la población (habitantes y agentes locales) sobre la situación ambiental y turística del territorio del humedal de La Segua, se aplicaron 50 encuestas *in situ*, que, en primer término, arrojaron resultados relativos positivos respecto al conocimiento y nivel de sensibilización ambiental sobre los valores ambientales, económicos y de generación de servicios ecosistémicos a la comunidad local de esta zona de estudio (un 69 % de los encuestados manifestó conocer los valores del humedal; pero un 31 % manifestó no saber sobre las actividades desarrolladas en el entorno del humedal y

sobre sus impactos). En cualquier caso, se desprende la necesidad de fomentar los procesos de comunicación para informar y sensibilizar en mayor grado a la población local sobre la importancia que tiene este recurso territorial tanto en los ámbitos ecológico como económico, así como capacitarla a la hora de gestionar usos del suelo de manera más sostenible.

Los encuestados, en términos generales, son conscientes de las dinámicas más recientes que han ido provocando importantes cambios de usos del suelo en el entorno del humedal, así como de sus consecuencias: aparición de camaroneras; introducción de especies exóticas, como la tilapia (*Oreochromis niloticus*), que ha causado daños severos en especies endémicas como el chame (*Dormitator latifrons*), en la actualidad casi extinto; el inadecuado uso del suelo; la intensificación y malas prácticas de las actividades agrícolas, que cada vez más emplean productos agrotóxicos; y la expansión de las piscinas para la piscicultura.

Respecto a la percepción de la población local sobre la actividad turística y sus potencialidades en la zona, el 77 % de los entrevistados reconoce la importancia del turismo para la diversificación de la economía tradicional del humedal, al mismo tiempo que expresa la necesidad de facilitar iniciativas favorecedoras del desarrollo turístico, como la planta alojativa, y los servicios complementarios de ocio y atención de visitantes tanto nacionales como internacionales. Por el contrario, el 23 % de los encuestados desconocía el significado de la actividad turística y lo que pudiera representar para esta área, y dicho porcentaje manifiesta que la población local necesitaría antes que nada una buena capacitación y formación previas para entender realmente las posibilidades de esta

actividad para el desarrollo socioeconómico del entorno del humedal, y como oportunidad como nuevo yacimiento de empleo e iniciativas de emprendimiento.

El 61.84 % de las personas asentadas en el entorno del humedal está de acuerdo, asimismo, con la promoción en la zona de actividades relacionadas con turismo, pues consideran que este territorio ganaría en visibilidad, notoriedad, atracción de inversiones y en generación de ingresos, parte de los cuales podrían revertir en una mejor conservación y ordenación de los recursos naturales del humedal. Por otra parte, un 32.89 % no está de acuerdo con la irrupción de la actividad turística en la zona, al considerar que los réditos económicos no son redistribuidos de manera equitativa entre la comunidad local, concentrándose en muy pocos agentes u operadores económicos con intereses generalmente foráneos; 5.26 % de encuestados se mantiene neutral, ya que considera que sus ingresos económicos no variarían ni dependerían en ningún caso de la actividad turística como tal.

Una vez hecho el diagnóstico socioambiental del humedal de La Segua, se presentan los resultados relativos a la aplicación de una matriz de indicadores de sostenibilidad respecto a variables como la conservación y gestión ambiental del espacio protegido; la gestión turístico-recreativa del mismo y sus potencialidades turísticas. Éstas se sintetizaron y clasificaron en la Tabla 2, Tabla 3, Tabla 4 y Tabla 5. La matriz se clasificó, en concreto, en cuatro ámbitos de análisis (gestión general del espacio protegido, sostenibilidad ambiental, sostenibilidad sociocultural y sostenibilidad económica), y se estableció un sistema de indicadores ponderados en tres niveles: alto (A), medio (M) y bajo (B).

**Tabla 2.** Indicadores de sostenibilidad en materia de gestión territorial integral del humedal y su entorno (alto, A; medio, M; bajo, B). Fuente: elaboración propia.

Indicadores	A	M	B	Observaciones
Existencia de un plan de manejo del humedal con objetivos de planificación ambiental y turística			X	El plan de manejo que existe es del Ministerio de Ambiente del año de 2015, pero no hay instrumentos sustantivos de desarrollo y aplicación de éste. El municipio de Chone realizó un estudio de los atractivos del humedal, pero sin apenas orientación aplicada. No se cumplen, en definitiva, las previsiones de la planificación general
Existencia en la zona de algún departamento administrativo de gestión turística y ambiental		X		El área protegida, según el reparto de competencias entre Administraciones Públicas de Ecuador, debe ser gestionada por el Gobierno Autónomo Descentralizado (GAD) del cantón Chone-GAD parroquial y el GAD provincial de Manabí
Presupuestos para el manejo del área protegida			X	No existe un presupuesto establecido especialmente para el manejo del área sino solamente algunos recursos de inversión en aspectos de infraestructuras y equipamientos básicos de la población, o bien algunos programas por parte de los GADS cantonales y el GAD provincial
En qué medida se reconocen y se respetan los límites y		X		Los límites son conocidos por parte de la comunidad y gestores locales, y en menor medida sus regulaciones de usos, pero

ordenanzas de la zonificación para el manejo y uso del espacio protegido				lamentablemente no se respetan y se desarrollan numerosas actividades descontroladas que atentan contra la conservación e integridad ambiental del espacio
Existencia de campañas de promoción turística			X	Sólo se desarrollan acciones regionales y locales mediante material publicitario impreso, y algunos programas de promoción por el GAD de Chone
El área cuenta con facilidades y equipamientos para satisfacer y atender la demanda turístico-recreativa		X		Dentro del territorio del área existe un centro de información e interpretación ambiental; una torre de observación de avifauna y paisaje; y un muelle con canoas y chalecos salvavidas. No existen servicios de calidad, en realidad, en las zonas aledañas

**Tabla 3.** Indicadores de sostenibilidad en materia de gestión ambiental y de uso público (alto, A; medio, M; bajo, B). Fuente: elaboración propia.

Indicadores	A	M	B	Observaciones
Existen operaciones de control y vigilancia ambiental			X	La contaminación del humedal derivada de las actividades desarrolladas por los mismos propietarios de tierras de este espacio es la principal problemática ambiental, ya que suelen utilizar sustancias contaminantes para el mantenimiento de sus camaroneras, sin apenas control de la inspección ambiental, que es prácticamente inexistente

Calidad del agua del humedal			X	Mediante una investigación realizada por la carrera ambiental de la ESPAM se ha podido determinar un alto porcentaje de contaminación de sus aguas por la actividad pesquera y otra serie de factores secundarios
En qué nivel se encuentra la conservación del paisaje del destino		X		El entorno del humedal La Segua se encuentra en un término medio de conservación, pues en ciertos casos existe contaminación visual por el crecimiento de camaroneras y actividades agrícolas
Existencia de algún programa de actividades permanentes de educación e información ambiental para las comunidades locales			X	Las acciones de educación e información ambiental no son permanentes y sólo se organizan de manera muy esporádica y puntual, coincidiendo con algunos días conmemorativos (Día Mundial del Medio Ambiente, Día Mundial de los Humedales)
El área protegida dispone de información sistematizada para el manejo del patrimonio natural y cultural			X	No existe un sistema de información sistematizada, pero se pueden encontrar algunos trabajos de investigación de universidades, una guía de información turística y el plan de manejo del área

**Tabla 4.** Indicadores de sostenibilidad sociocultural en el área de influencia del humedal (alto, A; medio, M; bajo, B). Fuente: elaboración propia.

Indicadores	A	M	B	Observaciones
-------------	---	---	---	---------------

Nivel de aceptación y conformidad de los actores locales con respecto a la declaración oficial como área protegida de esta zona		X		El grado de conocimiento sobre la importancia de esta área protegida es de tipo medio, pero existen muchos intereses económicos cortoplacistas que permiten que se desarrollen actividades que van en contra de la conservación y sostenibilidad ambiental del área protegida
Implementación de programas para mejorar el bienestar de la comunidad local			X	El presupuesto público para el manejo de esta área es limitado, casi nulo; las acciones se limitan a la organización de algunas actividades de educación ambiental en las escuelas del entorno
Participación de los actores locales en la toma de decisiones en el manejo del área			X	Prácticamente todo el territorio del humedal se encuentra en terrenos de propiedad privada. Sus propietarios realizan actividades económicas diversas, principalmente pesqueras y agrarias, pero la participación e implicación en cuestiones relativas al manejo y conservación ambiental del humedal es mínimo
En qué nivel se conservan las manifestaciones culturales de la comunidad		X		Las manifestaciones culturales se preservan especialmente en aspectos gastronómicos (plato tradicional chame) y pesca artesanal

**Tabla 5.** Indicadores de sostenibilidad económica en el área de influencia del humedal (alto, A; medio, M; bajo, B). Elaboración propia.

Indicadores	A	M	B	Observaciones
-------------	---	---	---	---------------

<p>Los recursos naturales del territorio generan beneficios económicos directos (ingresos, empleos, turismo) a las comunidades locales</p>		X	<p>Los ingresos por actividades como turismo, recreación, investigación o educación ambiental son muy limitados y de escaso alcance, mientras que sí tienen una incidencia socioeconómica importante la agricultura, la actividad pecuaria y la acuicultura, si bien la óptica productivista a corto plazo de éstas se desentiende de la necesaria sostenibilidad ambiental</p>
<p>En qué medida se benefician los actores locales del turismo y las actividades recreativas que se dan en la zona</p>		X	<p>Una parte importante de la población local parece percibir las potencialidades turístico-recreativas del entorno del humedal, pero lo cierto es que esta actividad tiene aún una mínima participación y aportación en las economías locales y, por tanto, la población no percibe una generación de ingresos procedentes del turismo realmente significativa, sino muy minoritaria</p>

El análisis externo del territorio del territorio del humedal se ha fundamentado en la aplicación de las encuestas para determinar la percepción y el perfil del visitante, además de saber cuáles son las necesidades y expectativas que éste pretende satisfacer en relación con los recursos territoriales y turístico-recreativos del humedal. Como síntesis de los resultados del estudio de la demanda podemos destacar lo siguiente:

1. Más del 50 % de los visitantes son mayores de 35 años, muchos de ellos investigadores, extranjeros, ecologistas y ornitólogos que visitan

el lugar por motivo de estudios e investigación, siguiéndole otro 20 % que corresponde a los estudiantes tanto de escuelas, colegios y universidades de la zona (visitas de educación ambiental). La mayoría son extranjeros y proceden de Europa (40 %); en un segundo lugar, de Estados Unidos (40 %); y un bajo porcentaje son de origen nacional (20 %), lo que evidencia el poco interés de los visitantes locales y nacionales por estos espacios protegidos, y la escasa promoción turística para captar tal demanda por parte de las administraciones competentes.

2. El 46 % de los visitantes tiene formación universitaria, con empleo estable, y con disposición a pagar 86 dólares/día por los productos y servicios turístico-recreativos que puedan planificarse en la zona.

3. La mayoría viaja en familia y con amigos (un 44 %), siendo éste un factor positivo por su mayor nivel de gasto final.

4. El 60 % de los encuestados conoce o ha escuchado hablar del humedal, pero reconoce que existe una deficiente promoción que no permite difundir de modo conveniente sus valores naturalísticos, paisajísticos y turístico-recreativos. La mayoría de los encuestados manifiesta que tuvo acceso a información sobre el humedal a través de las redes sociales, páginas web especializadas y comentarios de amigos y conocidos, pero no por medio de canales de promoción turística.

5. La principal motivación de la visita es conocer y disfrutar de la biodiversidad y los recursos naturales, y a pesar de no existir una oferta de servicios de atención al visitante propiamente dicha, manifiestan tener una buena percepción del espacio protegido.

6. Finalmente, entre las deficiencias que encuentran en el humedal, señalan en particular la práctica inexistencia de productos turísticos

especializados de ecoturismo, turismo ornitológico o de educación ambiental, así como de guías bilingües; la falta de equipamientos e infraestructuras de uso público; y la escasez de servicios turísticos en la zona de influencia del área protegida.

Partiendo de los resultados del diagnóstico socioambiental y de las opiniones y sugerencias de los agentes locales encuestados, y de las realizadas a visitantes, hemos concretado una serie de propuestas de acciones y estrategias de planificación que aborden las problemáticas detectadas en el espacio natural tanto desde el punto de vista ambiental como turístico-recreativo y de desarrollo sostenible. Estas propuestas se reflejan en la matriz de la Tabla 6 y entendemos que deberían ser articuladas en el marco de un plan de acción más integral y de perspectivas más amplias que el actual Plan de Manejo del Humedal, que ni tan siquiera se ha desarrollado hasta el momento a través de acciones sustantivas.

**Tabla 6.** Matriz de acciones y estrategias propuestas turístico-recreativo para el humedal La Segua. Fuente: elaboración propia.

<b>Problemas</b>	<b>Objetivos generales</b>	<b>Proyectos</b>	<b>Estrategias</b>
Falta de personal cualificado en gestión turística y del uso público Deficiencias de gestión pública	Fomento de la actividad turístico-recreativa bajo criterios de sostenibilidad, fomentando la	Herramientas y talleres de involucramiento de principales actores y gestores locales cualificados para	Coordinación interadministrativa entre AAPP ambientales y turísticas, y creación de un organismo consultivo para promover la participación social en la

<p>ambiental y turística</p>	<p>pluriactividad económica y el desarrollo sostenible con base comunitaria, para mejora de la calidad de vida de la población del entorno</p>	<p>compensar déficit de personal técnico</p> <p>La obtención de ingresos por entrada de visitantes debería retornar en la mejora de la logística de gestión ambiental y turístico-recreativa del humedal</p>	<p>gestión pública del espacio</p> <hr/> <p>Identificar proyectos innovadores de carácter mixto (conservación + desarrollo), que enfoquen de manera sostenible la puesta en valor de los recursos territoriales con mayor potencialidad</p> <p>Actualización del Plan de Manejo de 2015 y equiparación con demás áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado, con un sistema de financiación autosuficiente para la gestión integral del humedal. Mejora de los servicios públicos de evacuación y depuración de aguas residuales</p>
<p>Descontrol en las expansiones de terrenos para camaroneras y prácticas agrarias poco</p>	<p>Fomentar estrategias sostenibles que admitan la conservación y el uso racional</p>	<p>Educación ambiental</p>	<p>Capacitación de la población local en prácticas agrarias y pesqueras sostenibles, y proyectos alternativos de producción ecológica</p>

sostenibles e incompatibles con la preservación del espacio natural	de los recursos naturales del humedal y su entorno		Talleres de explotación sostenible de recursos hídricos y ordenanzas de regulación del consumo de agua
			Realizar campañas de sensibilización ambiental con la población, agentes productivos y estudiantes de todos los niveles educativos de la región
		Gestión y ordenación de recursos naturales	Gestión y control de desechos y residuos contaminantes en el humedal. Implantación del servicio de guardaparques y del sistema de inspección y control ambiental
			Integración de las políticas específicas, ambientales y turísticas del espacio natural en las de ordenación territorial y urbanística local y regional
			Delimitación de capacidad de carga turístico-recreativa y registro de visitantes con vista a

			fortalecer la planificación del humedal (desarrollo del Plan de Manejo con un Plan de Ordenación de Recursos Naturales, un Plan Rector de Uso y Gestión con órganos sustantivos de decisión, y un Plan de Desarrollo Sostenible
Infraestructura y equipamientos turísticos insuficientes o deficientes Pérdidas de turistas por escasez de equipamientos y servicios turísticos de acogida. Turismo internacional sólo ligado al turismo científico y educativo. Turismo nacional y de proximidad escaso. Poca generación de ingresos por	Impulsar la economía de las comunidades asentadas en los alrededores de los humedales a través del desarrollo y difusión de productos turístico-recreativos que permitan el aprovechamiento óptimo de los recursos	Fomento de proyectos de turismo comunitario desde iniciativas público-privadas con participación activa de agentes locales. Potenciación de segmentos de demanda de ecoturismo, turismo ornitológico, turismo de educativo-ambiental y agroturismo, mediante técnicas de <i>benchmarking</i>	Planes de capacitación y formación de recursos humanos en gestión turística. Líneas de fomento para creación de productos turísticos demostrativos e innovadores Campañas de promoción turística, sobre todo en <i>marketing</i> digital, para atracción del turismo nacional y de proximidad, y el turismo internacional convencional de turismo de naturaleza. Plan de turismo ornitológico Vertebración del tejido empresarial y de emprendedores a través

turismo, apenas percibidos por la población local		y posible traslación de buenas prácticas de otros espacios protegidos similares	de <i>clusters</i> turísticos público-privados
---	--	---	--

## Discusión

Para la gestión de los flujos turístico-recreativos en los espacios protegidos, su planificación medioambiental y el impulso del desarrollo local, la caracterización socioambiental del territorio y de los visitantes se revela como una necesidad básica. Cuando no cuentan con ésta, como es en el caso del humedal de La Segua aquí estudiado, la planificación turística y medioambiental presenta notables deficiencias, y los recursos patrimoniales y equipamientos de uso público son insuficientes, inadecuados o suelen encontrarse infrautilizados, y con problemas de funcionalidad y sostenibilidad, además de no responder a las expectativas de la demanda de los visitantes. El turismo de naturaleza se puede convertir en una herramienta fundamental para el desarrollo socioeconómico de las poblaciones situadas en el área de influencia de los humedales y aliviar las condiciones de pobreza que suelen sufrir sus poblaciones rurales, pero para ello es necesaria una planificación y una

gestión pública adecuadas desde el punto de vista medioambiental y turístico (Fisher, Maginnis, Jackson, Barrow, & Jeanrenaud, 2005; Van-der-Duim & Henkens, 2007; Vera & Marchena, 2014; Mulero & Rivera, 2018), lo que ciertamente no es fácil de aplicar, sobre todo en territorios como el que aquí estudiamos, donde carecemos de estudios y evaluaciones previas sobre demanda y frecuentación turístico-recreativa; comportamiento de los flujos de visitantes; impactos ambientales, socioeconómicos y culturales previsibles; y niveles de adecuación y funcionalidad de los equipamientos de uso público. Los estudios de caso como el que aquí acometemos se hacen, en este sentido, muy necesarios, teniendo en cuenta la heterogeneidad de situaciones y casuísticas que pueden encontrarse en los humedales de Ecuador (Secretaría de la Convención Ramsar, 2012; Molina, 2012).

Pese a estar incluido el humedal de La Segua en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado y tener aprobado el Plan de Manejo de 2015 como área protegida provincial, lo cierto es que hasta la fecha se han dado pocos avances efectivos y sustantivos en materia de conservación y gestión ambiental y territorial de esta zona, y aun cuando cabe recalcar que forma parte del patrimonio natural del país y ostenta el título internacional de humedal Ramsar, ubicado en el puesto número cinco en la lista nacional de Ecuador (Molina, 2012), los resultados obtenidos de las encuestas, trabajo de campo y observación directa confirman el fuerte déficit existente en materia de gestión y gobernanza ambiental, y mucho más desde el punto de vista turístico-recreativo y de uso público.

Hay que considerar, en este sentido, que la administración y gestión ambiental de este espacio es competencia tanto del Gobierno Provincial de Manabí como del municipio del cantón Chone, pese a lo cual no existe una unidad administrativa especializada para la gestión y el manejo del humedal; además, la coordinación interadministrativa entre ambos organismos, y entre éstos y el Ministerio del Ambiente es muy deficiente y desestructurada. El Plan de Manejo de 2015 sólo aborda una ordenación muy general de los recursos naturales del humedal y su entorno, pero no cuenta con un desarrollo reglamentario para concretar acciones rectoras, de uso público y gestión de los suelos, así como de zonificación operativa. Y es precisamente el manejo de los suelos el que centra la problemática actual del territorio, pues prácticamente toda la zona es de propiedad privada y sufre un nivel relativamente importante de intensificación creciente de actividades productivas primarias (agropecuarias y piscicultura), sin existir ninguna zona de protección y amortiguación de impactos en la zona de influencia perimetral del humedal, así como tampoco, en la práctica, de una declaración con vinculación jurídica suficiente como área protegida de ámbito estatal que pudiera reforzar las condiciones de protección y sostenibilidad ambiental de ese espacio.

El humedal de La Segua, como otros sitios Ramsar de características similares, es una zona geográfica con un gran potencial de diversidad biológica, ideal para investigaciones y actividades de educación ambiental y ecoturismo, en especial en la rama del aviturismo o turismo ornitológico. No obstante, la gestión pública de este espacio protegido se centra básicamente en la vertiente ambiental y de conservación de la naturaleza y, por añadidura, al no estar reconocido dentro del Subsistema de

Patrimonio de Áreas Naturales del Estado, este humedal recibe menos recursos que otros sitios Ramsar del país, y no puede beneficiarse de algunos proyectos coordinados de conservación ambiental y turismo sostenible entre los Ministerios del Ambiente y Turismo (Torres, 2012; Molina, 2012).

Nos encontramos, por tanto, con un espacio protegido que apenas está siendo aprovechado desde el punto de vista turístico-recreativo, a pesar de que el Plan del “Buen Vivir” del gobierno de Ecuador (República del Ecuador, 2017) contempla al ecoturismo como un subsector estratégico de actividad económica para la generación de empleo, y riqueza de manera sostenible y compatible con la conservación de la naturaleza. En realidad, pese a las potencialidades turístico-recreativas que hemos podido identificar en el humedal y su entorno geográfico, su declaración como área protegida no ha sido con la finalidad expresa de estimular estrategias de desarrollo sostenible, entre ellas la actividad turístico-recreativa, sino que ha respondido exclusivamente a su preservación ecológica y paisajística, como se desprende del Plan de Manejo de 2015, y como ha ocurrido en otros humedales de Ecuador e incluso en no pocos países con instrumentos más avanzados de ordenación territorial y fomento económico (Papayannis, 2002; Arias-García & Gómez-Zotano, 2015); todo esto ha provocado que resulte difícil determinar su verdadera concepción como instrumento de ecodesarrollo y revulsivo socioeconómico para las áreas deprimidas de su entorno.

No cabe duda de que la orientación a nivel de gestión de este espacio va en dirección un tanto opuesta a las determinaciones y recomendaciones del propio Convenio Ramsar, que ha supuesto un

importante punto de partida para los numerosos instrumentos, planes y estrategias que en los últimos años han tratado de garantizar la conservación y revalorización de los humedales (Iza, 2004; Serrano, 2012). Por ello, además de identificar, sistematizar y analizar las distintas medidas puestas en marcha hasta la fecha en el humedal, hemos obtenido del trabajo de campo y los contactos con agentes locales, visitantes y expertos una serie de propuestas que puedan mejorar la gestión de esta zona húmeda, una vez que hemos comprobado que las actuaciones derivadas de la planificación ambiental resultan insuficientes y dificultan la gestión integral de este ecosistema, que habría de conexionar y compatibilizar la orientación ambiental con la turístico-recreativa y de desarrollo sostenible.

A pesar de la gran importancia de este sitio Ramsar para el patrimonio natural del país, resulta evidente que la población local, los agentes socioeconómicos, y hasta las instituciones públicas y privadas implicadas no son suficientemente conscientes de la importancia de este lugar como prestador de servicios ecosistémicos de valor, incluidos los turístico-recreativos, que pueden generar nuevas oportunidades de desarrollo complementarios a las actividades primarias tradicionales. Por tanto, las potencialidades turístico-recreativas del humedal sólo pueden desarrollarse mediante un proceso de sensibilización, información y capacitación previas de estos agentes locales, así como con la implementación de un Plan de Ordenación y Gestión que supere la vertiente exclusivamente ambiental del actual Plan de Manejo de 2015, y contenga determinaciones para la ordenación de los recursos territoriales turísticos y su capacidad de carga turístico-recreativa, teniendo en cuenta

la fragilidad medioambiental del humedal y la afluencia futura de visitantes que pueden llegar a este destino en cuanto se pongan en valor equipamientos e infraestructuras de acogida suficientes y adecuados, y se realicen acciones de promoción y comercialización, ahora prácticamente inexistentes.

En los últimos años es verdad que se han habilitado algunos equipamientos de uso público de orientación turística-recreativa y de educación ambiental, destacando la presencia de un centro de visitantes del humedal, en el que tiene su sede la Asociación Ecoturística de Guías Naturalistas del Humedal La Segua (Asohumedal), con una trayectoria de más de una década operando en la zona, junto con la Asociación de Producción Pesquera Artesanal Humedal La Segua (Asoprosegua). Ambas han recibido algún apoyo del Gobierno Provincial de Manabí y cuentan con la colaboración puntual de la Alcaldía de Chone. Pero lo cierto es que la oferta todavía embrionaria de actividades turístico-recreativas en la zona apenas tienen conexión y sinergias favorables con las administraciones ambientales competentes y sus estrategias generales de actuación, y no cuenta, además, con un sistema de apoyo a nivel promocional y de comercialización del Ministerio de Turismo de Ecuador, que sea adecuado para este tipo de espacios protegidos.

Este Ministerio, y otras entidades y ONG nacionales e internacionales han puesto en marcha algunos equipamientos de uso público en el entorno del humedal, pero sin implicación y colaboración interadministrativa del Ministerio de Ambiente de Ecuador, y sin ningún soporte efectivo y estructurado de promoción y comercialización, por lo que las iniciativas siempre han sido un tanto escasas, puntuales y

descoordinadas, sin siquiera evaluación previa de impactos. En el paisaje acuático del humedal, tan sólo desde 2010 se han puesto en marcha algunas iniciativas novedosas en cuanto a equipamientos, pero han resultado ser insuficientes para afianzar este espacio protegido como el principal destino de naturaleza de Manabí, pese a sus potencialidades reales para serlo. Nos referimos, en este sentido, al sendero Los Caimanes, que incluye una pasarela de madera sobre las aguas y una torre que funciona como mirador para disfrutar de uno de los grandes atractivos del lugar: la ornitología y la avifauna (Figura 3). Estos trabajos fueron financiados por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), con la colaboración del municipio de Chone, que aportó maquinaria para rellenar el sendero, así como del Ministerio de Turismo, que construyó el mirador actualmente existente. Existe, asimismo, un muelle con canoas y chalecos salvavidas, donde se organizan algunas actividades; pero la oferta de servicios en las zonas aledañas es muy limitada; se cuenta con pequeños restaurantes y casas de comida, pero sin ningún establecimiento de hospedaje.



**Figura 3.** Humedal La Segua. Fuente: elaboración propia.

Los recursos naturales del entorno del humedal, su rica biodiversidad y los valores singulares del paisaje, así como el atractivo de la observación de aves residentes y migratorias, constituyen una base importante para el desarrollo de actividades turístico-recreativas, al igual que los recursos socioculturales, como la gastronomía tradicional, que tiene aquí al chame, la tilapia y el camarón como sus principales componentes. No obstante, la inexistencia de estrategias creativas a nivel de diseño de productos, promoción y comercialización, y creación de equipamientos y servicios turísticos complementarios está haciendo que la actividad turística apenas genere ingresos y flujos de visitantes

destacables en la zona, y que la propia población local no perciba, al menos a corto plazo, a esta actividad como un instrumento real de desarrollo socioeconómico, a diferencia de otras actividades, como la agricultura, ganadería y acuicultura, pese a los mayores impactos ambientales que éstas generan en el territorio, y sus prácticas tradicionales de escasos niveles de sostenibilidad (Mulero & Rivera, 2018).

Las iniciativas turístico-recreativas y de desarrollo sostenible en espacios naturales como éste, tal como aconsejan diversos organismos internacionales y ONG experimentados en estudios de caso (Font, Cochrane, & Tapper, 2004; OMT, 2004; Van-der-Duim & Henkens, 2007), han de emplear técnicas de participación público-privada y herramientas de planificación —ahora inexistentes en la gestión del humedal— que lidien con posibles conflictos de intereses entre propietarios privados y otros agentes de actividades económicas, y los involucren en el desarrollo de proyectos de turismo sostenible y comunitario. El análisis de dichas técnicas y herramientas va más allá del alcance de esta publicación, como podrá entenderse, pero podemos afirmar que la clave para planificar, acertada y eficazmente, el desarrollo turístico sostenible en los humedales es integrando aspectos técnicos en el proceso de planificación (p. ej., la administración de recursos y visitantes; la ordenación de recursos naturales; y el desarrollo y la comercialización de productos) con la participación pública de todos los grupos interesados.

En consecuencia, si los procesos que tienen múltiples actores y grupos de interés como los que hemos observado en La Segua buscan ser

equilibrados, legítimos y abiertos deben satisfacer por lo menos algunos de los siguientes criterios (Steck, 1999; SNV, 2001):

1. Los diferentes actores deben involucrarse desde el inicio, aceptar el proceso y su propósito, y “apropiarse” del proceso de desarrollo turístico sostenible.

2. Todos los grupos interesados deben estar representados y se debe exigir participación activa a los representantes de cada organización o grupo (hemos propuesto una Junta o Consejo Rector del espacio protegido a nivel consultivo de las administraciones gestoras).

3. Todos los actores y grupos interesados deben tener igual acceso a la información, los recursos y la experiencia.

4. La forma en que se toman las decisiones y el grado de influencia que tendrán los participantes debe ser clara y transparente.

## Conclusiones

La caracterización socioambiental del entorno del humedal de La Segua nos ha permitido identificar diversos problemas ambientales, como la degradación y pérdida acelerada de hábitats por presiones antrópicas; la tendencia a la desecación y reducción de espejos de agua; el uso inadecuado de los recursos hídricos superficiales por ampliación de la

frontera agrícola; la construcción de infraestructuras carentes en todos los casos de evaluación previa de impacto ambiental; y la introducción de especies exóticas, con los consecuentes daños generados en especies endémicas, entre otras cuestiones.

La sobrepoblación de piscinas acuícolas para el cultivo de camarón, y las grandes áreas para la ganadería y diversos monocultivos agrícolas saltan a la vista, sin que las autoridades locales, provinciales o estatales planteen estrategias de planificación territorial para una gestión integral adecuada de este espacio de suma fragilidad ambiental; a esto se suma el relativo desinterés de los actores locales por su implantación, en la medida en que puedan limitar o condicionar sus aprovechamientos económicos tradicionales, además de por la mínima participación que se les permite en las acciones desarrolladas por las administraciones públicas.

Por otra parte, con esta caracterización socioambiental y el perfil de visitantes analizado, se puede comprender la compleja relación entre el manejo ambiental del humedal, la reducción de la pobreza en el entorno rural y el desarrollo de las potencialidades que tiene la zona para el turismo sostenible. Es evidente que deben mirarse con cautela las oportunidades de desarrollar el turismo, pero éste tiene notables posibilidades si las organizaciones y autoridades implicadas en el humedal son capaces de instrumentar y consensuar con la población local planes de gestión realistas que reconozcan dicho potencial, aunque sin sobreestimar sus beneficios socioeconómicos, ni subestimar sus costes ambientales y socioculturales.

La aproximación que se realiza en este trabajo a la caracterización de este espacio natural protegido intenta orientar por ello sus políticas territoriales y sectoriales con incidencia en el turismo de naturaleza, y su necesaria compatibilización con la conservación del patrimonio natural que le sirve de soporte y cualificación. Esto, si cabe, es especialmente importante en un espacio protegido, en el que la principal motivación de los visitantes está relacionada con el disfrute de la biodiversidad, el paisaje y los recursos naturales de la zona. La percepción de estos visitantes sobre los valores y atractivos del humedal es positiva en términos generales, pero no se ve compensada de manera suficiente como para alcanzar importantes niveles de satisfacción y una estancia media de más de un día, ya que no existe una oferta de servicios turísticos y de ocio suficiente y mínimamente estructurada. De hecho, entre las necesidades manifestadas por los visitantes, se subraya la existencia de productos turísticos especializados, guías bilingües, y mejoras sustanciales en la infraestructura de soporte y los servicios turísticos de alojamiento y restauración de cierta calidad. El predominio de visitantes de proximidad y excursionistas en la zona, y la escasa presencia del turismo internacional genérico habla por sí solo de un desarrollo turístico-recreativo muy embrionario y deficiente; de escasa repercusión socioeconómica en las comunidades locales aledañas. Así una parte importante de la población local no percibe la actividad turística como un motor de desarrollo significativo al menos a corto y mediano plazos.

Este estudio ha intentado obtener algunas lecciones aprendidas que sirvan de orientación para la puesta en marcha de futuros proyectos ecoturísticos en la zona, y algunas otras actividades turístico-recreativas

que permitan obtener ingresos complementarios a los de las actividades agrarias y pesqueras tradicionales, asumiendo que este tipo de actividades blandas en la naturaleza relacionadas con el turismo pueden compatibilizarse con la conservación y protección ambiental del humedal y la biodiversidad de su entorno, así como con la propia sustentabilidad de la región y sus comunidades locales (turismo científico, educación ambiental, investigación, emprendimientos de ecoturismo y turismo comunitario). Pero para ello debe existir en este espacio protegido una estrategia turística bien definida, que ha de partir de la capacitación y formación profesional de los agentes locales en el diseño, la creación, promoción y la comercialización de productos turístico-recreativos que, a su vez, sigan criterios de sostenibilidad ambiental de acuerdo con las directrices del Plan de Manejo del Humedal de 2015 que, en cualquier caso, habría de desarrollarse y concretarse en unas ordenanzas reguladoras y zonificadas más sustantivas, y en un Plan Rector de Uso y Gestión Integral de dicha área protegida.

En definitiva, entendemos que es necesario revisar el papel que han de desempeñar las administraciones competentes en estos espacios protegidos; pero, al mismo tiempo, de importantes potencialidades turístico-recreativas como este humedal de La Segua. Hemos visto cómo las carencias son aún considerables en la articulación de iniciativas de gestión y planificación; la falta de criterios adecuados para la ordenación de los usos y aprovechamientos del suelo; y la necesaria renovación, reconceptualización y adaptación de la estrategia turística nacional sobre desarrollo turístico a la casuística específica de estos humedales. No se ha de olvidar, en este sentido, que el turismo es una actividad muy

transversal que, de manera especial en este caso de estudio, ha de desarrollarse en un ámbito protegido de gran fragilidad ambiental, por lo que se requiere de una coordinación eficaz entre las diferentes administraciones implicadas, y entre éstas y todos los agentes y la población local intervinientes en el desarrollo turístico (Mulero & Rivera, 2018).

Para plantear, en fin, acciones que fundamenten el desarrollo turístico de La Segua han de considerarse los resultados y lecciones aprendidas de otros casos donde se han aplicado algunas buenas prácticas y que resulten compatibles con el establecimiento de proyectos de turismo comunitario en el marco de una gestión sostenible e integral de este espacio (Idelhadj, Rivera-Mateos, & Rodríguez-García, 2012), buscando algunas soluciones para las principales necesidades de la población, con la prestación de servicios de calidad para los visitantes, y el aprovechamiento racional y ordenado de los recursos naturales y culturales del territorio. La propuesta final expresada en este trabajo se ha estructurado por último en cuatro proyectos y 11 estrategias, que buscan una ordenación territorial integral de este espacio protegido, su lanzamiento como destino de turismo comunitario de naturaleza y el fortalecimiento de la gestión pública ambiental y turística, creando mecanismos de vinculación y participación con los actores locales.

## Referencias

Alatorre, A., & Pérez, M. (2011). Procedimiento para medir la demanda turística en un destino. *Revista de Investigación en Turismo y Desarrollo Local TURyDES*, 4(11), 1-25.

- Arias-García, J., & Gómez-Zotano, J. (2015). La planificación y gestión de los humedales de Andalucía en el marco del Convenio Ramsar. *Investigaciones Geográficas*, 63, 117-129.
- Cardozo, P., Fernández, D., Soares, J., & Holm, C. (2016). Cooperación y participación en el proceso de planificación y desarrollo turístico. *Estudios y Perspectivas en Turismo*, (25), 88-109.
- Carmona-Díaz, G., Morales-Mávil, J. E., & Rodríguez-Luna, E. (2004). Plan de manejo para el manglar de Sontecomapan, Catemaco, Veracruz, México: una estrategia para la conservación de sus recursos naturales. *Madera y Bosques*, 10(2), 5-23.
- Chávez, G. (2007). Percepción del ecosistema por la comunidad de San Crisanto en Yucatán de acuerdo con su actividad. *Cuicuilco*, 12(39), 99-114.
- Doumet, N. Y., Rivera, M., & García, N. (2018). Biocorredores como herramientas para el manejo sostenible de los humedales: el caso La Segua y refugio de vida silvestre Isla Corazón-Fragatas. En: *Bosques, Recursos Naturales y Turismo Sostenible* (pp. 30-52). Manabí, Ecuador: Centro de Investigación y Desarrollo (CIDE).
- Fernández, Y. (2008). ¿Por qué estudiar las percepciones ambientales? Una revisión de la literatura mexicana con énfasis en áreas naturales protegidas. *Espiral. Estudios sobre Estado y Sociedad*, 15(43), 179-202.
- Fernández, R., Porter-Bolland, L., & Sureda, J. (2010). Percepciones y conocimientos ambientales de la población infantil y juvenil de una

- comunidad rural de Veracruz, México. *Revista de Educación y Desarrollo*, (12), 35-43.
- Fisher, R. J., Maginnis, S., Jackson, W. J., Barrow, E., & Jeanrenaud, S. (2005), *Poverty and conservation: Landscapes, People and Power*. Gland, Suiza: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).
- Font, X., Cochrane, J., & Tapper, R. (2004). *Tourism for protected area financing: Understanding tourism evenues for effective management plans*. Leeds, UK: Universidad Metropolitana de Leeds.
- Holladay, P. J., & Powell, R. B. (2013). Resident perceptions of social-ecological resilience. *Journal of Sustainable Tourism*, 21(8), 1188-1211.
- Idelhadj, A., Rivera-Mateos, M., & Rodríguez-García, L. (2012). Turismo responsable, espacios rurales y naturales y cooperación para el desarrollo: a propósito de la "Declaración de Tetuán" (Marruecos). *Pasos: Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, 10(5), 651-664.
- Iza, A. (2004). Developments under the Ramsar Convention: Allocation of water for river and Wetlands Ecosystems, *Review of European Community & International Environmental Law*, 13(1), 40-46.
- Jiménez, C., & Castillo, M. (2014). Sosteniendo al turismo o turismo sostenible. *Estudios y Perspectivas en Turismo*, 23(2), 376-395.
- Konu, H., & Kajala, L. (2012). *Segmenting protected area visitors based on their motivations. Nature Protection Publications by Mets€ahallitus. Series A 194*. Vantaa, Finland: Mets€ahallitus.

Recuperado de

<https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Asarja/a194.pdf>

Malek, M. J., & Powell, R. B. (2017). Ecotourism resilience to climate change in Dana Biosphere Reserve, Jordan. *Journal of Sustainable Tourism*. DOI: 10.1080/09669582.2017.1360893

Manson, R. H., & Moreno-Casasola, P. (2007). Los servicios ambientales que proporciona la zona costera. En: Moreno-Casasola, P., Peresbarbosa, E., & Travieso-Bello, E. C. (eds.). *Estrategias para el manejo costera integral: el enfoque municipal* (pp. 319-348). Veracruz, México: Instituto de Ecología (INECOL)-Gobierno del Estado de Veracruz.

Marín-Muñiz, J. L., Hernández-Alarcón, M. E., Rivera, S. E., & Moreno-Casasola, P. (2016). Percepciones sobre servicios ambientales y pérdida de humedales arbóreos en la comunidad de Monte Gordo, Veracruz. *Madera y Bosques*, 22(1), 53-69.

Martínez, J. (2013). La sostenibilidad en el sector turístico: del marco ambiental global al marco económico-social local. *DELOS: Desarrollo Local Sostenible*, 6(17). Recuperado de <http://www.eumed.net/rev/delos/17/sostenibilidad-sector-turistico.html>

Martínez, R., Huber, E., Arredondo, J., Costero, M., & Peña, F. (2012). Análisis del concepto de sostenibilidad en la legislación mexicana usando el paradigma de desarrollo. *Revista Interciencia*, 37(2), 107-108.

- Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2014). *Evaluación de efectividad de manejo del patrimonio de áreas naturales*. Quito, Ecuador: Gobierno de Ecuador.
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2013). *Manual para la gestión operativa de las áreas protegidas de Ecuador*. Quito, Ecuador: Gobierno de Ecuador.
- Molina, E. (2012). Estudio comparativo de los sitios Ramsar en el Ecuador como oferta turística del patrimonio natural del Ecuador. *RICIT*, (3), 45-81.
- Moreno-Casasola, P., Salinas, G., Amador, L., Juárez, L., Cruz, H. C., Travieso-Bello, A. H., Ruelas, L., Moroy, R., Infante, D., López-Rosas, H., Peralta, K., Paradowsca, A., & Valencia, J. (2006). El proyecto comunitario de conservación, poblamiento y territorio. En: Moreno-Casasola, P. (ed.). *Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha* (pp. 493-536). Xalapa, México: Instituto de Ecología, A.C.
- Mulero, A., & Rivera, M. (2018). Turismo de naturaleza y espacios naturales protegidos en España. *Abaco: Revista de cultura y ciencias sociales*, (98) (ejemplar dedicado a: El turismo. Desarrollo, transformación y controversia de un fenómeno social), 84-96.
- Nunes-da-Cunha, C., Fernández, M<sup>a</sup>. T., & Junk, W. (2014). *Classificação e delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras*. Culabá, Brasil: Federal University of Mato Grosso (UFMT).
- OMT, Organización Mundial del Turismo. (2018). *El turismo y los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Buenas prácticas en las Américas*. Madrid,

España: Organización Mundial del Turismo y Organización de los Estados Americanos.

OMT, Organización Mundial del Turismo. (2004). *Tourism and Poverty Alleviation. Recommendations for Action*. Madrid, España: Organización Mundial del Turismo.

Orgaz-Agüera, F. (2014). *El Ecoturismo en los humedales: análisis de las potencialidades de República Dominicana*. Rosa dos Ventos Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=473547039002>

Papayannis, T. (2002). *Regional action for wetlands: the Mediterranean experience 1991-2002*. Le Sambuc, France: A MedWet / Tour du Valat Publication.

Puhakka, K., Pitkänen, R., & Pirkko, S. (2016). The health and well-being impacts of protected areas in Finland. *Journal of Sustainable Tourism*. DOI:10.1080/09669582.2016.1243696.

República del Ecuador. (2017). *Plan Nacional del Buen Vivir, 2017-2021*. Quito, Ecuador: Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo, Gobierno del Ecuador.

Sánchez-Carrillo, M., Álvarez-Cobelas, S., Cirujano, M., Carrasco-Redondo, A., & Díaz-Cambronero, L. (2015). *La investigación y seguimiento ecológico a largo plazo (LTER)*. Madrid, España: Revista Ecosistemas.

Scott, A., Cohen, G., Prayag, M., & Moital, M. (2014). Consumer behavior in tourism: Concepts, influences and opportunities. *Current Issues*

*in Tourism*, 17(10), 872-909. DOI:  
10.1080/13683500.2013.850064

Secretaría de la Convención Ramsar. (2016). *An Introduction to the Convention on Wetlands*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.

Secretaría de la Convención Ramsar. (2012). Definición de "humedales" y Sistema de Clasificación de Tipos de Humedales de la Convención Ramsar. Recuperado de [http://archive.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-guidelines-classification-system/main/ramsar/1-31-105%5E21235\\_4000\\_2](http://archive.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-guidelines-classification-system/main/ramsar/1-31-105%5E21235_4000_2).

Serrano, D. (2012). Humedales Ramsar en España. Reflexiones a propósito de su trigésimo aniversario. *Investigaciones Geográficas*, 57, 129-148.

Shone, M. C., Simmons, D. G., & Dalziel, P. (2016). Evolving roles for local government in tourism development: A political economy perspective, *Journal of Sustainable Tourism*. DOI: 10.1080/09669582.2016.1184672

Steck, B. (1999). *Sustainable tourism as a development option, practical guide for local planners and decision makers*. Eschborn, Germany: GTZ.

SNV, Organización de Desarrollo de los Países Bajos. (2001). *SNV and sustainable tourism. Background paper*. La Haya, Países Bajos: Organización de Desarrollo de los Países Bajos SNV. Recuperado de <http://www.snvworld.org/cds/rgTUR/>

- Torres, M. (2012). *Sitios Ramsar en Ecuador*. Quito, Ecuador: Departamento de Biodiversidad, Ministerio del Ambiente.
- Toselli, C., & Mazza, C. (2014). Planes estratégicos de turismo para el desarrollo local. Una propuesta de análisis a partir del método de los "interrogantes fundamentales". *Revista Investigaciones Turísticas*, (9), 46, ss.
- Van-der-Duim, R., & Henkens, R. (2007). *Humedales, reducción de la pobreza y desarrollo del turismo sostenible: oportunidades y limitaciones*. Wageningen, Países Bajos: Wetlands International.
- Varisco, C. A. (2016). Turismo Rural: Propuesta Metodológica para un Enfoque Sistémico. *Pasos. Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, 14(1), 153-167.
- Vera, J., & Marchena, M. (2014). Turismo y desarrollo: un planteamiento actual. *Cuadernos de Turismo*, (3), 53-98.
- Vera-Rebollo, J. F., & Díez-Santo, D. (2016). Espacios y destinos turísticos. *Canelobre: Revista del Instituto Alicantino de Cultura "Juan Gil-Albert"*, 66 (ejemplar dedicado a: El turismo en Alicante y la Costa Blanca), 84-97.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-07

Artículos

## **Modelación de desnitrificación usando sustratos sólidos orgánicos naturales como fuentes de carbono**

### **Denitrification modeling using natural organic solid substrates as carbon sources**

Euclides Manuel Deago-De-León<sup>1</sup> ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6440-1204>

<sup>1</sup>Grupo de Nitrato, Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, Panamá, euclides.deago@utp.ac.pa

Autor para correspondencia: Euclides Deago, euclides.deago@utp.ac.pa

#### **Resumen**

En los últimos años se han estudiado sustratos sólidos orgánicos naturales (SSON) como fuentes de carbono económicas y seguras para su uso en la desnitrificación del agua. Aunque los resultados de desnitrificación con SSON han sido satisfactorios, aún es limitada la información de los procesos que intervienen en la interfaz SSON-biopelícula. Con el objetivo de comprender dichos procesos, desarrollamos un modelo matemático unidimensional de desnitrificación en contragradiante, con el cual

evaluamos el comportamiento de la biopelícula adherida al SSON y su efecto en la liberación del carbono; transporte y consumo de carbono; transporte y consumo de nitrato. Para tal fin, se usó *Saccharum spontaneum L.* como SSON de referencia, de la cual se tienen parámetros biocinéticos y de hidrólisis generados en estudios previos de desnitrificación. En este artículo se presentan los resultados de la modelación matemática de desnitrificación con SSON como fuentes de carbono, lo cual se simuló con el programa *AQUASIM*. Los supuestos y simplificaciones definidas permitieron predecir teóricamente la desnitrificación en reactores batch y completamente mezclado con flujo. Las mejores simulaciones del estudio se obtuvieron en condiciones con desprendimiento de biopelícula, donde la desnitrificación fue superior al 80 %. Los parámetros más significativos de esta modelación matemática fueron el rendimiento neto de bacterias ( $Y_h$ ) y la hidrólisis ( $k_h$ ). Estos hallazgos demuestran la importancia de plantear modelos conceptuales y matemáticos de desnitrificación usando SSON. Este estudio sería una primera aproximación de un modelo matemático de desnitrificación en contragradiante usando a los SSON como fuente de carbono y portador de biopelícula.

**Palabras clave:** modelación matemática, desnitrificación, biopelícula, contragradiante, sustrato sólido orgánico natural.

## Abstract

In recent years, Natural Organic Solid Substrates (NOSS) have been studied as economical and safe carbon sources for use in water denitrification. Although the denitrification results with NOSS have been

satisfactory, the information of the processes involved in the NOSS-biofilm interface is still limited. In order to understand these processes, we developed a one-dimensional mathematical model of counter-gradient denitrification, with which we evaluated: the behavior of the biofilm adhered to NOSS and its effect on carbon release; transport and consumption of carbon; and transport and consumption of nitrate. For this purpose, *Saccharum spontaneum L.* was used as a reference NOSS, of which biocinetic and hydrolysis parameters were generated in previous denitrification studies. This paper presents the results of the mathematical modeling of denitrification, with NOSS as carbon sources, which was simulated with the AQUASIM program. The assumptions and simplifications defined allowed the theoretical prediction of denitrification in batch reactors and completely mixed with flow. The best simulations of the study were obtained under biofilm detachment conditions, where denitrification was greater than 80 %. The most significant parameters of this mathematical modeling were the net yield of bacteria ( $Y_h$ ) and hydrolysis ( $k_h$ ). These findings demonstrate the importance of posing conceptual and mathematical models of denitrification using NOSS. This study would be a first approximation of a mathematical model of counter-gradient denitrification, using NOSS as a carbon source and biofilm carrier.

**Keywords:** Mathematical modeling, denitrification, biofilm, counter-gradient, natural organic solid substrates.

Recibido: 20/12/2019

Aceptado: 05/07/2020

## Introducción

En los últimos años, la modelación matemática ha tomado relevancia en el estudio de procesos biológicos para el tratamiento de agua, en donde se usan bacterias en suspensión o en crecimiento adherido (biopelícula). Para sistemas en suspensión, la modelación matemática juega un papel importante, ya que permite diagnosticar problemas y optimizar procesos (Shi, Long, Meng y Raajeevan, 2008). En cuanto a sistemas que usan bacterias con crecimiento adherido, la modelación matemática igualmente resulta fundamental, pues permite integrar componentes y procesos que ocurren en este microsistema, permitiendo entender su comportamiento (Wanner *et al.*, 2006).

Uno de los procesos que ha sido modelado matemáticamente es la desnitrificación biológica, donde se han estudiado tanto sistemas en suspensión de aguas residuales como en aguas subterráneas (Calderer, Jubany, Perez, Marti y De Pablo, 2010; Henze, Gujer, Mino y van Loosdrecht, 2000; Shi *et al.*, 2008); de igual forma, se han estudiado sistemas desnitrificantes de crecimiento adherido usando reactores de membranas (Matsumoto, Terada y Tsuneda, 2007), y en reactores fluidizados y biofiltros (Horn y Telgmann, 2000; Lin, 2008). El factor común en cada condición de tratamiento (en suspensión o adherido) es

la dosificación de carbono orgánico, que además se usará como fuente de energía (Mateju, Cizinska, Krejci y Janoch, 1992). Los carbonos orgánicos comunes usados en el estudio de desnitrificación son glucosa, etanol y metanol (Horn y Telgmann, 2000; Lin, 2008; USEPA, 1993; Mateju *et al.*, 1992); esta dosificación constante de carbono simplifica las condiciones iniciales y de borde al momento de hacer un planteamiento matemático.

Aunque la condición de dosificación constante de carbono simplifica la modelación matemática de los procesos de desnitrificación, los costos asociados con la operación de sistemas desnitrificantes han generado una incursión en estudios de fuentes alternas más económicas. Esto confirma lo expuesto por Garzón-Zúñiga (2005), quien señala la necesidad de investigar más sobre mecanismos no convencionales para el tratamiento del nitrato. En este sentido, los sustratos sólidos orgánicos naturales (SSON) se han convertido en fuentes alternativas de carbono para la desnitrificación debido a ciertas características que podrían ser aprovechados. Boley, Muller y Haider (2000) señalan que una de las ventajas de contar con un sustrato sólido biodegradable, de donde las bacterias obtengan su fuente de carbono y energía, es que se elimina la necesidad de dosificar carbono soluble, y además funcionan como un portador o soporte para las bacterias formadoras de biopelícula. Esto se ha demostrado en estudios de rendimientos (Tabla 1).

**Tabla 1.** Comparación de costos y rendimientos de sustratos convencionales y sustratos sólidos orgánicos naturales.

Sustrato	Costo de	Costo por kg nitrato	Consumo de sustrato	Tasa de desnitrificación (kg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup> día)	Referencias

	<b>sustrato (\$/kg)</b>	<b>removido (\$/kg N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>	<b>(kg/kg N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>		
Metanol	1.13	2.26 – 4.52	2.08 – 3.98	3.48	Boley, Muller y Haider (2000)
Etanol	1.36	2.71	2.0	1.29-1.59	
Algodón	0.53	1.48	2.8	2.8	Soares <i>et al.</i> (2000); Volokita <i>et al.</i> (1996a)
<i>Gracilaria verrucosa</i>	1.13	1.05 – 1.62	0.93-1.43	0.27	Ovez, Mergaert y Saglam (2006a)

Adicional a estudios de SSON como los presentados en la Tabla 1, experimentalmente es mucho lo que se ha continuado investigando sobre el uso de SSON. Entre los trabajos con SSON realizados están los siguientes: algodón (Della-Rocca, Belgiorno, y Meric, 2007; Della-Rocca, Belgiorno, y Meric, 2005; Soares y Abeliovich, 1998); aserrín (Healy, Rodgers, y Mulqueen, 2006; Schipper & Vojvodic-Vukovic, 2000); virutas y cortezas de árboles (Aslan y Turkman, 2003; Gibert, Pomierny, Rowe, y Kalin, 2008; Saliling, Westerman, & Losordo, 2007); paja de trigo (Aslan & Turkman, 2003; Aslan y Turkman, 2004; Aslan y Turkman, 2005); algas marinas (Ovez, Ozgen, & Yuksel, 2006b); y gramíneas (Deago y Pizarro, 2013; Deago y Pizarro, 2015). Con estas investigaciones se demuestra que es posible remover nitrato, usando SSON como fuente de carbono tanto para aguas residuales como para agua potable.

Se ha comprobado experimentalmente que la liberación de carbono orgánico en ensayos de desnitrificación usando SSON ocurre en una serie de procesos secuenciales iniciando por la lixiviación; luego, la colonización

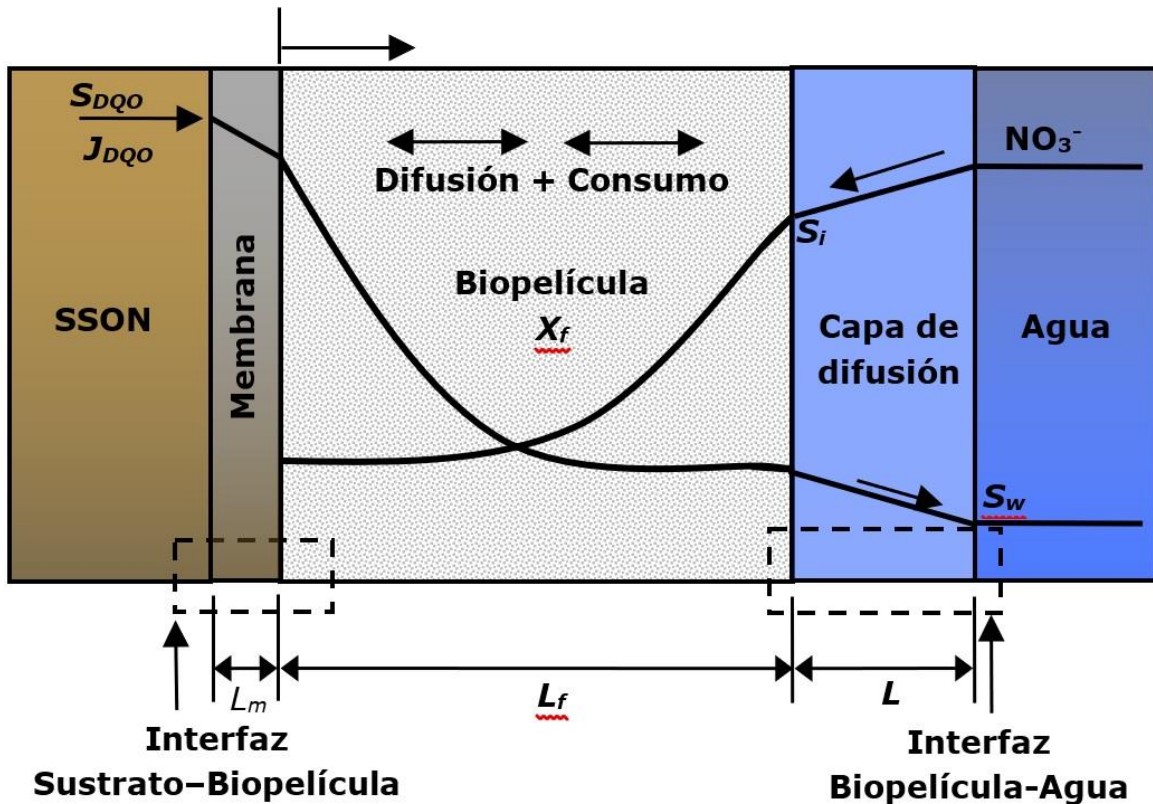
del SSON por las bacterias que forman la biopelícula; después se da el proceso de hidrólisis enzimática por un consorcio especializado de bacterias que degradan el carbono biodisponible; por último se presenta la desnitrificación biológica (Deago y Pizarro, 2015). En estas condiciones, la hidrólisis es el factor limitante en la biodegradación de SSON (Angelidaki y Sanders, 2004). Sin embargo, la modelación matemática de desnitrificación usando SSON es una tarea pendiente necesaria para entender mejor cómo ocurren los procesos de liberación de carbono, la reducción de nitrato y la evolución de las bacterias de crecimiento adherido alrededor de estos materiales.

Por lo tanto, para este trabajo se usó la *Saccharum spontaneum L.* (paja canalera) como SSON de referencia, la cual fungió como portador o soporte para el crecimiento adherido de bacterias (biopelícula) y como la única fuente de carbono. Los datos de la *Saccharum spontaneum L.* se obtuvieron del trabajo de Deago y Pizarro (2013). El objetivo de la investigación fue evaluar la desnitrificación a través de un planteamiento matemático de sistemas de crecimiento adherido con un comportamiento en contragradiente del sustrato orgánico (donante de electrones) y del nitrato (aceptor de electrones). Para ello, la simulación del planteamiento matemático se realizó con el *software* libre *AQUASIM*.

## Materiales y métodos

## Desarrollo del modelo matemático

La representación conceptual de la desnitrificación usando sustratos sólidos orgánicos naturales (SSON) está basada en resultados obtenidos de estudios en reactores batch (Deago y Pizarro, 2013; Deago y Pizarro, 2015) (Figura 1). Para este modelo conceptual de desnitrificación se han identificado los siguientes componentes: a) SSON que actúa como portador o soporte de la biopelícula y, a su vez, la fuente de carbono orgánico; b) membrana permeable hipotética ubicada entre el SSON y la biopelícula, para representar el flujo de carbono ( $J_{DQO}$ ); c) la biopelícula que crece alrededor del SSON; d) una capa difusa de agua entre biopelícula y la masa de agua; y e) la masa de agua (Figura 1).



**Figura 1.** Esquema a nivel micro de transferencia y consumo de donante y aceptor de electrones en la interfaz SSON-biopelícula-agua; donde  $X_f$  es la densidad de la biopelícula activa;  $L_f$ , el espesor de biopelícula;  $L_m$ , espesor de membrana hipotética;  $L$ , es espesor de capa difusa;  $S_{DQO}$  es concentración de carbono en SSON medido como DQO.

La desnitrificación del agua usando SSON básicamente es un proceso de biodegradación donde se usa al nitrato como el aceptor de electrones. Angelidaki y Sanders (2004) mencionan que la biodegradación está en función de la disponibilidad del aceptor de electrones y que la liberación de energía de las reacciones redox es usada para el crecimiento de las poblaciones microbianas. Este tipo de procesos de desnitrificación

se presentan en sistemas naturales como humedales, donde la biodegradación de materiales detríticos ocurre bajo el agua (Reddy y DeLaune, 2008).

Para el desarrollo del modelo matemático se consideraron tres aspectos: compartimientos (descritos previamente), componentes (particulado y disuelto) y procesos (transformación y transporte) (Wanner *et al.*, 2006). Los componentes se dividieron en solubles y particulados. Los compuestos solubles están representados por el aceptor de electrones ( $\text{NO}_3^-$ ) y donante de electrones, que es el carbono orgánico liberado desde el SSON (representado como DQO). En tanto, el componente particulado corresponde a la biomasa (biopelícula). Finalmente, los procesos del sistema se definen así: consumo de donante y aceptor de electrones; crecimiento y decaimiento de bacterias; transporte (difusión); e hidrólisis de carbono estructural desde los SSON.

Para el desarrollo matemático de la desnitrificación se plantearon una serie de supuestos y consideraciones para los compartimientos, procesos, componentes y condiciones de operación, que a continuación se detallan.

## Compartimientos

Se establece que el SSON es uniforme en su estructura, o sea que se considera homogéneo. La biopelícula cubrirá totalmente el SSON de forma

uniforme y tendrá un espesor constante (modelo 1D) en estado estacionario. Rittmann *et al.* (2018) señalan que una buena aproximación para modelos de biopelícula es que se plantee unidimensional (1D). Esta biopelícula se considerará profunda, dado que es un sistema en ausencia de oxígeno y tendrá un comportamiento similar a la oxidación de carbón en el fondo de un filtro por goteo, cuyo espesor de biopelícula está en el rango de 100  $\mu\text{m}$  (Rittmann y McCarty, 2001; Rittmann *et al.*, 2018). Para representar el aporte de carbono orgánico desde el SSON, el cual será representado por la DQO, se asumió que la conexión con la biopelícula sería una membrana, en donde el movimiento del sustrato se basará en la primera Ley de Fick.

## Procesos

A lo interno de la biopelícula se consideró la transformación tanto del donante de electrones (DQO) como aceptor de electrones ( $\text{NO}_3^-$ ) y el movimiento por difusión en contragradiante de ambos compuestos. La transformación de los donantes y aceptores de electrones se definió como doble Monod, porque ambos sustratos pueden ser factores limitantes del sistema (USEPA, 1993). Esta cinética de Monod capta el efecto de concentraciones de sustrato en el comportamiento de las tasas de síntesis de las bacterias (Wanner *et al.*, 2006).

El transporte a lo interno de la biopelícula fue considerado por difusión en contragradiante y en dirección normal al plano de la biopelícula, en donde la DQO tiene la dirección desde el SSON hacia la biopelícula y el nitrato se mueve desde la masa de agua hacia la biopelícula (Figura 1). Se asume que estas condiciones de transformación y transporte ocurren en condiciones similares a un reactor de biopelícula por membrana. Según Nerenberg (2016), este tipo de sistema en contragradiante es muy favorable, pues permite que los procesos ocurran en la parte central de la biopelícula.

## Componentes

Se asumió que la biopelícula tendría una densidad constante. Esta asunción es consecuente con lo reportado de sistemas en contragradiante de rectores de membrada, donde se desarrolla una única estructura microbiana (Nerenberg, 2016). El carbono liberado (DQO) desde el SSON será representado por el flujo  $J_{DQO}$ , similar a modelación en rectores de biopelícula por membranas (Matsumoto *et al.*, 2007; Zhu *et al.*, 2018). Se estableció que el carbono orgánico será aportado por la hidrólisis de carbono estructural presente en el SSON. Se asumió que la liberación de la DQO desde el SSON será homogénea; es decir, que en cualquier punto de la interfaz SSON-biopelícula tendrá la misma concentración. Además,

se estableció que el nitrato será el único aceptor de electrones y fuente de nitrógeno, dado que el sistema opera en condiciones anóxicas.

## Condiciones de operación

La temperatura de operación será constante de 30 °C y, por lo tanto, se desprecia el efecto inhibitorio de la variación de este parámetro. El sistema se operó a pH entre 6.5 y 8.5. Se ha definido este rango de pH para la desnitrificación con SSON como fuente de carbono, pues varios investigadores han comprobado que las bacterias se han adaptado bien en este rango de valores (Gibert *et al.*, 2008; Ovez, 2006; Xu, Shao, Yin, Chu, y Yao, 2009). Los coeficientes de difusión dentro de la biopelícula para los sustratos se consideraron constantes e igual a 0.8 veces el coeficiente de difusión en el agua (Wanner *et al.*, 2006). Se descarta la difusión de material particulado a través de la biopelícula.

Para el caso de modelación de desnitrificación en reactores batch se descarta el desprendimiento de biopelícula por fuerzas de corte, dado a que el periodo de simulación fue corto (< 24 horas). En tanto, para reactores continuos también se desprecia desprendimiento por fuerza de corte, porque se usaron velocidades del flujo bajas. En este caso se considera desprendimiento por envejecimiento de la biopelícula. Rittmann y McCarty (2001) describen el desprendimiento de bacterias por envejecimiento y su influencia en procesos de crecimiento adherido.

Con estas consideraciones se estructuraron las ecuaciones de balance de masa en el nivel de la biopelícula (microescala), así como en el sistema global (reactores).

## Balance de masa en la biopelícula

A escala de la biopelícula, el planteamiento matemático se estableció inicialmente con base en la matriz de coeficientes estequiométricos y cinéticos del sistema, considerando consumo de sustratos (DQO y nitrato), crecimiento y decaimiento de bacterias (Tabla 2). El comportamiento de la liberación de DQO desde el SSON se considera de primer orden (hidrólisis) y se refleja en las condiciones de borde.

**Tabla 2.** Matriz de coeficientes estequiométricas cinéticos del sistema de desnitrificación.

Componente, $\rightarrow i$	1	2	3	4	Tasas de Reacción ( $M L^{-3} T^{-1}$ )
J procesos, $\downarrow$	$X_b$	$X_I$	$S_{COD}$	$S_{NO_3}$	
<b>Incremento</b>	1		$-1/Y$	$-\left(\frac{1-Y}{2.86 * Y}\right)$	$\mu_{max} * \left(\frac{S_{NO_3^-}}{K_{NO_3^-} + S_{NO_3^-}}\right) \left(\frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}}\right) X_f$
<b>Decaimiento</b>	-1			-1	$bX_f$
<b>Inactivación</b>		-1		-1	$k_H X_f$

De la matriz se derivaron las ecuaciones diferenciales que describen los procesos de consumo de nitrato y del crecimiento de bacterias (Tabla 2).

Utilización de DQO en la biopelícula:

$$\frac{\partial S_{DQO}}{\partial t} = D_{DQO} \frac{\partial^2 S_{DQO}}{\partial z^2} - Z \cdot q_{max} \cdot X_f \left( \frac{S_{NO_3^-}}{K_{NO_3^-} + S_{NO_3^-}} \right) \left( \frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} \right) \quad (1)$$

Utilización de nitrato en la biopelícula:

$$\frac{\partial S_{NO_3^-}}{\partial t} = D_{NO_3^-} \frac{\partial^2 S_{NO_3^-}}{\partial z^2} - \left( \frac{1-Y}{2.86 \cdot Y} \right) \cdot Y \cdot q_{max} \cdot X_f \left( \frac{S_{NO_3^-}}{K_{NO_3^-} + S_{NO_3^-}} \right) \left( \frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} \right) \quad (2)$$

Proceso cinético de biomasa:

$$\frac{dL_f}{dt} = \int_0^{L_f} \left( Z \cdot Y \cdot q_{max} \cdot X_f \left( \frac{S_{NO_3^-}}{K_{NO_3^-} + S_{NO_3^-}} \right) \left( \frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} \right) - b \cdot X_f - k_H \cdot X_f \right) dz \quad (3)$$

Para estos sistemas de ecuaciones diferenciales, las condiciones de borde son las siguientes:

Condiciones de borde para el sustrato (DQO):

$$z = 0 \quad \rightarrow \quad D_{DQO}^S \frac{\partial S_{DQO}}{\partial z} = D_{DQO}^f \frac{\partial S_{DQO}}{\partial z} \quad (4)$$

$$J_{DQO} = \frac{D_{DQO}^f}{L_{SSON}} \frac{\partial S_{DQO}}{\partial t} = \frac{D_{DQO}^f}{L_{SSON}} S_{DQO_{max}} \cdot (1 - \exp(-k_h \cdot t)) \quad (\text{sistema batch}) \quad (5)$$

$$J_{DQO} = \frac{D_{DQO}^f}{L_{SSON}} \frac{\partial S_{DQO}}{\partial t} = \frac{D_{DQO}^f}{L_{SSON}} \cdot \frac{S_{DQO_{max}}}{(1+k_h \cdot t)} \quad (\text{sistema continuo}) \quad (6)$$

$$z = L_f \quad \rightarrow \quad -D_{DQO} \frac{\partial S_{DQO}}{\partial z} = -D_L \frac{\partial S_{DQO}}{\partial z} \quad (7)$$

Condiciones de borde para el nitrato:

$$z = 0 \quad \rightarrow \quad \frac{\partial S_{NO_3^-}}{\partial z} = 0 \quad (8)$$

$$z = L_f \quad \rightarrow \quad -D_{NO_3^-} \frac{\partial S_{NO_3^-}}{\partial z} = -D_L \frac{\partial S_{NO_3^-}}{\partial z} = J_{NO_3} = -D_L \frac{(S_i - S_0)}{L} \quad (9)$$

## Balance de masa del reactor general

Definidas las ecuaciones diferenciales que describen el proceso de desnitrificación, se procedió a realizar el balance de masa para el reactor, en donde se integraron las ecuaciones (1), (2) y (3). Se definieron flujos

de nitrato ( $J_{NO_3}$ ) y de DQO ( $J_{DQO}$ ) para la fase líquida de todo el sistema. El flujo de nitrato va de la masa de agua hacia la biopelícula (Ecuación (10)) y el flujo de DQO está en dirección contraria, desde la biopelícula hacia la masa de agua (Ecuación (11)):

$$J_{NO_3^-} = -D_L \left. \frac{dS_{NO_3^-}}{dz} \right|_{z=L_f} \quad (10)$$

$$J_{DQO} = -D_L \left. \frac{dS_{DQO}}{dz} \right|_{z=L_f} \quad (11)$$

Se asume que la DQO que se libera a la masa de agua es aquel que atraviesa la biopelícula y no fue consumido por las bacterias. Esta condición se plantea porque en estudios de desnitrificación con SSON se registraron concentraciones de carbono orgánico en la masa de agua (reactor batch) o en el efluente (reactor continuo) (Della-Rocca, Belgiorno, y Meric, 2006; Gibert *et al.*, 2008; Soares y Abeliovich, 1998; Volokita, Abeliovich, y Soares, 1996a). Por lo tanto, definidos los flujos de nitrato y DQO se procedió a plantear el balance de masa para el reactor (escala macro), como sigue (Ecuación (12)):

$$V_B \frac{dS_B}{dt} = Q_{in} S_{in} - Q_{out} S_{out} + J_{DQO} A_F + r_B V_B \quad (12)$$

Donde  $V_B$  es el volumen de agua en el reactor;  $Q_{in}$  y  $Q_{out}$  son los caudales de salida, respectivamente;  $S_{in}$  y  $S_{out}$ , las concentraciones de DQO a la entrada y a la salida del reactor;  $A_F$ , el área de biopelícula; y  $r_B$

es la reacción que ocurre en suspensión (en la masa de agua). Si se considera iguales los caudales de entrada y salida ( $Q = Q_{in} = Q_{out}$ ), tenemos:

$$V_B \frac{dS_B}{dt} = Q(S_{in} - S_{out}) + J_{DQO}A_F + r_B V_B \quad (13)$$

Para un reactor batch, la Ecuación (13) quedó como sigue:

$$\frac{dS_B}{dt} = J_{DQO} \frac{A_F}{V_B} + r_B \quad (14)$$

Para un reactor de flujo continuo se descartaron reacciones en la masa de agua, porque se asumió que las bacterias en suspensión son eliminadas rápidamente del reactor por el flujo; por lo tanto, la Ecuación (13) quedó de la siguiente forma:

$$\frac{dS_B}{dt} = \frac{Q}{V_B} (S_{in} - S_{out}) + J_{DQO} \frac{A_F}{V_B} \quad (15)$$

## **Aplicación del programa *AQUASIM* para la simulación del modelo matemático propuesto**

La modelación del sistema de ecuaciones diferenciales descritas para la desnitrificación se hizo con el programa *AQUASIM* (Reichert, 1998c). Este programa fue diseñado para simular sistemas acuáticos; emplea el esquema de diferencias finitas para resolver las ecuaciones diferenciales (Reichert, 1998a; Reichert, 1998b).

Para la simulación en el programa *AQUASIM* del sistema SSON-biopelícula-agua (Figura 1), se definió un primer reactor que corresponde al SSON, de donde se aportará la DQO y que es de tipo completamente mezclado con flujo (Reichert, 1998c); y un segundo reactor, donde se presentan los procesos de transformación y consumo de aceptor y donante de electrones (Reichert, 1998c). Para vincular estos reactores, se usó la opción de membrana permeable que tiene el programa *AQUASIM* (Reichert, 1998c), dado que es la forma de representar el flujo de DQO desde el SSON.

El reactor SSON que representa al volumen de SSON, que está dentro del reactor general, se consideró como completamente mezclado con el propósito de representar el flujo de DQO obtenido por la hidrólisis del carbono orgánico presente (Ecuación (5)). El comportamiento de la liberación de la DQO se consideró de primer orden (hidrólisis) debido a reportes de estudios usando SSON como fuente de carbono (Deago y Pizarro, 2013; Deago y Pizarro, 2015).

A pesar de que se estableció en el modelo conceptual la capa difusa entre la biopelícula y la masa de agua (Figura 1), para esta primera aproximación matemática dicha capa se omitió. Se definió simplificar esta capa difusa, dado que es uno de los modelos de biopelícula más simples de simular (Wanner *et al.*, 2006). Además, para simular el sistema en contragradiante de donante y aceptor de electrones usando *AQUASIM* se

usaron parámetros cinéticos y estequiométricos seleccionados de estudios de desnitrificación (Tabla 3). En lo que respecta a los reactores batch y completamente mezclado con flujo, sus características se describen a continuación (Tabla 4).

**Tabla 3.** Parámetros usados en la modelación matemática obtenidos de estudios similares.

Parámetros	Valores	Referencia
Coefficiente de difusión del nitrato, $D_{NO_3}^f$ (m <sup>2</sup> /día)	0.00016	Picioreanu, Kreft y van Loosdrecht (2004)
Coefficiente de difusión de la DQO, $D_{DQO}^f$ (m <sup>2</sup> /día)	0.00015	Matsumoto, Terad y Tsuneda (2007)
Coefficiente de inactivación, $b$ (d <sup>-1</sup> )	0.03	Horn y Telgmann (2000)
Coefficiente de agotamiento endógeno, $k_H$ (d <sup>-1</sup> )	0.04	Horn y Telgmann (2000)
Espesor inicial de la biopelícula, $L_f$ (μm)	100	Rabah, Dahab y Zhang (2007)
Densidad de biomasa activa en la biopelícula, $X_f$ (g/m <sup>3</sup> )	65 000	Horn y Telgmann (2000)
Constante de afinidad de Monod del sustrato $K_{DQO}$ (g DQO/m <sup>3</sup> )	19.50	Deago y Pizarro (2013)
Constante de liberación de carbono orgánico, ( $k_h$ ) (d <sup>-1</sup> )	0.0837	
Constante de afinidad de Monod ( $K_s$ ) (g N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup> )	20.15	
Máxima tasa de asimilación de nitrato ( $q_{max}$ ) (g N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /g SSV/d)	5.61	
Rendimiento neto de bacterias ( $Y_H$ ) (g DQO/g DQO)	0.55	
Razón estequiométrica DQO/NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $Z$ ) (g DQO/g N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2.225	Deago y Pizarro (2015)

**Tabla 4.** Características físicas de los reactores modelados.

Parámetros	Valores
Volumen de reactor SSON (m <sup>3</sup> )	1.6E-5
Volumen de reactor general (m <sup>3</sup> )	0.00015
Área de membrana (m <sup>2</sup> )	0.0008
Área de biopelícula (m <sup>2</sup> )	0.0008
Espesor de membrana hipotética entre SSON y biopelícula (m)	0.0001
Caudal en el reactor SSON (m <sup>3</sup> /d)	0.0004
Caudal en el reactor principal completamente mezclado (m <sup>3</sup> /d)	0.007

## Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad es una forma de evaluar o cuantificar la relación o dependencia de parámetros usados en modelos con respecto a condiciones de entrada de un sistema (De-Pauw y Vanrolleghem, 2003). Para el análisis de sensibilidad del sistema de biopelícula de desnitrificación usando SSON, se aplicó la función de sensibilidad relativa-absoluta del programa *AQUASIM* (Reichert, 1998c). Esta función es una de la más usadas, porque sus unidades de medidas son independientes de las unidades de los parámetros considerados (Reichert, 1998a).

Al aplicar esta función de sensibilidad, el 100 % de cambios fue aplicado a los parámetros a evaluar, con respecto a las concentraciones de donante y aceptor de electrones del sistema. El análisis de sensibilidad

se aplicó a los parámetros cinéticos y estequiométricos ( $K_s$ ,  $q_{max}$ ,  $Y_H$ ), así como la constante de hidrólisis ( $k_h$ ). El análisis de sensibilidad de estos parámetros se hizo con respecto a los valores de entrada del sistema, los cuales fueron nitrato (aceptor de electrones) y DQQ (donante de electrones). Este tipo de análisis de sensibilidad usando *AQUASIM* ha sido aplicado en estudios similares de biopelícula (Arcangeli y Arvin, 1999; Matsumoto *et al.*, 2007).

## Resultados y discusión

### Resultados de la simulación de reactores batch

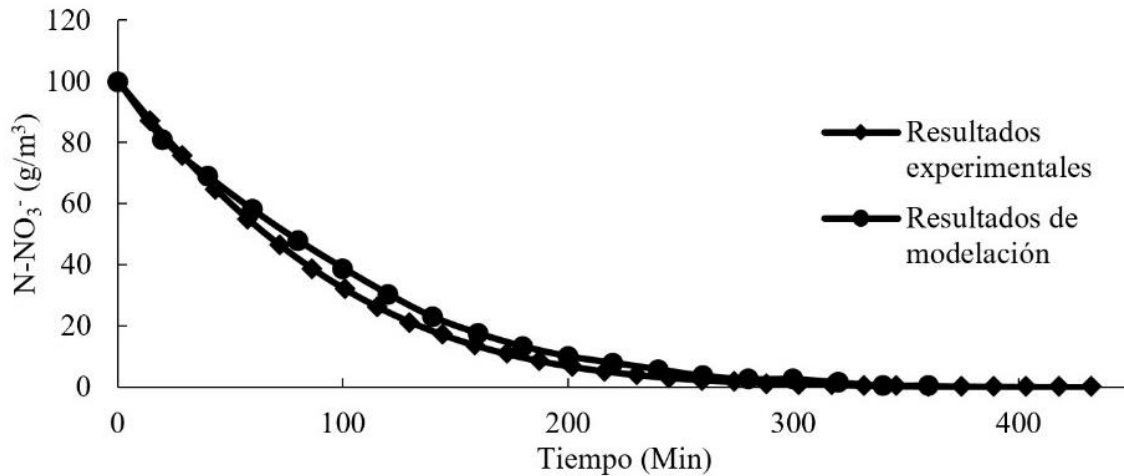
La simulación del reactor batch se comparó con los resultados de ensayos experimentales realizados por Deago y Pizarro (2013), los cuales contenían trozos del material detrítico de *Saccharum spontaneum L.*, usado como fuente de carbono y soporte para el crecimiento de biopelícula. Por ser un reactor batch, una de las simplificaciones del sistema fue eliminar el caudal de entrada y salida, quedando el balance de masa como se presenta en la Ecuación (14). En tanto, para representar el aporte del carbono desde la *Saccharum spontaneum L.*, se incluyó la

ecuación que representa las condiciones de borde de sistemas batch (Ecuación (5)) (Zaman, 2010).

Los parámetros de la Tabla 3 y Tabla 4 se ingresaron en el programa *AQUASIM* y el sistema fue modelado asumiendo que todos los procesos se llevaron a cabo en lo interno de la biopelícula.

### **Comportamiento de nitrato en el sobrenadante**

La simulación de la desnitrificación en el reactor batch fue para un pulso de nitrato con una concentración de  $100 \text{ g/m}^3$ . Se muestra que el nitrato desciende en la masa de agua con respecto al tiempo. El agotamiento de nitrato en el reactor batch se presentó a los 340 minutos de iniciada la simulación (Figura 2). Los resultados de la modelación estuvieron muy cercanos a los valores experimentales.

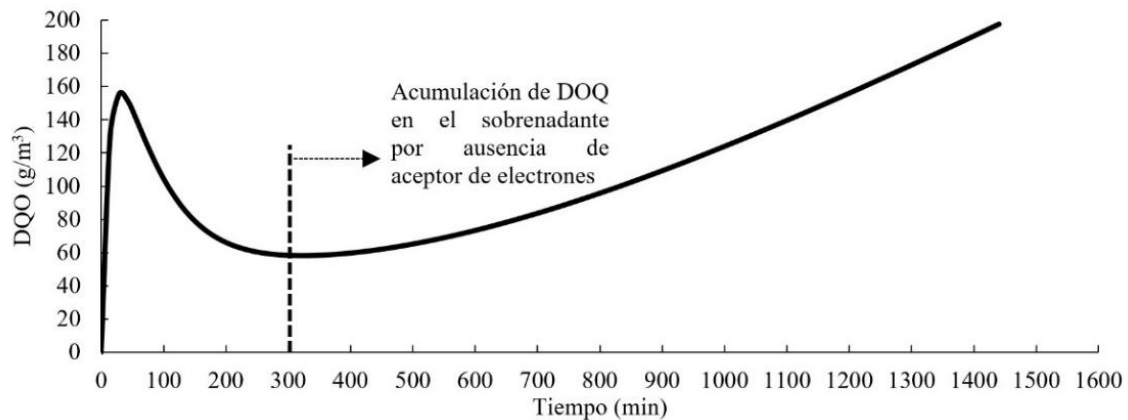


**Figura 2.** Resultados matemáticos y experimentales de agotamiento de nitrato en sobrenadante del reactor batch, teniendo a la *Saccharum spontaneum L.* como fuente de carbono.

Los resultados de la simulación de la remoción de nitrato se ajustaron de forma muy cercana a los resultados experimentales debido a que los valores obtenidos por Deago y Pizarro (2013) para los parámetros biocinéticos ( $q_{max}$ ,  $K_s$  y  $Y$ ) correspondían a ensayos con carbono orgánico liberado desde el material detrítico de *Saccharum spontaneum L.* De igual forma, los supuestos y asunciones permitieron ajustar el modelo matemático.

## Simulación de liberación de DQO desde SSON

La simulación de DQO arrojó una rápida liberación en las primeras horas hacia el sobrenadante del reactor batch (Figura 3). Este comportamiento se asocia con que se estableció un espesor bajo de biopelícula y por ende hay una menor capacidad de desnitrificación. Luego se presenta una reducción de dicho nivel de DQO al ser usado en la desnitrificación. Una vez agotado el nitrato en el sobrenadante, cercano a las cinco horas de simulación, empieza una acumulación de DQO.



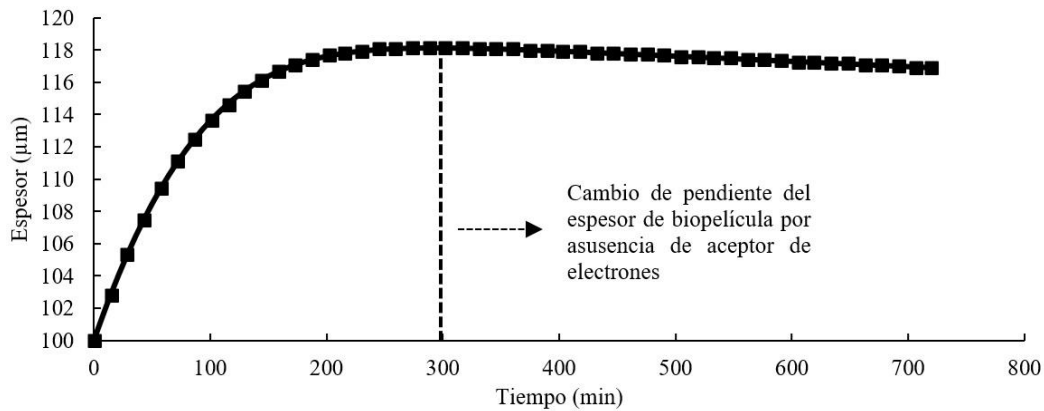
**Figura 3.** Resultados de la simulación de la liberación de DQO desde la *Saccharum spontaneum L.* Estos valores corresponden a la DQO teórica acumulada en sobrenadante del reactor batch.

Los resultados de la simulación del carbono orgánico (representado por la DQO) liberada desde *Saccharum spontaneum L.* corresponde a un planteamiento teórico, ya que a nivel experimental no fue posible determinar los valores de DQO en el rango de horas. Sin embargo, la simulación del comportamiento de la liberación de la DQO fue similar a resultados experimentales con *Saccharum spontaneum L.* reportados por

Deago y Pizarro (2013), donde se observó una acumulación en el sobrenadante del reactor batch de carbono orgánico. Deago y Pizarro (2013) indican que el DQO acumulado en el sobrenadante corresponde al exceso de DQO liberado de la *Saccharum spontaneum L.* y que no fue consumido por las bacterias. Esta acumulación de carbono orgánico también se reportó en otros estudios (Zhang, Feng, Hong, Hao, & Yang, 2012), lo cual es un tema que requiere controlarse si se desea usar SSON en la desnitrificación del agua potable. Si esta liberación de carbono al agua no se controla, podría convertirse en una contaminación secundaria (Zhang *et al.*, 2012).

### **Evolución del espesor de biopelícula**

Para la simulación de la biopelícula en *AQUASIM* se definió una densidad y espesor inicial de 65 000 mg SSV/L y 100  $\mu\text{m}$ , respectivamente (Tabla 3). El comportamiento del espesor de la biopelícula mostró un rápido crecimiento en los primeros 200 minutos de simulación y luego llega a una condición breve de estado estacionario hasta los 300 minutos (Figura 4). Posterior a los 300 minutos de simulación hay un leve descenso del espesor de la biopelícula (Figura 4).



**Figura 4.** El comportamiento del espesor de biopelícula refleja la dependencia que tiene con respecto al nitrato, lo cual representa el factor limitante en un reactor batch.

La disminución del espesor de biopelícula indica que en los reactores batch la concentración de nitrato es un factor limitante. Si el nitrato se mantuviera constante, el comportamiento de la biopelícula podría llegar a un estado estacionario, siempre y cuando no se agote el carbono presente en la *Saccharum spontaneum L.* Esto se realizó y comprobó en la simulación del reactor completamente mezclado. Para el sistema batch no se consideró inactivación ni desprendimiento de bacterias, ya que el tiempo de simulación fue corto (< 24 horas) y sólo se evaluó para un pulso de nitrato. Esta investigación es similar a la reportada en el estudio de desnitrificación de aguas subterráneas (Calderer *et al.*, 2010).

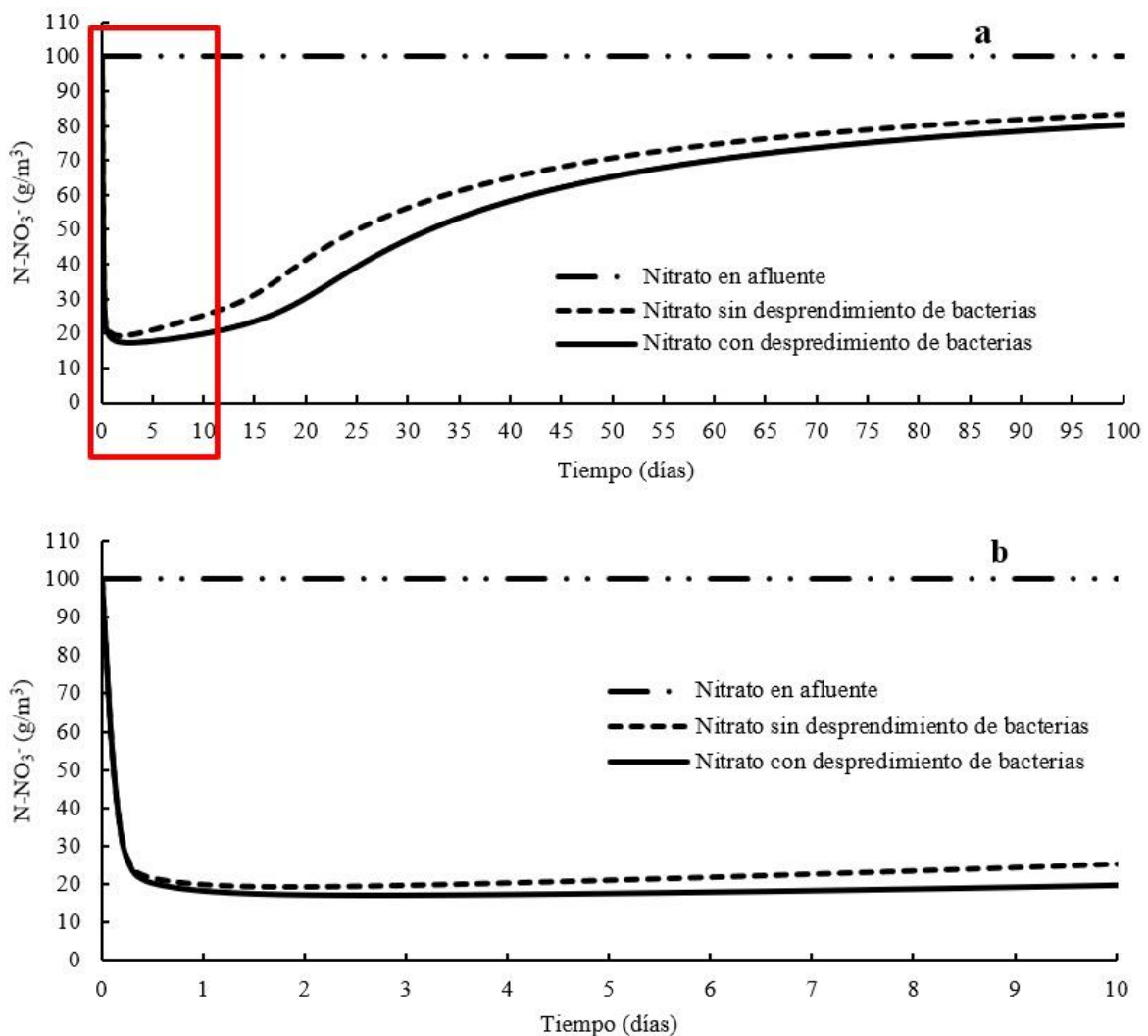
## Simulación de reactores completamente mezclados con flujo

Para la simulación de reactor completamente mezclado con flujo se estableció que la máxima DQO biodisponible en la *Saccharum spontaneum L.* fue de 3 638.5 g DQO/m<sup>3</sup> (Deago y Pizarro, 2013). El volumen de este reactor fue igual al usado en el ensayo batch (Tabla 4). Se estableció un caudal de 0.0007 m<sup>3</sup>/d para mantener un tiempo de retención hidráulica equivalente al tiempo en que el nitrato fue consumido en su totalidad en los reactores batch (300 minutos). En esta simulación se consideraron condiciones con y sin desprendimiento de biopelícula. Además, la liberación de la DQO desde la *Saccharum spontaneum L.* se representó con la Ecuación (6), para sistemas continuos en estado estacionario (Mata-Alvarez, 2003).

### **Simulación del nitrato en el sobrenadante de un reactor completamente mezclado con flujo**

La concentración de nitrato en el influente del sistema continuo es el mismo que el usado en los ensayos batch (100 g N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/m<sup>3</sup>). Durante la simulación en el programa *AQUASIM*, el comportamiento del nitrato disminuyó de manera rápida en las primeras ocho horas hasta una concentración de 20 g/m<sup>3</sup> (Figura 5b); luego el nitrato disminuyó levemente hasta un valor mínimo de 18 g/m<sup>3</sup> y se mantuvo en una

condición de estado estacionario para el caso con desprendimiento de bacterias hasta 10 días de simulación (Figura 5b). Luego del décimo día se inició un ascenso en la concentración de nitrato en el efluente del reactor completamente mezclado hasta llegar a un valor aproximado de  $80 \text{ g/m}^3$  hacia el periodo de 100 días de simulación (Figura 5a).



**Figura 5.** Simulación de nitrato en reactores completamente mezclados con y sin desprendimiento de biopelícula: a) el nitrato aumentó en el

tiempo, producto de la escasez de carbono orgánico; b) en las primeras ocho horas de operación del reactor hubo una rápida reducción de nitrato.

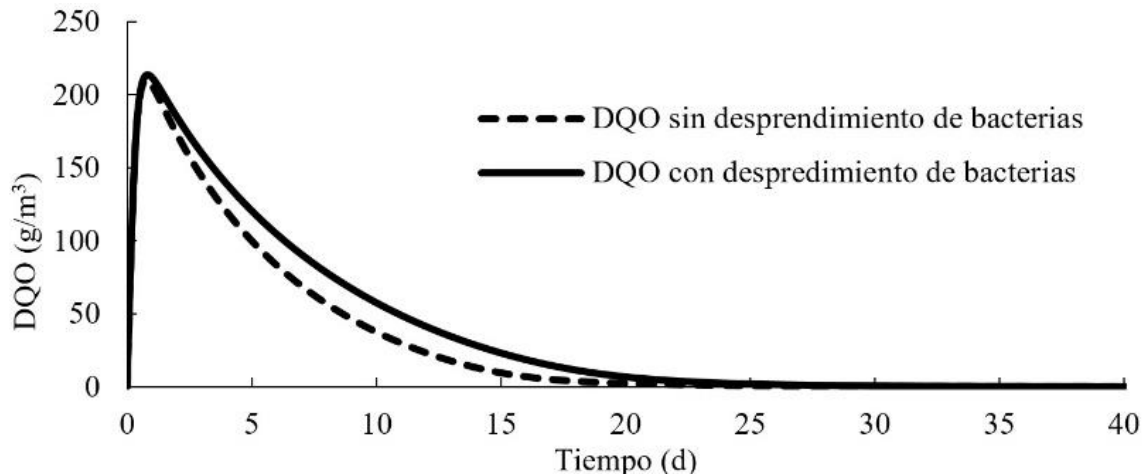
Los resultados de la modelación, para el comportamiento del nitrato en el efluente, reflejan que la mayor remoción se presenta en la condición con desprendimiento de bacterias (Figura 5). Esto se asocia con una menor resistencia a la penetración en la biopelícula, lo cual depende de su densidad y espesor. Matsumoto *et al.* (2007) realizaron una modelación matemática de un reactor de membrana para procesos simultáneos nitrificación-desnitrificación, y encontraron que la biopelícula con espesores gruesos eran desfavorables para el sistema. Lakshmi y Setty (2008) encontraron que el coeficiente de transferencia externa de nitrato ( $K_L$ ) aumentó al incrementarse el espesor de biopelícula. Según Martin y Nerenberg (2012), el efecto del espesor de la biopelícula es una limitante en sistemas de biopelícula en contragradiante, ya que retarda el flujo de sustratos a lo interno de la biopelícula, limitando la actividad metabólica. Esta característica debe estudiarse con mayor detalle para sistemas desnitrificantes que usan SSON como fuente de carbono y soporte para crecimiento de la biopelícula.

El comportamiento del nitrato en el efluente (Figura 5) se puede atribuir a varios aspectos: el primer factor en influenciar la reducción de la tasa de desnitrificación es el tiempo de retención definido en el reactor. Se ha demostrado que el tiempo de retención hidráulica es un factor que afecta la eficiencia de remoción de nitrato (Hashemi, Heidarpour, y Mostafazadeh-Fard, 2011; Soares, 2000; Wang y Wang, 2013). El otro aspecto que afectaría la remoción de nitrato es la cantidad de SSON

disponible. Si se aumenta la masa de SSON, mayor será el tiempo de remoción de nitrato; o sea, que la vida útil de los SSON se extenderá. Ovez (2006) indica que a mayor masa de SSON mayor será su área superficial y por ende habrá mayor crecimiento de biopelícula, que aumentará el consumo de nitrato. La mayor área disponible de SSON se traduce en mayor hidrólisis de carbono, que se libera a una tasa constante.

### **Simulación del comportamiento de DQO en el efluente del reactor completamente mezclado**

Para el reactor continuo, la simulación de la DQO arrojó concentraciones elevadas en el efluente en el primer día; luego se presentó un rápido descenso hasta llegar a cero hacia el día 30 (Figura 6). La DQO varió poco con la condición de desprendimiento de bacterias con respecto a aquella en donde no se consideró desprendimiento. Este comportamiento indica que en los primeros días hubo una mayor concentración de DQO en el efluente de la que podían asimilar las bacterias. Posteriormente, al generarse un aumento en el espesor de la biopelícula (Figura 6), la DQO disminuyó en el efluente del reactor completamente mezclado. Esto sugiere que toda la DQO es asimilada por las bacterias dentro de la biopelícula para la reducción de nitrato y síntesis celular.



**Figura 6.** Resultados de la modelación matemática para la DQO en el efluente del reactor completamente mezclado. Los resultados son similares asumiendo condición con y sin desprendimiento de biopelícula

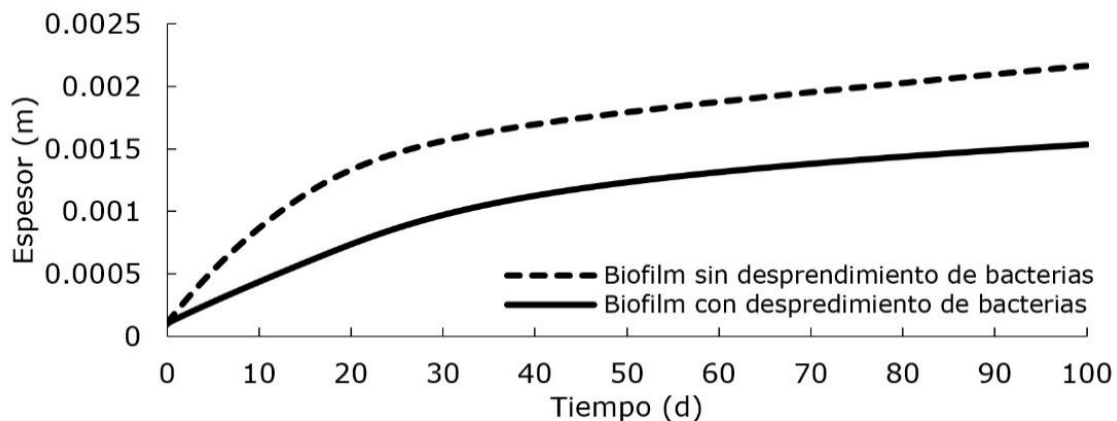
Este sistema es contragradiante donde la DQO proviene de los SSON y el nitrato de la masa de agua es similar a lo que se presenta en remoción de nitrato en sistemas de reactores de biopelícula con membranas, donde se plantea un sistema de ecuación de doble Monod. Martin y Nerenberg (2012) determinaron que en estos sistemas de membranas en contragradiante se cumple la condición de actividad relativa, la cual ocurre cuando se agota uno de los sustratos (aceptor o donante de electrones); dicha actividad relativa se hace cero.

A diferencia de los sistemas basados en membranas, el factor limitante en la desnitrificación usando SSON es el aporte constante en el tiempo del carbono orgánico. Dicha liberación del carbono orgánico depende del contenido de lignina (Chandler, Jewell, Gossett, Vansoest, & Robertson, 1980), y de la capacidad de las bacterias heterótrofas de

colonizar e hidrolizar el carbono biodisponible del área superficial de los materiales (Vavilin, Rytov, y Lokshina, 1996).

### Simulación de la evolución de biopelícula en reactores completamente mezclados con flujo

La simulación en *AQUASIM* del crecimiento de la biopelícula no logró una condición de estado estacionario en la condición sin desprendimiento; mientras que en la condición con desprendimiento hubo una disminución en la pendiente de la gráfica hacia el final de la simulación, con lo cual se aprecia una tendencia a estabilizarse (Figura 7). Al finalizar la simulación, el espesor de biopelícula con la condición sin desprendimiento fue de 2 150  $\mu\text{m}$ ; mientras que al considerar desprendimiento de bacterias, el espesor final fue de 1 500  $\mu\text{m}$ .



**Figura 7.** Resultados de la simulación de la biopelícula adherida a la *Saccharum spontaneum L.* en reactor completamente mezclado con flujo. La DQO en el reactor sin desprendimiento de biopelícula tuvo un mayor crecimiento por la condición dada.

El proceso de desprendimiento de bacterias ha sido modelado en sistemas desnitrificantes usando *AQUASIM* (Horn y Telgmann, 2000). Esta herramienta es muy útil para estimar el espesor de biopelícula, ya que éste es uno de los parámetros más difíciles de determinar en condiciones experimentales. Por ejemplo, con tal modelación es posible conocer cómo es el comportamiento del crecimiento de la biopelícula. En el caso del reactor completamente mezclado, se observa que hay un rápido crecimiento de la biopelícula, especialmente en el caso del reactor sin desprendimiento (Figura 7). Dicho comportamiento se asocia con la disminución en el aporte de carbono orgánico soluble (Figura 6).

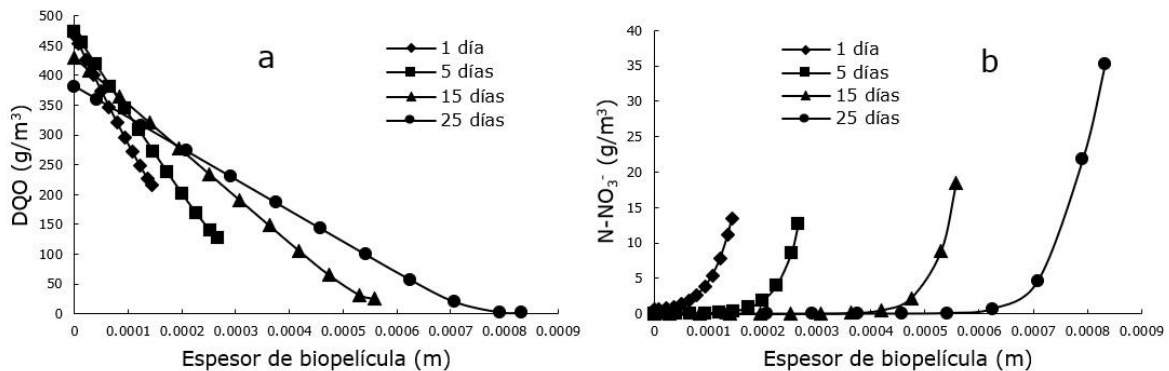
El fenómeno de desprendimiento debe considerarse en sistemas de tratamiento a base de biopelícula, a pesar de que los flujos de agua sean bajos. Rittmann y McCarty (2001) afirman que los esfuerzos de corte generado por la velocidad del agua sobre la superficie del biopelícula obedecen a efectos erosivos; mientras que condiciones anaeróbicas, en la profundidad del biopelícula, pueden ser causantes del desprendimiento de grandes porciones de biomasa. Este proceso de desprendimiento aporta biomasa de la matriz de biopelícula hacia la masa de agua (Wanner *et al.*, 2006). El desprendimiento de bacterias desde sistemas desnitrificantes hacia el efluente de ensayos experimentales ha sido reportado (Soares, 2000; Soares y Abeliovich, 1998; Volokita, Belkin, Abeliovich, y Soares, 1996b).

El efecto del espesor de biopelícula no fue relevante para el caso del comportamiento de la DQO en el efluente (Figura 6), ya que hacia el día 30 de simulación, el comportamiento de la DQO era muy similar en ambas condiciones. Sin embargo, en el caso de nitrato sí se aprecia mayor influencia del espesor de la biopelícula (Figura 5), lo cual se asocia con la resistencia a la transferencia de la biopelícula. Por ejemplo, a los 30 días de operación en el sistema con desprendimiento, la concentración de nitrato en el efluente fue de  $47 \text{ g/m}^3$ ; mientras que en el escenario sin desprendimiento fue de  $56 \text{ g/m}^3$  (Figura 5a). Esto concuerda con lo indicado por Di-Capua, Papirio, Lens y Esposito (2015), quienes señalan que la transferencia de masa del nitrato se afecta de forma severa a causa de un mayor incremento del espesor de biopelícula.

### **Simulación en contragradiante de nitrato y DQO dentro de la biopelícula en un reactor completamente mezclado con flujo**

En las secciones anteriores se mostró el comportamiento del donante y aceptor de electrones a nivel general o escala macro; es decir, el compartimiento del volumen de agua o efluente. Sin embargo, para comprender el sistema de forma integral, es necesario conocer lo que ocurre en la biopelícula (escala micro). En este sentido, la simulación con *AQUASIM* permitió obtener perfiles de concentración tanto del donante de

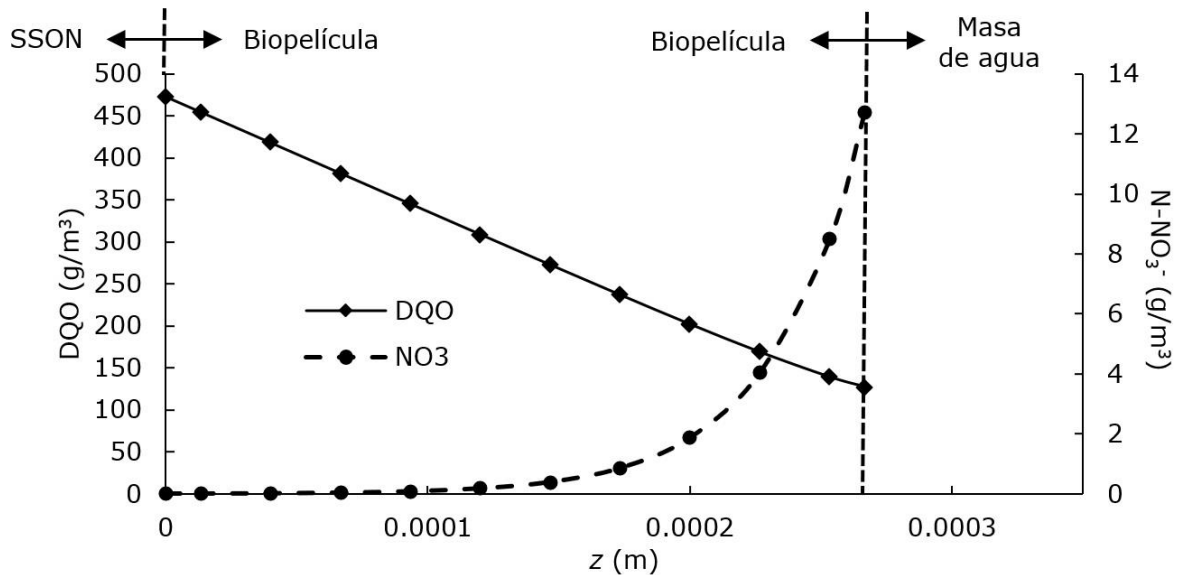
electrones (DQO) como del aceptor de electrones (nitrato). Los resultados de DQO muestran una disminución a medida que el espesor de biopelícula aumentaba (Figura 8a). En tanto, los perfiles de nitrato reflejaron que, al transcurrir el tiempo de simulación, disminuía la capacidad de reducción de nitrato; es decir, que el nitrato se consumía rápidamente en los estratos más superficiales de la biopelícula, pero su concentración era mayor en la superficie de la biopelícula (Figura 8b).



**Figura 8.** Perfil de concentraciones de DQO (a) y de nitrato (b) en la biopelícula para diferentes tiempos de simulación.

El consumo de DQO fue mayor dentro de la biopelícula a medida que se incrementa su espesor, lo cual se asocia con la adaptación favorable de las bacterias que lo conforman. En tanto, el comportamiento de nitrato mostró que a medida que aumentaba el espesor de biopelícula, su concentración se hacía cero cada vez más distante con respecto al origen (Figuras 8b). Al comparar los perfiles de DQO y nitrato dentro de la biopelícula (por ejemplo, al día cinco), se observa que la DQO decrece

de forma lineal; mientras que el nitrato decrecía rápidamente en forma exponencial (Figura 9).



**Figura 9.** Comparación de los perfiles de concentración de DQO y nitrato dentro de la biopelícula en el quinto día de simulación.

Se presume que estos comportamientos de DQO y nitrato dentro de la biopelícula son causados por la limitación a la transferencia de masa debido al incremento del espesor de biopelícula. A escala micro se refleja lo encontrado en el sistema general, donde se evidencia mayor resistencia a transferencia de masa del nitrato aportado desde la masa de agua; esto corrobora lo señalado por Di-Capua *et al.* (2015). De forma similar, Nicolella, Pavasant y Livingston (2000) encontraron que la eficiencia de remoción de un sustrato en un sistema de membrana en contragradiante disminuye al aumentar el espesor de la biopelícula.

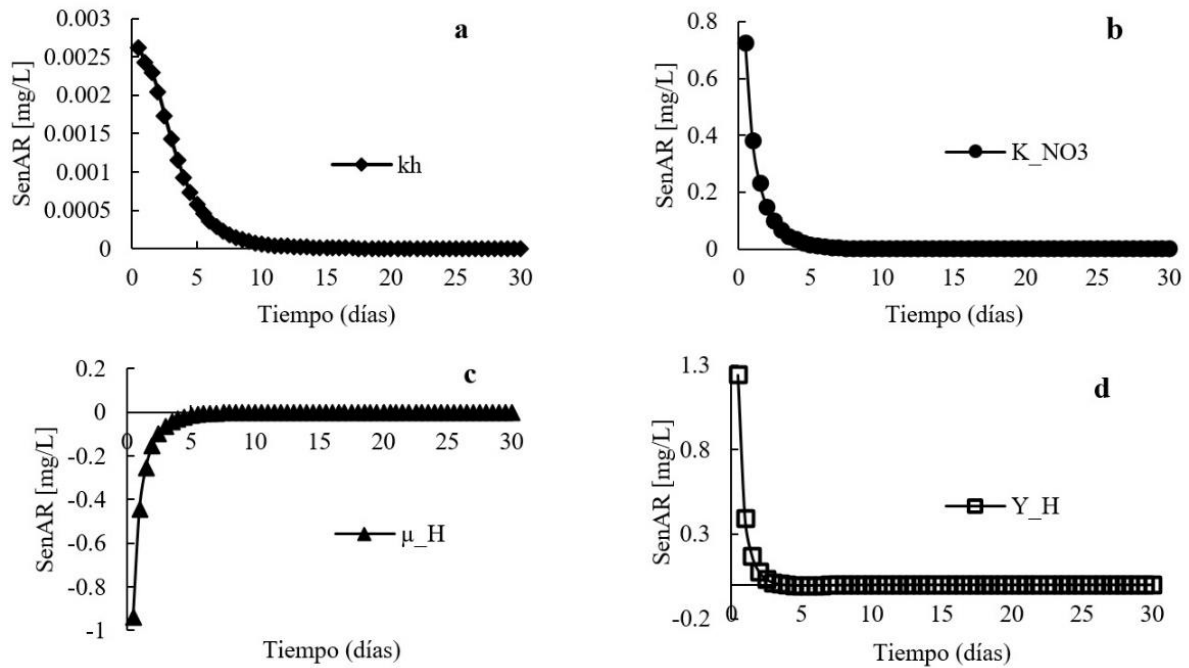
## Análisis de sensibilidad

El grado de sensibilidad para las variables de control (nitrato y DQO) se ponderó según Arcangeli y Arvin (1999): gran efecto, significativo, moderado e insignificante. Estas ponderaciones se definen en la Tabla 5. De igual forma, los análisis de sensibilidad para cada parámetro evaluado se presentan gráficamente (Figura 10 y Figura 11).

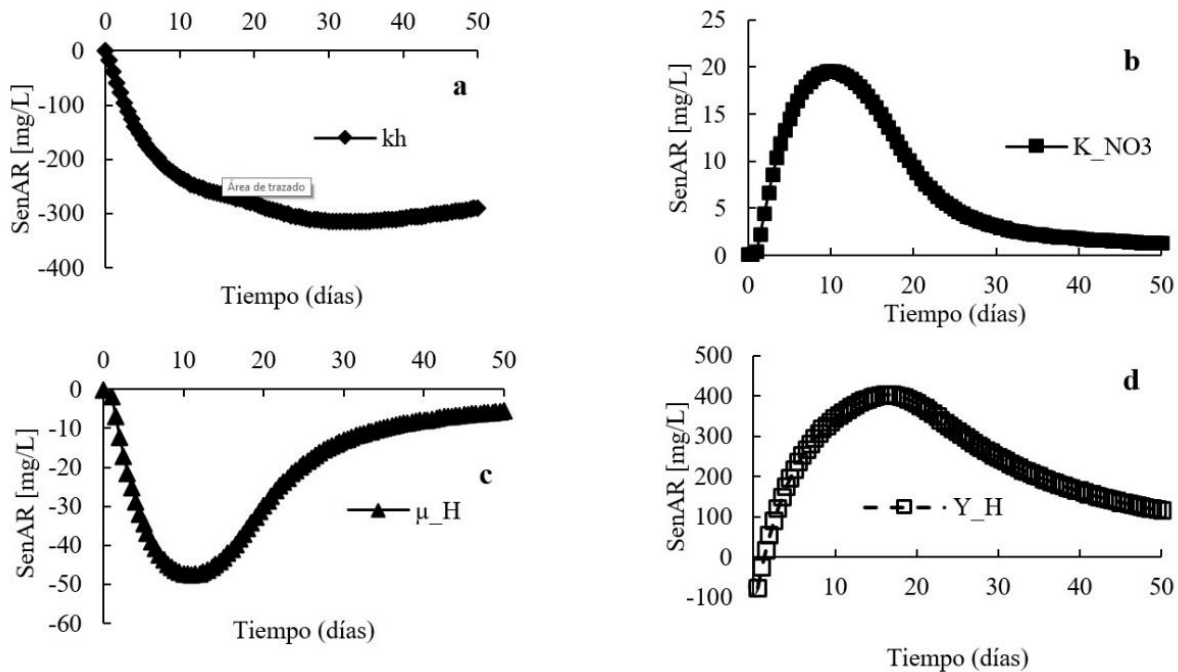
**Tabla 5.** Valoración del análisis de sensibilidad de parámetros evaluados.

Parámetros	DQO	Nitrato
Rendimiento neto de bacterias ( $Y_H$ ) g SSV/g DQO	+++	+++
Constante de hidrólisis de carbono orgánico, $k_h$ ( $d^{-1}$ )	+++	+++
Máxima tasa específica de crecimiento ( $\mu$ ) ( $d^{-1}$ )	+	++
Constante de afinidad de Monod ( $K_s$ ) (g N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup> )	-	++

Gran efecto (+++); significativo (++); moderado (+); insignificante (-).



**Figura 10.** Resultados de análisis de sensibilidad para las concentraciones de nitrato en la matriz de la biopelícula con respecto a los parámetros: a)  $kh$ ; b)  $K_{NO_3}$ ; c)  $\mu_H$ ; y d)  $Y_H$ .



**Figura 11.** Resultados de análisis de sensibilidad para las concentraciones de DQO en la matriz de la biopelícula con respecto a los parámetros: a)  $k_h$ ; b)  $K_{NO_3}$ ; c)  $\mu_H$ ; y d)  $Y_H$ .

El análisis de sensibilidad obtenido con el modelo *AQUASIM* mostró que la significancia para el nitrato en orden descendente de los parámetros evaluados fue  $Y_H$ ,  $k_h$ ,  $\mu_H$  y  $K_{NO_3}$  (Tabla 5). Los parámetros  $Y_H$  y  $k_h$  son altamente significativos, mientras que el parámetro  $\mu_H$  tiene una significancia moderada. Para el parámetro  $K_{NO_3}$ , el grado de sensibilidad es insignificante. Gráficamente, se observa que la sensibilidad de la concentración de nitrato con respecto a los parámetros  $Y_H$ ,  $k_h$  y  $K_{NO_3}$  es máximo cercano a cero y todos presentan un comportamiento exponencial decreciente hasta llegar a valores de cero en diferentes tiempos (Figura 10d, Figura 10a y Figura 10b). La sensibilidad de la

concentración de nitrato con respecto a  $\mu_H$  también tiene un comportamiento exponencial, pero su máximo valor es negativo (Figura 10c). Este signo negativo indica que el nitrato disminuye a medida que el parámetro  $\mu_H$  aumenta.

La importancia o significancia de los parámetros analizados con respecto a las concentraciones de DQO tiene el mismo orden que la obtenida para el nitrato, el cual fue  $Y_H$ ,  $k_h$ ,  $\mu_H$  y  $K_{NO_3}$ . Sin embargo, para la DQO todos tienen un grado de sensibilidad de muy significativo a significativo (Tabla 5). Para el caso del parámetro  $Y_H$ , la función de sensibilidad parte de cero hasta un valor negativo y luego aumenta hasta un máximo, y posteriormente decrece (Figura 11d). Para el parámetro  $k_h$ , los valores de la función de sensibilidad parten de cero y van aumentando negativamente (Figura 11a). Para el caso del parámetro  $\mu_H$ , se observa que también parte de cero y se incrementa negativamente hasta un tiempo cercano a los 10 días, y luego fue disminuyendo (Figura 11c). En tanto, el resultado gráfico del análisis para el parámetro  $K_{NO_3}$  mostró que parte de cero y se incrementa positivamente hacia un valor máximo, disminuyendo posteriormente (Figura 11b). Este comportamiento fue similar al obtenido con el parámetro  $Y_H$ .

Como se ha descrito, los parámetros  $Y_H$ ,  $k_h$ , y  $\mu_H$  son fundamentales para representar de modo adecuado el modelo matemático de desnitrificación en el sistema de biopelícula en contragradiante, usando el SSON como el portador y fuente de carbono. Este análisis de sensibilidad corrobora la importancia que tiene la hidrólisis como un proceso que controla la liberación de carbono orgánico para la reducción de nitrato. El comportamiento del análisis de sensibilidad fue similar a la modelación en *AQUASIM* de reactores de membranas con biopelículas, donde los

parámetros  $\mu_H$  y  $Y_H$  fueron los más significativos, y el parámetro  $K_{NO_3}$  fue el menos significativos (Matsumoto *et al.*, 2007).

Los resultados de la simulación permiten visualizar ventajas y limitaciones como las que se han descrito. En el caso de la presencia de DQO en el efluente tratado, se observó que en los primeros cinco días (Figura 6) las concentraciones fueron elevadas. Esta información permitiría evaluar la posibilidad de aplicar tratamientos posteriores, como el uso de filtros de arena, los cuales han sido probados para controlar excesos de DQO y desprendimiento de biopelícula en efluentes de sistemas desnitrificantes (Aslan, 2005; Aslan y Cakici, 2007; Della Rocca *et al.*, 2005).

## Conclusiones

Con esta investigación fue posible generar una aproximación matemática de la desnitrificación, usando SSON como portador de biopelícula y única fuente de carbono orgánico. A pesar de que se establecieron supuestos y se hicieron simplificaciones, se logró predecir el comportamiento de la liberación y el agotamiento del carbono orgánico desde los SSON. De igual forma, se simuló la remoción de nitrato en función del comportamiento del carbono y de la biopelícula formada alrededor los SSON. Estos resultados nos permitieron demostrar que la modelación matemática es

una herramienta útil en el estudio de la desnitrificación, usando SSON como soporte para el crecimiento de bacterias y fuente de carbono orgánico; así como entender el comportamiento en la interacción entre los SSON, la biopelícula y el nitrato. De igual forma, es una herramienta predictiva para estimar la vida útil de los SSON como fuentes de carbono orgánico. Todas estas simulaciones se hicieron gracias al apoyo del *software* libre *AQUASIM*.

En estas simulaciones se identificó que en reactores batch el factor limitante fue la concentración del nitrato y en reactores continuos fue el aporte de DQO desde SSON. En reactores batch, la dosificación de nitrato fue puntual y una vez agotado el consumo de DQO se detuvo. Posteriormente, esta DQO se acumuló en el sobrenadante. En tanto, en reactores continuos hubo dosificación continua de nitrato, lo cual estimuló la hidrolización del carbono biodisponible en los SSON, pero avanzado el tiempo de simulación, este carbono se agotó y en consecuencia disminuyó la reducción de nitrato, incrementando su concentración en el efluente.

Con el análisis de sensibilidad realizado se mostró que los parámetros más significativos fueron el rendimiento neto de bacterias ( $Y_H$ ) y la constante de hidrólisis ( $k_h$ ). La significancia de estos parámetros cinéticos muestra la relevancia de profundizar en el estudio de la interacción entre el SSON y la biopelícula que actúa sobre estos materiales. Además, se requiere fortalecer aún más el entendimiento de SSON como fuente de carbono para desnitrificación, estudiando escenarios con variaciones de caudal, temperatura, carga de nitrato y masa de SSON usada.

Con el desarrollo de este modelo matemático se podrán hacer simulaciones de desnitrificación en sistemas de tratamiento de aguas

residuales usando SSON como fuente de carbono. De igual forma, se podría realizar el monitoreo de sistemas de agua potable, evaluando, por ejemplo, tasas de liberación de carbono desde los SSON, ya que esto es un riesgo si no se controla.

### **Agradecimientos**

Se extiende un agradecimiento a la Secretaría Nacional de Ciencias, Tecnología e Innovación (SENACYT), por el financiamiento del proyecto APY-NI-2014-04 "Uso de material detrítico de *Saccharum spontaneum* L. (paja canalera) para biorremediación de agua subterránea contaminada con nitrato", del cual se deriva parte este artículo. De igual forma, agradecemos todo el apoyo brindado por la Universidad Tecnológica de Panamá durante el desarrollo del proyecto.

Adicionalmente, agradecemos a la CONICYT, Chile por el financiamiento de esta investigación en su parte inicial.

### **Referencias**

- Angelidaki, I., & Sanders, W. (2004). Assessment of anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews Environmental Science and Bio/Technology*, 3(2), 117-129.
- Arcangeli, J. P., & Arvin, E. (1999). Modelling the growth of a methanotrophic biofilm: Estimation of parameters and variability. *Biodegradation*, 10(3), 177-191.

- Aslan, S. (2005). Combined removal of pesticides and nitrates in drinking waters using biodenitrification and sand filter system. *Process Biochemistry*, 40(1), 417-424.
- Aslan, S., & Cakici, H. (2007). Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter. *Journal of Hazardous Materials*, 148(1-2), 253-258.
- Aslan, S., & Turkman, A. (2003). Biological denitrification of drinking water using various natural organic solid substrates. *Water Science and Technology*, 48(11-12), 489-495.
- Aslan, S., & Turkman, A. (2004). Simultaneous biological removal of endosulfan (alpha plus beta) and nitrates from drinking waters using wheat straw as substrate. *Environment International*, 30(4), 449-455.
- Aslan, S., & Turkman, A. E. (2005). Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates. *Process Biochemistry*, 40(2), 935-943.
- Boley, A., Muller, W. R., & Haider, G. (2000). Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1-2), 75-85.
- Calderer, M., Jubany, I., Perez, R., Marti, V., & De Pablo, J. (2010). Modelling enhanced groundwater denitrification in batch microcosm tests (Review). *Chemical Engineering Journal*, 165(1), 2-9.
- Chandler, J. A., Jewell, W. J., Gossett, J. M., Vansoest, P. J., & Robertson, J. B. (1980). Predicting methane fermentation biodegradability. *Biotechnology and Bioengineering*, 22, 93-107.

- Deago, E. M., & Pizarro, G. (2015). *Typha angustifolia* L. evaluada como sustrato sólido natal para biorremediar agua subterránea contaminada con nitrato. *Revista de I+D Tecnológico*, 11(1), 41-54.
- Deago, E. M. and G. E. Pizarro (2013). "Denitrification of drinking water using *Saccharum spontaneum* L. as a natural organic solid substrate." *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* 62(7): 477-486.
- De-Pauw, D. J. W., & Vanrolleghem, P. A. (2003). *Practical aspects of sensitivity analysis for dynamic models*. Ghent, Belgium: Ghent University.
- Della-Rocca, C., Belgiorno, V., & Meric, S. (2007). Heterotrophic/autotrophic denitrification (HAD) of drinking water: Prospective use for permeable reactive barrier. *Desalination*, 210(1-3), 194-204.
- Della-Rocca, C., Belgiorno, V., & Meric, S. (2006). An heterotrophic/autotrophic denitrification (HAD) approach for nitrate removal from drinking water. *Process Biochemistry*, 41(5), 1022-1028.
- Della-Rocca, C. D., Belgiorno, V., & Meric, S. (2005). Cotton-supported heterotrophic denitrification of nitrate-rich drinking water with a sand filtration post-treatment. *Water Sa*, 31(2), 229-236.
- Di-Capua, F., Papirio, S., Lens, P. N. L., & Esposito, G. (2015). Hemolithotrophic denitrification in biofilm reactors. *Chemical Engineering Journal*, 280, 643-657.
- Garzón-Zúñiga, M. A. (2005). *Mecanismos no convencionales de transformación y remoción del nitrógeno en sistemas de tratamiento*

*de aguas residuales*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Gibert, O., Pomierny, S., Rowe, I., & Kalin, R. M. (2008). Selection of organic substrates as potential reactive materials for use in a denitrification permeable reactive barrier (PRB). *Bioresource Technology*, 99(16), 7587-7596.

Hashemi, S. E., Heidarpour, M., & Mostafazadeh-Fard, B. (2011). Nitrate removal using different carbon substrates in a laboratory model. *Water Science and Technology*, 63(11), 2700-2706.

Healy, M. G., Rodgers, M., & Mulqueen, J. (2006). Denitrification of a nitrate-rich synthetic wastewater using various wood-based media materials. *Journal Of Environmental Science And Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 41(5), 779-788.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & van Loosdrecht, M. (2000). *Activated Sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London, UK: IWA Publishing.

Horn, H., & Telgmann, U. (2000). Simulation of tertiary denitrification with methanol in an upflow biofilter. *Water Science and Technology*, 41(4-5), 185-190.

Lakshmi, L. P., & Setty, Y. P. (2008). Liquid-solid mass transfer in a two phase fluidized bed bioreactor. *Chemical Engineering Journal*, 135(1-2), 135-140.

Lin, Y. H. (2008). Kinetics of nitrogen and carbon removal in a moving-fixed bed biofilm reactor. *Applied Mathematical Modelling*, 32(11), 2360-2377.

- Martin, K. J., & Nerenberg, R. (2012). The membrane biofilm reactor (MBfR) for water and wastewater treatment: Principles, applications, and recent developments. *Bioresource Technology*, 122, 83-94.
- Mata-Alvarez, J. (2003). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. London, UK: IWA Publishing.
- Mateju, V., Cizinska, S., Krejci, J., & Janoch, T. (1992). Biological water denitrification - a review. *Enzyme and Microbial Technology*, 14(3), 170-183.
- Matsumoto, S., Terada, A., & Tsuneda, S. (2007). Modeling of membrane-aerated biofilm: Effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. *Biochemical Engineering Journal*, 37(1), 98-107.
- Nerenberg, R. (2016). The membrane-biofilm reactor (MBfR) as a counter-diffusional biofilm process. *Environmental Biotechnology*, 38, 131-136.
- Nicolella, C., Pavasant, P., & Livingston, A. G. (2000). Substrate counterdiffusion and reaction in membrane-attached biofilms: Mathematical analysis of rate limiting mechanisms. *Chemical Engineering Science*, 55(8), 1385-1398.
- Ovez, B. (2006). Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra*, and *Gracilaria verrucosa* as carbon source. *Process Biochemistry*, 41(6), 1289-1295.
- Ovez, B., Mergaert, J., & Saglam, M. (2006a). Biological denitrification in drinking water treatment using the seaweed *Gracilaria verrucosa* as carbon source and biofilm carrier. *Water Environment Research*, 78(4), 430-434.

- Ovez, B., Ozgen, S., & Yuksel, M. (2006b). Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arunda donax* as the carbon source. *Process Biochemistry*, 41(7), 1539-1544.
- Piciooreanu, C., Kreft, J. U., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Particle-based multidimensional multispecies Biofilm model. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(5), 3024-3040.
- Rabah, F. K. J., Dahab, M. F., & Zhang, T. C. (2007). Estimation of the intrinsic maximum substrate utilization rate using batch reactors with denitrifying biofilm: A proposed methodology. *Water Environment Research*, 79(8), 887-892.
- Reddy, K. R., & DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: Science and applications* (vol. 1). Florida, USA: Taylor & Francis Group.
- Reichert, P. (1998a). *AQUASIM 2.0- User Manual. Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems*. Switzerland: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).
- Reichert, P. (1998b). *AQUASIM 2.0 - Tutorial. Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems*. Switzerland: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).
- Reichert, P. (1998c). *AQUASIM 2.1-Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems (Version 2.1)*. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).

- Rittmann, B. E., & McCarty, P. L. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Application*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Rittmann, E. B., Boltz, J. P., Brockmann, D., Daigger, G. T., Morgenroth, E., Sorensen, K. H., Takács, I., van Loosdrecht, & Varollegherm, A. (2018). A framework for good biofilm reactor modelling practice (GBRMP). *Water Science & Technology*, 77(5), 1149-1164.
- Saliling, W. J. B., Westerman, P. W., & Losordo, T. M. (2007). Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquacultural Engineering*, 37(3), 222-233.
- Shi, C. Y., Long, W. Y., Meng, A. C., & Raajeevan, K. S. (2008). *Biological nitrogen removal activated sludge process in warm climate: Full-scale process investigation, scaled-down laboratory experimentation and mathematical modeling*. London, UK: IWA Publishing.
- Schipper, L., & Vojvodic-Vukovic, M. (1998). Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust: Field trial. *Journal of Environmental Quality*, 27(3), 664-668.
- Soares, M. I. M. (2000). Biological denitrification of groundwater. *Water Air And Soil Pollution*, 123(1-4), 183-193.
- Soares, M. I. M., Brenner, A., Yevzori, A., Messalem, R., Leroux, Y., & Abeliovich, A. (2000). Denitrification of groundwater: Pilot-plant testing of cotton-packed bioreactor and post-microfiltration. *Water Science and Technology*, 42(1-2), 353-359.
- Soares, M. I. M., & Abeliovich, A. (1998). Wheat straw as substrate for water denitrification. *Water Research*, 32(12), 3790-3794.

- USEPA. (1993). *Manual nitrogen control*. U. S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, USA: Office of Research and Development..
- Vavilin, V. A., Rytov, S. V., & Lokshina, L. Y. (1996). A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. *Bioresource Technology*, 56(2-3), 229-237.
- Volokita, M., Abeliovich, A., & Soares, M. I. M. (1996a). Denitrification of groundwater using cotton as energy source. *Water Science and Technology*, 34(1-2), 379-385.
- Volokita, M., Belkin, S., Abeliovich, A., & Soares, M. I. M. (1996b). Biological denitrification of drinking water using newspaper. *Water Research*, 30(4), 965-971.
- Wang, X. M., & Wang, J. L. (2013). Nitrate removal from groundwater using solid-phase denitrification process without inoculating with external microorganisms. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(5), 955-960.
- Wanner, O. E., Morgenroth, H. J., Noguera, E., Picioreanu, D. R., Rittmann, B. E., & van Loosdrecht, M. C. M. (2006). *Mathematical Modeling of biofilms, Report of the IWA Biofilm Modeling Task Group, Scientific and Technical* (Report Nº 18). London, UK: IWA Publishing.
- Xu, Z. X., Shao, L., Yin, H. L., Chu, H. Q., & Yao, Y. J. (2009). Biological denitrification using corncobs as a carbon source and biofilm carrier. *Water Environment Research*, 81(3), 242-247.
- Zaman, N. Q. (2010). *The applicability of batch test assess biometanation potential of organic waste and assess scale up to continuous reactor systems* (unpublished PhD Thesis), University of Canterbury, New Zealand.

- Zhang, J. M., Feng, C. P., Hong, S. Q., Hao, H. L., & Yang, Y. N. (2012). Behavior of solid carbon sources for biological denitrification in groundwater remediation. *Water Science and Technology*, 65(9), 1696-1704.
- Zhu, B. Yang, J. Wu, Y., Wang, H., Guo, Liwei, Xie, M., Zheng, M. and Zhang, Z. (2018). Modelling nitrogen removal performance of membrane aerated biofilm reactor by AQUASIM software. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 208, 012117.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-08

Articles

## **Flood hazard assessment using AHP in Corum, Turkey**

### **Evaluación de peligro de inundación utilizando AHP en Corum, Turquía**

Derya Ozturk<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0684-3127>

Ilknur Yilmaz<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7425-5052>

Ufuk Kirbas<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2389-425X>

<sup>1</sup>Department of Geomatics Engineering, Ondokuz Mayıs University, Samsun, Turkey, [dozturk@omu.edu.tr](mailto:dozturk@omu.edu.tr)

<sup>2</sup>Second Regional Directorate of State Hydraulic Works, Izmir, Turkey, [hm.ilknuryilmaz@gmail.com](mailto:hm.ilknuryilmaz@gmail.com)

<sup>3</sup>Department of Civil Engineering, Ondokuz Mayıs University, Samsun, Turkey, [ufuk.kirbas@omu.edu.tr](mailto:ufuk.kirbas@omu.edu.tr)

Correspondence author: Derya Ozturk, [dozturk@omu.edu.tr](mailto:dozturk@omu.edu.tr)

### **Abstract**

In this study, the flood hazard of Corum province, Turkey, was investigated using the Analytic Hierarchy Process (AHP), which is one of the most popular Multi-criteria Decision Analysis (MCDA) methods, based

on Geographic Information System (GIS). As a result of the AHP process, Corum province was categorized into five flood hazard classes: very high, high, medium, low, and very low. It was determined that 3 % of the total area is under a very high flood hazard, and 25 % is considered a high flood hazard. To assess the validity of the flood hazard map, the results were compared with the historical flood inventory. Our hazard map was compatible with the historical flood inventory, and our hazard map can now be used to estimate the areas that are threatened by possible floods. When the existing structural measures are overlapped with the hazard map in Corum, it is understood that a large part of the structural measures carried out to date have focused on the areas of very high and high flood hazard in the flood hazard map. Future structural measures and detailed studies should now address other areas identified as under threat in the flood hazard map. Our results suggest that the hazard assessment based on MCDA is suitable for flood hazard mapping.

**Keywords:** Flood, hazard map, analytic hierarchy process, multi-criteria decision analysis, geographic information system, Corum.

## Resumen

En este estudio, el peligro de inundación de la provincia de Corum, Turquía, se investigó utilizando el Proceso de Jerarquía Analítica (AHP), que es uno de los métodos más populares de Análisis de Decisión de Criterios Múltiples (MCDA), basado en el Sistema de Información Geográfica (GIS). Como resultado del proceso AHP, la provincia de Corum se clasificó en cinco clases de peligro de inundación: muy alta, alta, media, baja y muy baja. Se determinó que el 3 % del área total está bajo

un peligro de inundación muy alto, y el 25 % se considera un peligro de inundación alto. Para evaluar la validez del mapa de peligro de inundación, los resultados se compararon con el inventario histórico de inundaciones. Nuestro mapa de peligros era compatible con el inventario histórico de inundaciones; así, dicho mapa de peligros ahora se puede usar para estimar las áreas que están amenazadas por posibles inundaciones. Cuando las medidas estructurales existentes se superponen con el mapa de peligro en Corum, se entiende que una gran parte de las medidas estructurales llevadas a cabo hasta la fecha se han centrado en las áreas de peligro de inundación muy alto y alto en el mapa de peligro de inundación. Las medidas estructurales futuras y los estudios detallados ahora deberían abordar otras áreas identificadas como amenazadas en el mapa de peligro de inundación. Nuestros resultados sugieren que la evaluación de peligros basada en MCDA es adecuada para el mapeo de peligros de inundación.

**Palabras clave:** inundación, mapa de peligro, proceso de jerarquía analítica, análisis de decisiones de criterios múltiples, sistema de información geográfica, Corum.

Received: 06/08/2018

Accepted: 25/06/2020

## Introduction

Floods are natural, regular phenomena, and they occur when water flow exceeds the capacity of the stream cross-section as a result of excessive rain and/or snowmelt (Murck & Skinner, 2016; Loucks & Van Beek, 2017). In addition to climatic effects, other factors that make a region susceptible to flood include the topographic structure, soil and ground condition, land-use policies, and drainage network (Zevenbergen *et al.*, 2010; Jha, Bloch, & Lamond, 2012).

The increase of urbanization along rivers and floodplains, land-use change, invasive industrialization, and climate change have been identified as key factors that alter the hydrological balance and to increase flood hazard (Zhu, Lund, Jenkins, Marques, & Ritzema, 2007; Huong & Pathirana, 2013; Kundzewicz & Stoffel, 2016).

There are many non-structural and structural measures that can be applied to help prevent or reduce floods, but first, flood hazard maps should be produced (Price & Vojinovic, 2008; Jonkman, Gerritsen, & Marchand, 2012). All prevention and mitigation measures should be designed on the basis of this information (Zevenbergen *et al.*, 2010). Flood hazard maps are classically presented by mapping the boundaries of historic floods that have been experienced before, and these areas are considered to be areas of potential flood hazard in the future (National Research Council, 1996; Babister, McLuckie, Retallick, Askew, & Toniato, 2016). This approach has been successful in terms of presenting the current situation inventory, but it is not sufficient to make forecasts for the future through only the current inventory (United Nations, 1976;

National Research Council, 1983; Babister *et al.*, 2016). An alternative approach is flood hazard prediction based on hydraulic and hydrological models. Hydraulic and hydrological models are mainly based on determining the level of water depending on the geometry and hydrologic/hydrological conditions of the stream channel, and the highest flow determined according to certain flood return periods (Moel & Aerts, 2008; Mai & De-Smedt, 2017). Hydraulic and hydrological models require large-scale, and high-resolution data, such as length-section and cross-section of the stream to obtain channel geometry (Simonovic, 2013; Ezz, 2018; Khalfallah & Saidi, 2018), and to obtain these data is generally time-consuming and costly (Stefanidis & Stathis, 2013). Also, the possible flood magnitude over a certain time period cannot be fully predicted, and therefore, the problem contains significant uncertainties. Due to the complex nature of the flood occurrence, potential floods need to be addressed not only according to previous flood and meteorological data, but also based on numerous evaluation criteria based on knowledge, expert opinions, views, foresight, and experiences (De-Brito & Evers, 2016).

In recent years, flood hazard mapping studies based on Multi-criteria Decision Analysis (MCDA) are being increasingly used (Papaioannou, Vasiliades, & Loukas, 2015; De-Brito & Evers, 2016; Sakieh, 2017; Xiao, Yi, & Tang, 2017). In particular, the development of software that can be integrated with Geographical Information Systems (GIS) and/or the adaptation of the MCDA methods to GIS software, allows the spatial analyzes based on MCDA to be done rapidly. In this context, several MCDA methods have been integrated with GIS (Linkov & Moberg, 2011; Malczewski & Rinner, 2015; Zhu, 2016), such as the Simple

Weighted Sum Method, Weighted Product Method, Analytic Hierarchy Process (AHP), Value/Utility Function Approach, TOPSIS, ELECTRE, and PROMETHEE (Malczewski, 1999a; Bao, Ruan, Shen, Hermans, & Janssens, 2012; Malczewski & Rinner 2015). Of these methods, AHP is one of the most widely used methods in the literature and has a common application area in flood studies (Sinha, Bapalu, Singh, & Rath, 2008; Fernandez & Lutz, 2010; Stefanidis & Stathis, 2013; Siddayao, Valdez, & Fernandez, 2014; Ouma & Tateishi, 2014; Nivolianitou, Synodinou, & Manca, 2015; Papaioannou *et al.*, 2015; Lyu, Sun, Shen, & Arulrajah, 2018). AHP is based on the principle of carrying out a decision analysis using multiple factors, such as in other MCDA methods. However, unlike other methods, all factors are compared with each other to perform a pairwise comparison, and the consistency ratio (CR) is used to control the consistency of these pairwise comparison judgments (Saaty, 1980; Malczewski, 1999b).

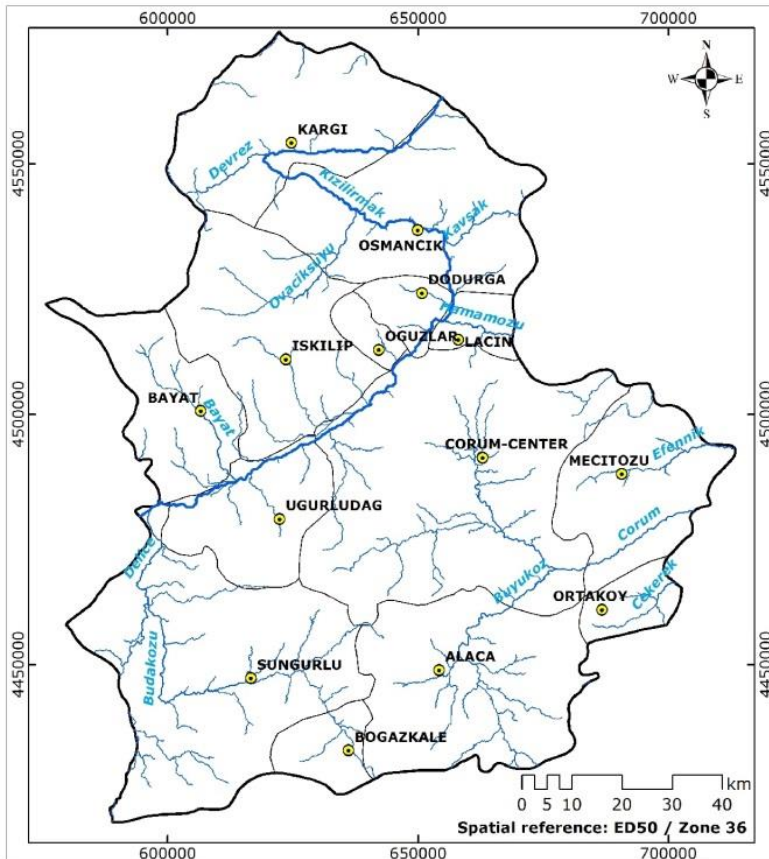
Corum (Turkey) is a province with many rivers and has experienced important floods in the past. The flood hazard of Corum has been addressed by several scientific studies in recent years. Erdede and Öztürk (2016) determined the flood potential using morphometric indices derived from the Digital Elevation Model (DEM). Yüce and Ercan (2015), and Ercan, Yagci, Yilmaz, Yuce and Unsal (2019) did not focus directly on determining the flood hazard, but modeled the rainfall-runoff relationship, which is related to flood hazard. Kaya and Akdemir (2019) pointed out the urban morphology and residential sites where flood hazard is high. These studies do not examine the entire Corum, do not evaluate multiple factors contributing to flood occurrence, and do not produce a flood hazard map.

Here we describe the flood hazard situation in Corum by preparing a flood hazard map using AHP and investigate the compatibility of existing flood protection measures with hazardous locations. The first stage of the study involved the creation of a flood hazard map and proving the effectiveness of the AHP method in flood hazard mapping by comparing the hazard map with the historical flood inventory. The second step of the study is based on the examination of the existing structural measures (upstream measures and downstream measures-shore protection structures) in hazardous areas.

## **Study area: Corum**

Corum is located in the inner part of the Central Black Sea Region in Turkey (Figure 1). Corum, consisting of 14 districts, covers an area of 12 820 km<sup>2</sup> and the average elevation from the sea level is 801 m. Generally, the summers are hot and dry, and the winters are cold and rainy (Corum Governorship, 2017). The spring is short, and the autumn is long. The hottest months are July and August, and the coldest months are January and February. The annual average temperature is 10.8 °C, and the annual total precipitation is 432.2 mm (during the period from 1929 to 2019) (Turkish General Directorate of Meteorology, 2020). According to the data

of the Turkish Statistical Institute, in 2019, the total population of Corum was almost half a million inhabitants (Turkish Statistical Institute, 2020).



**Figure 1.** Study area: Corum, Turkey.

Corum province has an area of 8 500 km<sup>2</sup> in the Kizilirmak Basin, and the other part is in the Yesilirmak Basin (Corum Governorship, 2017). The main streams of Corum province are Kizilirmak, Delice, Devrez, Ovaciksuyu, Bayat, Kavsak, Hamamozu, Budakozu, Corum, Buyukoz, Efennik, and Cekerek (Kaygın & Güven, 2013). Many floods have been experienced to date due to the fact that many streams are located in

Corum, and many settlements have been built around these stream beds. Corum is expected to flood again in the future.

Despite the fact that there were many floods in Corum, only very limited data on the historical flood inventory could be obtained. This is because only the floods that caused very serious damage were recorded in the reports. Unfortunately, it has been observed that very few of the floods experienced are spatially represented by coordinates. The reports generally describe the floodplains as the general region description only (without coordinates, not as spatial data) and do not give a value regarding the magnitude of the flood. However, considering the amount of damage caused by floods from the reports, it was understood that floods were more frequent and caused more damage in Corum-Center, Sungurlu, and Osmancik compared to other districts (Turkish General Directorate of State Hydraulic Works, 1998; Turkish General Directorate of State Hydraulic Works, 2017).

## **Data and methods**

AHP was used in the determination of the flood hazard of Corum. AHP, developed by Saaty in the 1980s for complex decision problems, is based on the evaluations of multi-criteria and a problem is modeled in a hierarchical system at the level of main target, criteria, sub-criteria and

options in this method (Saaty, 1980; Malczewski, 1999b). In AHP, weights are determined by pairwise comparison. In addition, according to the nature of the decision problem, pairwise comparisons can be used to obtain the relative importance values of options for a criterion. By using the criterion weights and the option values for each criterion (the importance of the options relative to each other), the AHP analysis value for each option is calculated as in Equation (1) (Saaty & Vargas, 2012):

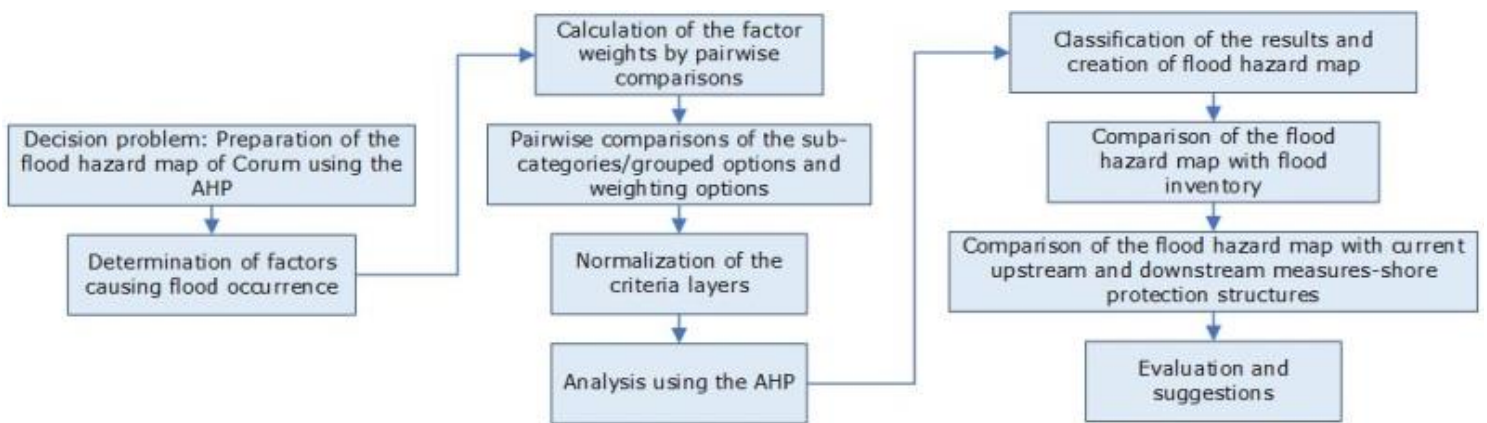
$$A_{AHP} = \sum_j^n a_{ij}w_j \quad (1)$$

Where  $a_{ij}$  is the value of option  $i$  for criterion  $j$  (relative importance to other options), and  $w_j$  is the weight of criterion  $j$  determined by pairwise comparison. The important point is that the weights of the criteria should be normalized to be the sum of 1, and that the criteria layers (pixels or vectors —polygons, lines, points— with options) should have standardized values in the same value range (Malczewski, 1999b).

In the first step of the study, the factors causing the flood were determined, and the decision hierarchy was established, then the weights of criteria and the sub-categories/grouped options were calculated using pairwise comparisons. For criteria with numerical values that have linearly increasing or decreasing significance levels, pairwise comparison was not required. To obtain the standard criteria layers required for all the criteria to be processed together, normalization was performed for all the criteria.

The flood hazard map obtained as a result of the AHP decision analysis, covering Corum with all districts, was separated into five levels of hazard and the locations of the existing structural measures of flood

control were overlapped with this map to examine whether there are structural measures in the areas where flood hazard is important. The workflow showing the main steps of the study is shown in Figure 2.



**Figure 2.** Workflow of the study.

The data and technical specifications used for the preparation of the criteria layers and analyses in the study are shown in Table 1. Processing of the data and multi-criteria decision analysis, based on AHP, was performed using ArcGIS 10.0 software. The sub-basins and drainage networks were obtained from a DEM using ArcGIS and the Arc Hydro tool.

**Table 1.** Data and technical specifications.

Data (date)	Scale/resolution	Source
-------------	------------------	--------

Aster GDEM (2011)	1 Arc-Second	USGS Earth Explorer
Precipitation (long-term average, up-to-date)	1/100 000	Turkish General Directorate of Meteorology
Geology (up-to-date)	1/100 000, 1/500 000	Turkish General Directorate of Mineral Research and Exploration
Flood protection structures (up-to-date)	1/1 000, 1/5 000, 1/25 000	Turkish General Directorate of State Hydraulic Works
Land use/cover (2012)	100 m pixel size	European Environment Agency
Landsat OLI (2018)	30 m pixel size	USGS Earth Explorer

## **Determination of factors**

The determination of the factors causing flood occurrence is important in terms of assessment of the flood hazard and is the first step in the production of flood hazard maps. For this reason, the factors must be determined in such a way as to fully characterize the problem. In the present study, the literature survey (Yalcin & Akyurek, 2004; Sinha *et al.*, 2008; Fernandez & Lutz, 2010; Stefanidis & Stathis, 2013; Siddayao *et al.*, 2014; Ouma & Tateishi, 2014; Xiao *et al.*, 2017), the characteristics of the study area, and data accessibility and availability were taken into account, and the factors were determined as a) precipitation; b) land use/cover; c) Geology; d) elevation; e) Slope; f) aspect; g) distance to rivers; h) size of sub-basins, and i) shape of sub-basins.

## **Determination of criteria weights**

Weights were determined using the pairwise comparison method, and the AHP preference scale in Table 2 was used in these comparisons. Based on

this preference scale, all factors were compared in pairs in the range of 1-9. How important a factor is in comparison to the other was decided based on the literature survey, and the numerical value expressing this degree of importance was determined using Table 2. The pairwise comparison matrix of the factors is shown in Table 3.

**Table 2.** AHP preference scale (Saaty, 1980).

Definition	AHP scale
Equal importance	1
Item 1 is slightly more important than item 2	3
Item 1 is more important than item 2	5
Item 1 is very strong important relative to item 2	7
Item 1 is extremely important relative to item 2	9
	2, 4, 6, 8 intermediate values
	1/2, 1/3, 1/4, 1/5, 1/6, 1/7, 1/8, 1/9 reciprocal values

**Table 3.** Pairwise comparison matrix.

Criterion	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
<b>C1</b>	1	2	3	4	5	5	6	6	6
<b>C2</b>	1/2	1	3	4	5	5	6	6	6
<b>C3</b>	1/3	1/3	1	2	3	3	4	5	6
<b>C4</b>	1/4	1/4	1/2	1	2	2	4	5	6
<b>C5</b>	1/5	1/5	1/3	1/2	1	2	3	4	5
<b>C6</b>	1/5	1/5	1/3	1/2	1/2	1	2	3	4
<b>C7</b>	1/6	1/6	1/4	1/4	1/3	1/2	1	2	3
<b>C8</b>	1/6	1/6	1/5	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2
<b>C9</b>	1/6	1/6	1/6	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1

C1: Precipitation, C2: Distance to rivers, C3: Slope, C4: Elevation, C5: Land use/cover, C6: Geology, C7: Aspect, C8: Size of sub-basins, C9: Shape of sub-basins.

To obtain the relative weights of the criteria, as a total weight of 1, column sums are taken in the pairwise comparison matrix, and each value is divided by the column sum. The relative weights are then calculated by averaging each line (Table 4).

**Table 4.** Weight calculation.

Criterion	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	Weights
<b>C1</b>	0.335	0.446	0.342	0.317	0.289	0.262	0.224	0.185	0.154	0.284
<b>C2</b>	0.168	0.223	0.342	0.317	0.289	0.262	0.224	0.185	0.154	0.240
<b>C3</b>	0.112	0.074	0.114	0.159	0.174	0.157	0.149	0.154	0.154	0.138
<b>C4</b>	0.084	0.056	0.057	0.079	0.116	0.105	0.149	0.154	0.154	0.106
<b>C5</b>	0.067	0.045	0.038	0.040	0.058	0.105	0.112	0.123	0.128	0.079
<b>C6</b>	0.067	0.045	0.038	0.040	0.029	0.052	0.075	0.092	0.103	0.060
<b>C7</b>	0.056	0.037	0.028	0.020	0.019	0.026	0.037	0.062	0.077	0.040
<b>C8</b>	0.056	0.037	0.023	0.016	0.014	0.017	0.019	0.031	0.051	0.029
<b>C9</b>	0.056	0.037	0.019	0.013	0.012	0.013	0.012	0.015	0.026	0.023
<b>Total</b>	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

The consistency ratio was calculated to determine the consistency of the pairwise comparison judgments. For this purpose, weights and each line of the pairwise comparison matrix are multiplied and added. These values are then divided by weights. By taking the average of these values, the average value of the consistency vector,  $\lambda$ , is calculated. Then the consistency index,  $CI$ , is calculated according to Equation (2). In this equation,  $n$  is the number of criteria. The consistency ratio,  $CR$ , is calculated by dividing the  $CI$  by the  $RI$  Randomness Index (Table 5), which varies depending on the number of factors to be compared, as indicated in Equation (3) (Malczewski, 1999b). In this study, the number of criteria is 9, so the  $RI$  is 1.45, according to the Randomness Index in Table 5. The consistency ratio was calculated as 0.05, which is smaller than the 0.10

limit value suggested by Saaty (1980), so the pairwise comparison judgments are consistent (Table 6):

$$CI = \frac{\lambda - n}{n - 1} \quad (2)$$

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (3)$$

**Table 5.** Randomness Index (Malczewski, 1999b).

<i>n</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>RI</i>	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49	1.51	1.48	1.56	1.57	1.59

**Table 6.** Calculation of consistency.

<b>Step 1</b>	<b>Step 2</b>
1x0.284+2x0.240+3x0.138+4x0.106+5x0.079+5x0.060 +6x0.040+6x0.029+6x0.023=2.849	<b>10.032</b>
1/2x0.284+1x0.240+3x0.138+4x0.106+5x0.079+5x0.060 +6x0.040+6x0.029+6x0.023=2.467	<b>10.279</b>
1/3x0.284+1/3x0.240+1x0.138+2x0.106+3x0.079+3x0.060 +4x0.040+5x0.029+6x0.023=1.385	<b>10.034</b>
1/4x0.284+1/4x0.240+1/2x0.138+1x0.106+2x0.079+2x0.060 +4x0.040+5x0.029+6x0.023=1.027	<b>9.689</b>

$1/5 \times 0.284 + 1/5 \times 0.240 + 1/3 \times 0.138 + 1/2 \times 0.106 + 1 \times 0.079 + 2 \times 0.060$ $+ 3 \times 0.040 + 4 \times 0.029 + 5 \times 0.023 = 0.754$	<b>9.542</b>
$1/5 \times 0.284 + 1/5 \times 0.240 + 1/3 \times 0.138 + 1/2 \times 0.106 + 1/2 \times 0.079 + 1 \times 0.060$ $+ 2 \times 0.040 + 3 \times 0.029 + 4 \times 0.023 = 0.553$	<b>9.214</b>
$1/6 \times 0.284 + 1/6 \times 0.240 + 1/4 \times 0.138 + 1/4 \times 0.106 + 1/3 \times 0.079 + 1/2 \times 0.060$ $+ 1 \times 0.040 + 2 \times 0.029 + 3 \times 0.023 = 0.372$	<b>9.292</b>
$1/6 \times 0.284 + 1/6 \times 0.240 + 1/5 \times 0.138 + 1/5 \times 0.106 + 1/4 \times 0.079 + 1/3 \times 0.060$ $+ 1/2 \times 0.040 + 1 \times 0.029 + 2 \times 0.023 = 0.271$	<b>9.341</b>
$1/6 \times 0.284 + 1/6 \times 0.240 + 1/6 \times 0.138 + 1/6 \times 0.106 + 1/5 \times 0.079 + 1/4 \times 0.060$ $+ 1/3 \times 0.040 + 1/2 \times 0.029 + 1 \times 0.023 = 0.210$	<b>9.114</b>
$\lambda = 9.615$ $CI = 0.077$ $CR = 0.05$	

## Preparation and normalization of criteria layers

Criterion layers were prepared, and the options in each criterion layer were rated in terms of flood hazard. Normalization procedures were then performed to standardize all criteria layers at the same value range.

## Preparation of criteria layers

All criteria layers were prepared in the framework of Corum province borders. All of the criterion layers were prepared as raster data of 100 m pixel size considering the scale and resolution of the data used. The data and methods used in the preparation of the criteria layers are summarized in Table 7.

**Table 7.** Data and methods used in the preparation of criteria layers.

<b>Criteria layers</b>	<b>Data</b>	<b>Method</b>
<b>Precipitation</b>	The long-term average annual precipitation from meteorological stations data	The spatial distribution of precipitation was determined using Inverse Distance Weighted (IDW) method
<b>Land use/cover</b>	CORINE 2012	Current land use/cover was obtained by updating CORINE 2012 with visual interpretation of Landsat OLI data of 2018
<b>Geology</b>	1/100 000 scale and 1/500 000	The geological map was categorized into three classes:

	scale geological maps	new alluvium, old alluvium and other
<b>Elevation</b>	Aster GDEM	Aster GDEM data was converted to 100 m pixel size data, then sinks and peaks errors were eliminated from DEM using the "Fill Sinks" function in Arc Hydro, resulting in enhanced DEM data
<b>Slope</b>	Elevation	A slope layer was created using the enhanced DEM data
<b>Aspect</b>	Elevation	An aspect layer was created using the enhanced DEM data
<b>Distance to rivers</b>	Drainage network derived from Aster GDEM	Distance to rivers layer was created using the "Euclidean Distance" function of ArcGIS 10.0 software
<b>Size of sub-basins</b>	Aster GDEM	The sub-basins of the Kizilirmak and Yesilirmak basins in the study area were obtained using the drainage network and flow direction. For this purpose, the "Catchment Grid Delineation" function is used in Arc Hydro. Because this function produces the sub-

		basins in the grid form, sub-basin boundaries in grid form were converted into vector form and the area of each sub-basin was calculated
<b>Shape of sub-basins</b>	Aster GDEM	The length-to-width ratio of sub-basin was obtained by proportioning the distance in the direction of flow to distance perpendicular to this. According to this, the basins are categorized into three classes as circular, semi-circular and elongated basin by using determined threshold values

Each criterion layer was evaluated in terms of flood hazard and scored at the sub-category level. For this purpose, land use/cover, geology, aspect, size of sub-basins, and shape of sub-basins were sub-categorized, and sub-categories were weighted by the method of pairwise comparison. From these layers, land use/cover, geology, aspect, and shape of sub-basins have class values with verbal terms, and since there are few sub-classes, pairwise comparisons have been made using these classes directly. However, since the total number of sub-basins is 27, it is

difficult to evaluate size of sub-basins by pairwise comparison. Therefore, pairwise comparisons have been made for grouped values.

The weights obtained by pairwise comparisons of sub-categories/grouped options for land use/cover, geology, aspect, size of sub-basins, and the shape of sub-basins and the consistency ratio of pairwise comparisons are summarized in Table 8. As the consistency ratio was below 0.10 for all criteria, all judgments were consistent.

**Table 8.** The coefficients of the sub-categories/grouped options of criteria obtained by pairwise comparisons and consistency ratios of pairwise comparisons.

<b>Criteria</b>	<b>Sub-categories/Grouped options of criteria</b>	<b>Weights</b>
<b>Land use/cover</b> ( <b>CR=0.08</b> )	Water bodies	0.342
	Wetlands	0.342
	Artificial areas	0.216
	Agricultural areas	0.073
	Forest and semi-natural areas	0.029
<b>Geology</b> ( <b>CR = 0.09</b> )	New alluvium	0.640
	Old alluvium	0.306
	Other	0.054
<b>Aspect</b> ( <b>CR = 0.01</b> )	Flat	0.289
	North	0.197
	Northeast	0.123
	Northwest	0.123
	East	0.075
	West	0.075
	Southeast	0.045

	Southwest	0.045
	South	0.028
<b>Size of sub-basins (km<sup>2</sup>)</b> <b>(CR = 0.02)</b>	3 000-3 500	0.350
	2 500-3 000	0.237
	2 000-2 500	0.159
	1 500-2 000	0.106
	1 000-1 500	0.070
	500-1 000	0.046
	0-500	0.032
<b>Shape of sub-basins</b> <b>(CR = 0.06)</b>	Circular	0.643
	Semi-circular	0.283
	Elongated	0.074

The precipitation, elevation, slope, and distance to rivers were in the grid form, and each grid had different values. For this reason, instead of being grouped and scored by pairwise comparisons, the data were scaled in the range 0-1 using the "linear scale transformation". Here, 1 is most prone to flooding, and 0 is the least prone. Areas near to rivers are more affected by floods, and accumulation occurs where low slopes occur and low elevations are exposed to water from high elevations. For this purpose, it is assumed that there is a linear change between the border to rivers and the farthest places (1 for the border to rivers and 0 for the farthest places from rivers). Similarly, the elevation data (with the lowest elevation value of 1 and the highest elevation value of 0) and the slope data (with the lowest slope of 1 and the highest slope of 0) are scaled to

0-1. Precipitation data were also scaled between 0 and 1 (maximum precipitation value of 1 and minimum precipitation value of 0).

### **Normalization of criteria layers**

Normalization has been performed so that all criteria layers are within the same evaluation range. The sum of all sub-categories/grouped options values obtained by pairwise comparisons for land use/cover, geology, aspect, size of sub-basins, and shape of sub-basins layers is 1. These data should be in the same scale range to be processed with precipitation, elevation, slope, and distance to rivers layers. For this purpose, "linear scale transformation" was applied to the layers in which options were scored by pairwise comparisons and the values were adjusted into the range 0-1. Because precipitation, elevation, slope, and distance to rivers were generated in the range 0-1 in the previous process step, this process is unnecessary for these. The normalized criteria layers are in the 0-1 interval, and the higher level of flood hazard is represented by values close to 1, while the lower level is represented by values close to 0.

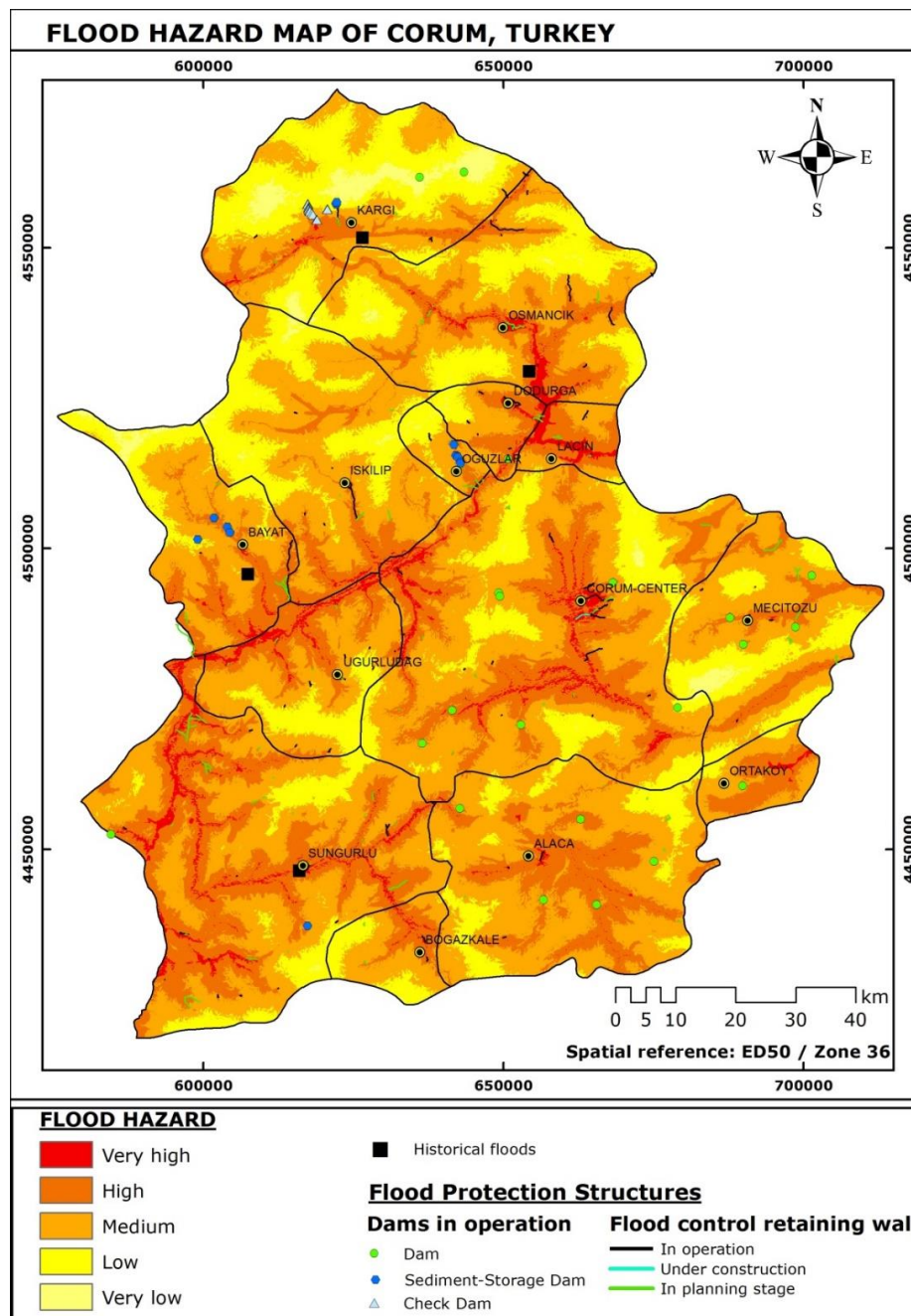
### **Application of decision analysis with AHP**

Decision analysis was performed with AHP using criteria weights determined by pairwise comparison technique and normalized criteria layers, and a hazard map was created. This map was compared with Corum province flood inventory information, and the validity of the study was checked. Moreover, we examined the compatibility of the locations of existing and planned flood protection measures in Corum with the hazard map. The results of the analysis with AHP, the classification of the results, compatibility of the hazard map with flood inventory, and the examination of the existing and planned measures are discussed in detail in the Results and Discussion section.

## Results and discussion

The value range of the AHP-generated hazard map was 0.38–0.92. Higher values indicate a greater level flood hazard. To provide a more interpretable visualization of the analysis results obtained by the AHP, an “equally interval classification” method was used in the ArcGIS 10.0 environment, and the flood hazard was classified into five groups: “1: Very high”; “2: High”; “3: Medium”; “4: Low”, and “5: Very low” (Figure 3). The classification results suggest that 3 % of the Corum area (385 km<sup>2</sup>) exhibited very high level flood hazard; 25 % (3 205 km<sup>2</sup>) showed

high level flood hazard; 49 % (6 282 km<sup>2</sup>) medium; 21 % (2 692 km<sup>2</sup>) low, and 2 % (256 km<sup>2</sup>) very low.



**Figure 3.** Flood hazard map.

To test the accuracy of the flood hazard assessment obtained by AHP, the results of the analysis were compared with the flood inventory in Corum, and it was determined that the existing inventory and the hazard map are compatible (Figure 3). However, the main problem in this comparison was that only a limited number of historical floods had coordinated data. For this reason, the flood hazard map was also overlapped with the district boundaries of Corum, and the areal distribution of areas where flood hazard is important (flood hazard category is very high and high) for districts was obtained. As a result of this process, the higher values were in Sungurlu, Corum-Center, and Osmancik, respectively, and this situation was in line with Corum flood reports. Therefore, as a result of these comparisons, it is thought that the results of the analysis obtained will provide a realistic representation of the flood hazard areas.

To determine the land use/cover status of the very high and high level flood hazard areas, which can be considered as the most vulnerable zones in possible floods, the hazard maps and the land use/cover have been overlapped and the spatial usage information of the areas with very high and high level flood hazard have been obtained. According to this, it has been determined that about 43.64 km<sup>2</sup> of the artificial area has a very high level flood hazard, and 87.61 km<sup>2</sup> of the artificial area has a high level flood hazard in Corum (Table 9).

**Table 9.** Spatial use of very high and high flood hazard areas in Corum (km<sup>2</sup>).

	<b>Artificial areas</b>	<b>Agricultural areas</b>	<b>Forest and semi-natural areas</b>
Very high hazard	43.64	283.82	11.57
High hazard	87.61	2 418.93	717.42

A large number of flood protection structures have been built due to the experienced and possible floods in Corum. There are a total of 14 sediment-storage dams and 17 check dams. The total number of dams and small dams in operation is six and 15, respectively. A total of 206 projects for flood control retaining wall, erosion and sediment control structures have been carried out, of which 85 are in operation, 1 is under construction, and 120 are in the planning stage. The locations of the sediment-storage dams, flood control retaining wall, check dams, dams, and small dams overlapped with the hazard map are shown in Figure 3.

From Figure 3, it is seen that flood protection structures have been constructed or planned in many locations with very high level flood hazard in the existing hazard map. This proves that the hazard map presents problematic areas accurately. In this respect, in places where there is a very high and high flood hazard and flood protection measures have not been taken, it is necessary to prepare hazard maps based on hydraulic-hydrological modeling and accordingly to create flood protection projects must be made and these projects must be passed on to life as soon as possible. These measures are costly, need to be constructed primarily to start from settlements, areas with very high and high levels of hazard must be closely monitored, and measures must be completed in a timely

manner. Along with this, the establishment of new settlements and zoning studies should be carried out with care in hazardous locations where no precautions are taken.

Based on our findings, MCDA and GIS integration can be used effectively in determining the flood hazard. The weights of criteria and sub-categories/grouped options were determined by pairwise comparison technique in accordance with the AHP method. MCDA is subjective and introduces a risk of bias. To reduce this potential bias, the consistency ratio of the pairwise comparisons was calculated, and it was checked that the consistency ratios were below the 0.10 threshold value suggested by Saaty (1980).

The findings of this study were compared with the previous studies in Corum, and good agreement was obtained. Erdede and Öztürk (2016) stated that flood hazard is higher around the Strahler 7th-order stream segments in the Kizilirmak Basin. In our study, this region has been identified as having a very high flood hazard. In addition, it has been observed that the areas where flood hazard is important (very high and high level flood hazard areas) in Corum-Center are compatible with the areas indicated in Kaya and Akdemir (2019).

## Conclusion

Here we evaluated the flood hazard of Corum province, and a flood hazard map was prepared. In the preparation of the flood hazard map, AHP, which is a MCDA method, was used, and the analysis was carried out by weighting the factors affecting floods. By this approach, it was determined that 3 % of Corum has a very high level flood hazard, and 25 % has a high level flood hazard. The hazard map produced here is compatible with historical floods, suggesting that the hazard map provides a realistic representation of the areas that are likely to be affected by possible future floods.

When the structural measures were compared to the flood hazard map in Corum province, a large part of the existing measures corresponds to the very high and high flood hazard areas. Therefore, it is important to carry out detailed investigations and take necessary measures for other areas where flood hazard is important.

Based on our findings, we propose that the hazard assessment based on the MCDA provides a realistic view, correctly handles the factors affecting flood, and can be useful to determine locations where a hazard assessment based on hydraulic-hydrological models (requires high-resolution and large-scale data and is time-consuming and costly, and therefore not applicable to every field) is required. In this context, we recommend that flood hazard assessment studies should be carried out primarily by MCDA on the general scale, and then by hydraulic-hydrological models based on the areas prioritized by the MCDA.

## References

- Babister, M., McLuckie, D., Retallick, M., Askew, E., & Toniato, A. (2016). Spatially defining flood risk. In: Constantinescu, G., Garcia, M., & Hanes, D. (eds.). *River flow 2016* (pp. 1982-1989). London, UK: Taylor & Francis Group.
- Bao, Q., Ruan, D., Shen, Y., Hermans, E., & Janssens, D. (2012). TOPSIS and its extensions: Applications for road safety performance evaluation. In: Kahraman, C. (ed.). *Computational intelligence systems in industrial engineering: With recent theory and applications* (pp. 109-130). Paris, France: Atlantis Press.
- Corum Governorship. (2017). *Environmental status report of Corum province for 2016 (Çorum ili 2016 yılı çevre durum raporu)*. Corum, Turkey: Environmental Impact Assessment and Permit Branch Office (Çevresel Etki Değerlendirme ve İzin Şube Müdürlüğü) (in Turkish).
- De-Brito, M. M., & Evers, M. (2016). Multi-criteria decision-making for flood risk management: A survey of the current state of the art. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 16(4), 1019-1033. DOI: 10.5194/nhess-16-1019-2016
- Ercan, B., Yagci, A. E., Yilmaz, A. S., Yuce, M. I., & Unsal, M. (2019). Annual runoff modelling of Kizilirmak Basin by artificial intelligent techniques. *Fresenius Environmental Bulletin*, 8(9), 6651-6660.
- Erdede, B., & Öztürk, D. (2016). Evaluation of flood potential of Kizilirmak Basin using linear, areal and relief morphometric indices (Kizilirmak havzasının taşkın potansiyelinin çizgisel, alansal ve rölyef morfometrik indisler kullanılarak değerlendirilmesi). *6th Remote Sensing - GIS Symposium (UZAL-CBS 2016)*, Adana, Turkey, 5-7 October 2016 (in Turkish).

- Ezz, H. (2018). Integrating GIS and HEC-RAS to model Assiut plateau runoff. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 21(3), 219-227. DOI: 10.1016/j.ejrs.2017.11.002
- Fernandez, D. S., & Lutz, M. A. (2010). Urban flood hazard zoning in Tucumán Province, Argentina, using GIS and multicriteria decision analysis. *Engineering Geology*, 111(1-4), 90-98. DOI: 10.1016/j.enggeo.2009.12.006
- Huong, H. T. L., & Pathirana, A. (2013). Urbanization and climate change impacts on future urban flooding in Can Tho city, Vietnam. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(1), 379-394, DOI: 10.5194/hess-17-379
- Jha, A. K., Bloch, R., & Lamond, J. (2012). *Cities and flooding a guide to integrated urban flood risk management for the 21st century*. Washington, DC, USA: The World Bank.
- Jonkman, N. S., Gerritsen, H., & Marchand, M. (2012). Coastal storm. In: Wisner, B., Gaillard, J. C., & Kelman, I. (eds.). *Handbook of hazards and disaster risk reduction and management*. New York, USA: Taylor & Francis.
- Kaya, A. Y., & Akdemir, İ.O. (2019). *Urban morphology of Corum (Çorum kent morfolojisi)*. İstanbul, Turkey: Hiperlink Yayınları (in Turkish).
- Kaygın, E., & Güven, B. (2013). *SWOT analysis for Corum province (Çorum ili SWOT analizi)*. İstanbul, Turkey: Veritas Yayıncılık (in Turkish).
- Khalfallah, C. B., & Saidi, S. (2018). Spatiotemporal floodplain mapping and prediction using HEC-RAS-GIS tools: Case of the Mejerda river,

Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 142, 44-51, DOI: 10.1016/j.jafrearsci.2018.03.004

Kundzewicz, Z. W., & Stoffel, M. (2016). Anatomy of flood risk. In: Kundzewicz, Z., Stoffel, M., Niedźwiedź, T., & Wyżga, B. (eds.). *Flood risk in the Upper Vistula Basin* (pp. 39-52). Cham, Switzerland: Springer.

Linkov, I., & Moberg, E. (2011). *Multi-criteria decision analysis: Environmental applications and case studies*. New York, USA: CRC Press.

Loucks, D. P., & Van Beek, E. (2017). *Water resource systems planning and management: An introduction to methods, models, and applications*. Cham, Switzerland: Springer.

Lyu, H. M., Sun, W. J., Shen, S. L., & Arulrajah, A. (2018). Flood risk assessment in metro systems of mega-cities using a GIS-based modeling approach. *Science of the Total Environment*, 626, 1012-1025. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.138

Mai, D. T., & De-Smedt, F. (2017). A combined hydrological and hydraulic model for flood prediction in Vietnam applied to the Huong river basin as a test case study. *Water*, 9(11), 879. DOI:10.3390/w9110879

Malczewski, J. (1999a). Spatial multicriteria decision analysis. Thill, J. -C. (ed.). *Decision making and analysis: A geographic information sciences approach* (Part 1). New York, USA: Ashgate.

Malczewski, J. (1999b). *GIS and multicriteria decision analysis*. New York, USA: John Wiley and Sons.

- Malczewski, J., & Rinner, C. (2015). *Multicriteria decision analysis in geographic information science*. New York, USA: Springer.
- Moel, H. & Aerts, J. C. J. H. (2008). Flood risk mapping in Europe: A comparative evaluation of methods, availability and applications. *IV. International Symposium on Flood Defence*, Toronto, Canada, May 6-8, 2008.
- Murck, B. W. & Skinner, B. J. (2016). *Visualizing geology*. New Jersey, USA: John Wiley & Sons.
- National Research Council. (1996). *Alluvial fan flooding*. Washington, DC, USA: National Academies Press.
- National Research Council. (1983). *Improving the flood insurance study process*. Washington, DC, USA: The National Academies Press.
- Nivolianitou, Z., Synodinou, B., & Manca, D. (2015). Flood disaster management with the use of AHP. *International Journal of Multicriteria Decision Making*, 5(1-2), 152-164. DOI: 10.1504/IJMCDM.2015.067943
- Ouma, Y. O., & Tateishi, R. (2014). Urban flood vulnerability and risk mapping using integrated multi-parametric AHP and GIS: Methodological overview and case study assessment. *Water*, 6(6), 1515-1545. DOI: 10.3390/w6061515
- Papaioannou, G., Vasiliades, L., & Loukas, A. (2015). Multi-criteria analysis framework for potential flood prone areas mapping. *Water resources management*, 29(2), 399-418. DOI: 10.1007/s11269-014-0817-6

- Price, R. K., & Vojinovic, Z. (2008). Urban flood disaster management. *Urban Water Journal*, 5(3), 259-276, DOI: 10.1080/15730620802099721
- Saaty, T. L. (1980). *The analytic hierarchy process*. New York, USA: McGraw-Hill Comp.
- Saaty, T. L., & Vargas, L. G. (2012). *Models, methods, concepts & applications of the analytic hierarchy process* (vol. 175). New York, USA: Springer Science & Business Media.
- Sakieh, Y. (2017). Understanding the effect of spatial patterns on the vulnerability of urban areas to flooding. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 25, 125-136. DOI: 10.1016/j.ijdr.2017.09.004
- Sidayao, G. P., Valdez, S. E., & Fernandez, P. L. (2014). Analytic hierarchy process (AHP) in spatial modeling for floodplain risk assessment. *International Journal of Machine Learning and Computing*, 4(5), 450-457. DOI: 10.7763/IJMLC.2014.V4.453
- Simonovic, S. P. (2013). *Floods in a changing climate: Risk management*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Sinha, R., Bapalu, G. V., Singh, L. K., & Rath, B. (2008). Flood risk analysis in the Kosi river basin, north Bihar using multi-parametric approach of Analytical Hierarchy Process (AHP). *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 36(4), 335-349. DOI: 10.1007/s12524-008-0034-y
- Stefanidis, S., & Stathis, D. (2013). Assessment of flood hazard based on natural and anthropogenic factors using analytic hierarchy process

(AHP). *Natural Hazards*, 68(2), 569-585. DOI:10.1007/s11069-013-0639-5

Turkish General Directorate of Meteorology. (2020). *Official statistics (Resmî İstatistikler)*. Recovered from <https://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik.aspx?m=CORUM>, May 1, 2020 (in Turkish).

Turkish General Directorate of State Hydraulic Works. (1998). *Flood yearbook of Turkey's river basins (Türkiye akarsu havzaları taşkın yıllığı)*. Ankara, Turkey: DSİ Yayınları (in Turkish).

Turkish General Directorate of State Hydraulic Works. (2017). *Official archive*. Corum, Turkey (in Turkish).

Turkish Statistical Institute. (2020). *Statistical indicators (İstatistik göstergeler)*. Recovered from <http://www.tuik.gov.tr/>, May 2, 2020 (in Turkish).

United Nations, Department of Economic and Social Affairs. (1976). *Guidelines for flood loss prevention and management in developing countries*. New York, USA: United Nations Publication.

Xiao, Y., Yi, S., & Tang, Z. (2017). Integrated flood hazard assessment based on spatial ordered weighted averaging method considering spatial heterogeneity of risk preference. *Science of the Total Environment*, 599-600, 1034-1046. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.218 0048-9697

Yalcin, G., & Akyurek, Z. (2004). Analysis flood vulnerable areas with multicriteria evaluation. *XXth International Society for Photogrammetry and Remote Sensing Congress*, Istanbul, Turkey, July 12-23, 2004.

- Yüce, M. İ. & Ercan, B. (2015). Determination of rainfall-runoff relationship in Kızılırmak Basin (Kızılırmak havzası yağış-akış ilişkisinin belirlenmesi). *4th Water Structures Symposium (4. Su Yapıları Sempozyumu)*, Antalya, Turkey, 19-21 November 2015, Proceedings, pp. 410-418 (in Turkish).
- Zevenbergen, C., Cashman, A., Evelpidou, N., Pasche, E., Garvin, S., & Ashley, R. (2010). *Urban flood management*. Boca Raton, USA: CRC Press.
- Zhu, T., Lund, J. R., Jenkins, M. W., Marques, G. F., & Ritzema, R. S. (2007). Climate change, urbanization, and optimal long-term floodplain protection. *Water Resources Research*, 43(W06421), 1-11, DOI: 10.1029/2004WR003516
- Zhu, X. (2016). *GIS for environmental applications: A practical approach*. New York, USA: Routledge.

**Biomasa y carbono almacenado en un humedal  
continental en Cuitzeo, Michoacán, México**

**Biomass and carbon storage in a continental wetland in  
Cuitzeo, Michoacán, Mexico**

Sally S. Paredes-García<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2223-7490>

Patricia Moreno-Casasola<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0468-0851>

Erick de la Barrera<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0073-3410>

Felipe García-Oliva<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4138-1850>

Roberto Lindig-Cisneros<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2542-7038>

<sup>1</sup>Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. [sparedes@cieco.unam.mx](mailto:sparedes@cieco.unam.mx)

<sup>2</sup>Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México, [patriciamorenoc@gmail.com](mailto:patriciamorenoc@gmail.com)

<sup>3</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Morelia, Michoacán, México, [delabarrera@unam.mx](mailto:delabarrera@unam.mx)

<sup>4</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Morelia, Michoacán, México, fgarcia@cieco.unam.mx

<sup>5</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Morelia, Michoacán, México, rlindig@cieco.unam.mx

Autor para correspondencia: Roberto Lindig-Cisneros, rlindig@cieco.unam.mx

## Resumen

Los humedales brindan numerosos servicios ecosistémicos, como la captura de carbono en la biomasa viva y en el suelo. En México, la mayoría de los estudios se ha centrado en humedales costeros, principalmente manglares, por lo que la información sobre humedales continentales aún es escasa. Se abordaron dos preguntas de investigación: ¿cómo es la estructura espacial y la distribución de las especies vegetales dominantes y sus cambios en el tiempo?, ¿cuánto carbono almacena la biomasa aérea y el suelo del humedal continental? Esta información es básica para iniciar estudios más detallados en estos sistemas poco estudiados. Además, el sitio de estudio es un humedal flotante, uno de los tipos de humedales menos estudiados en México; se encuentra en el oriente del lago de Cuitzeo. La vegetación se estudió a través de imágenes aéreas y se corroboró en un transecto. En estas imágenes se marcaron seis puntos de muestreo, en los que se cosechó la biomasa aérea vegetal en parcelas de metro cuadrado y se tomó un perfil de suelo. Se analizó el contenido

de carbono de las especies dominantes, y se determinaron la densidad aparente y el carbono almacenado en el suelo. Se cuantificaron los cambios en el área total del humedal en 14 años y se midió el área afectada por incendios. La biomasa aérea de las especies dominantes varió entre 5 770 y 2 495 kg/m<sup>2</sup>. El sustrato del humedal contiene 92 617 toneladas de carbono. Se detectó que la especie invasora *Phragmites australis* ha aumentado su cobertura a 10 % del área total del humedal de 2010 a 2017. Se identificaron dos grandes incendios; el mayor, en 2016, cubrió 242 ha del total de 535 hectáreas.

**Palabras clave:** captura de carbono, servicios ecosistémicos, vegetación emergente, tule, espadaña, fuego, conservación, tembladera.

## Abstract

Wetlands provide multiple ecosystem services, such as carbon sequestration both in living biomass and in the soil. In México, most studies have been done in coastal wetlands, mainly mangroves, and for this reason information on continental wetlands is scarce. Two research questions were answered: how much carbon is stored in the biomass and in the soil of a continental wetland?; and, which is the spatial structure and distribution of the dominant plant species? The study site is a floating wetland in the eastern part of lake Cuitzeo where field work was carried out during 2017 and 2018. Following a transect six points were selected and aerial biomass was harvested in one square meter plots, and a soil profile was excavated. Carbon content was analyzed from samples of the dominant species and apparent density and carbon stored in the soil determined. Satellite imagery was analyzed to obtain the total area of the wetland in the period 2003-2017 and the area damaged by fires was

calculated. Aerial biomass of the dominant species ranged from 5 770 kg/m<sup>2</sup> to 2 495 kg/m<sup>2</sup>. The substrate contains 92 617 tons of carbon. It was detected that the invasive species *Phragmites australis* has increased its cover in 10 % of the total wetland area from 2010 to 2017. Two major fires were detected, the largest in 2016 that covered 242 ha of a total of 535 ha.

**Keywords:** Carbon sequestration, ecosystem services, hydrophytes, cattail, sedges, fire, conservation, floating wetland.

Recibido: 21/04/2020

Aceptado: 11/07/2020

## Introducción

Los humedales son ecosistemas intermedios entre el medio terrestre y el medio acuático, que se distinguen por suelos saturados de agua dulce o salobre; suelos dominados por procesos anaerobios, y biota conformada por plantas vasculares con adaptaciones a este tipo de entornos, entre las que destacan las macrófitas (Reddy & De-Laune, 2008; Landgrave & Moreno-Casasola, 2012; van der Valk, 2012; Smardon, 2014). Estas características están determinadas principalmente por la cantidad, fuente y duración del agua (hidrología), y por el relieve (geomorfología) del

humedal (van der Valk, 2012). La inundación disminuye la velocidad de difusión del oxígeno, y modifica los procesos químicos y biológicos desde un estado aerobio y oxidante a un estado anaerobio y reducido (Fiedler, Vepraskas, & Richardson, 2007). Esto favorece la acumulación de carbono pues se altera la comunidad de microorganismos, reduciéndose la cantidad de microbios aerobios, y la propagación de organismos facultativos y anaerobios obligados (Reddy & De-Laune, 2008

Las altas tasas de acumulación de biomasa y las bajas tasas de descomposición de la misma convierten a los humedales en excelentes almacenes de carbono. De acuerdo con Mitsch y Gosselink (2015), se estima que, en el mundo, los humedales almacenan hasta 530 Pg de carbono, que es el equivalente aproximado del 75 % del carbono atmosférico. De los diferentes tipos de humedales, las turberas son las que mayor proporción de carbono acumulan, con aproximadamente 89 Pg debido a la materia orgánica almacenada como turba en el suelo (Paige & Baird, 2016). Ante la actual crisis ambiental, es importante conocer el almacén de carbono en diferentes tipos de humedales, dada su contribución como almacenes de carbono.

Aunque los humedales cubren una superficie relativamente pequeña de las masas continentales, la productividad primaria de estos sistemas es casi tan alta como la de los bosques tropicales (Mitsch *et al.*, 2013; Reddy & De-Laune, 2008). Sin embargo, los humedales son susceptibles a diferentes tipos de perturbaciones provocadas por la creciente urbanización, el cambio de uso de suelo para el desarrollo de actividades agropecuarias, y la propagación de especies invasoras con fines comerciales (Brinson & Malvárez, 2002; van Asselen, Verburg, Vermaat, & Janse, 2013). Esto ha provocado la pérdida de más del 60 %

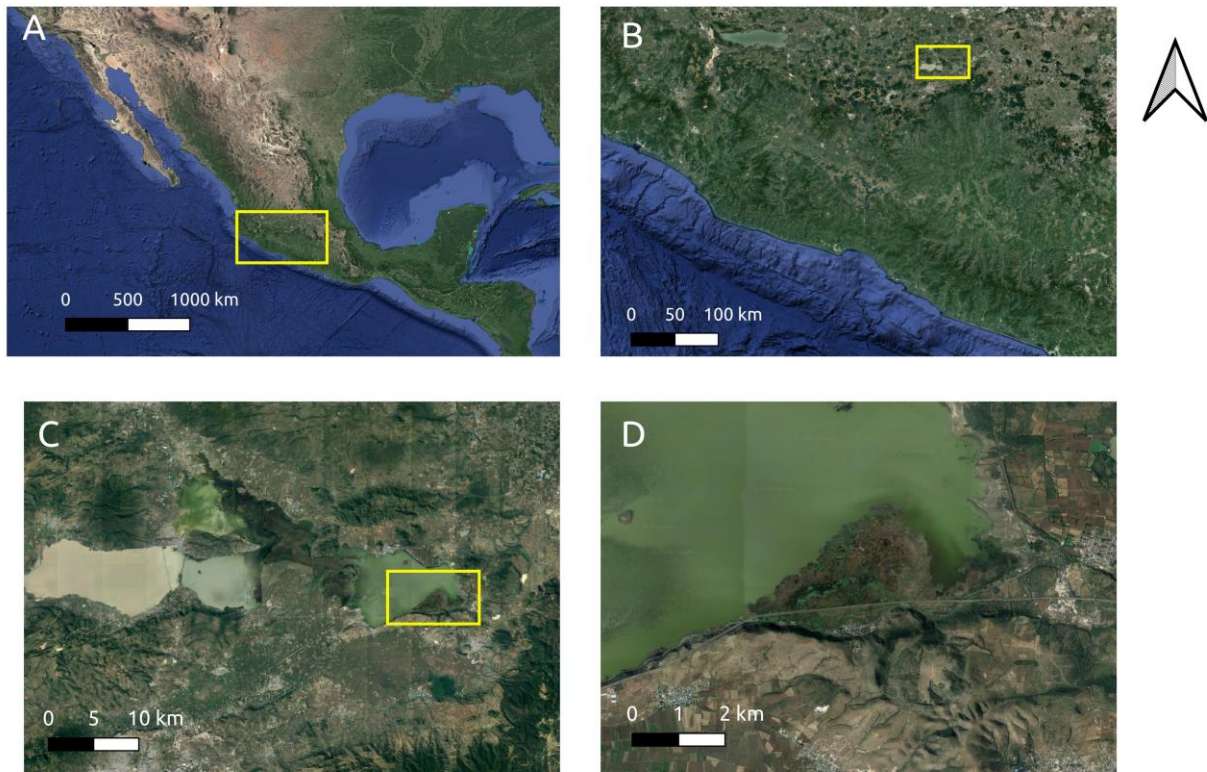
de humedales en el orbe (Davidson, 2014); en el caso específico de México, Landgrave y Moreno-Casasola (2012) reportaron la pérdida del 62 % de humedales nacionales.

Específicamente, en el lago Cuitzeo, en donde se encuentra el sitio de estudio, se presentan además del pastoreo otro tipo de disturbios más severos, como incendios naturales o inducidos. En humedales, el fuego es una herramienta para eliminar vegetación no deseable (Nyman & Chabreck, 1995), pero propicia condiciones de hipoxia (Rolletschek, Rolletschek, Hartzendorf, & Kohl, 2000), y modifica la estructura y diversidad de las comunidades (Martin & Kirkman, 2009; Watts, Kobsiar, & Snyder, 2012; Kotze, 2013), así como la dinámica de nutrientes del ecosistema (Schmalzer & Hinkle, 1992; Laubhan, 1995; Kotze, 2013).

México es un país donde dominan los humedales costeros por razones biogeográficas (Olmsted, 1993). En los últimos años se han realizado diversas evaluaciones de la estructura de la vegetación de humedales arbóreos y herbáceos de la zona costera de México, y de su valor como depósitos de carbono. Estos últimos trabajos se han concentrado de manera fundamental en manglares. El presente trabajo es el primero que se realiza para cuantificar la producción de biomasa vegetal en un humedal continental flotante en México y para evaluar el depósito de carbono. Para esto se realizó un listado de las especies vegetales y se estimó el porcentaje de área ocupada por ellas. También se estimó la cantidad de carbono aportada por la comunidad vegetal en su biomasa aérea, el carbono en esta biomasa, y se identificaron los eventos de incendio que afectaron al humedal y las fluctuaciones en su área total desde 2003 hasta 2017.

## Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en un humedal al oriente del lago de Cuitzeo, que es el humedal mejor conservado en el lago y el de mayor extensión (Figura 1). El lago se encuentra ubicado hacia el norte a 34 km de la ciudad de Morelia a 19° 53' 15" norte y 100° 50' 20" este, a una altura de 1 820 msnm, con clima templado subhúmedo con lluvias en verano. Es el segundo lago de mayor extensión de México, con aproximadamente 420 km<sup>2</sup> y una profundidad promedio de 0.67 m. El lago recibe escurrimientos superficiales de los ríos Grande de Morelia, Queréndaro y Zinapécuaro, y también es alimentado por precipitación y manantiales que se encuentran dentro y alrededor del mismo. Hasta hace algunas décadas, el lago era un solo cuerpo de agua, pero actualmente se encuentra fragmentado en tres porciones, como consecuencia de la construcción de la carretera federal 43 y la autopista Morelia-Salamanca, al igual que por la construcción de un bordo de 2 500 ha para evitar inundaciones y darle uso agropecuario, lo cual ha provocado la reducción de la porción centro-oriental del lago y el incremento de las concentraciones de nutrimentos aportados, sobre todo por las descargas de aguas negras provenientes del río Grande de Morelia (Cram, Galicia, & Alcántara, 2010). Las especies de hidrófitas emergentes predominantes pertenecen a los géneros *Typha*, *Scirpus*, *Cyperus* y *Eleocharis* (Rojas & Novelo, 1995).



**Figura 1.** A) Estado de Michoacán, México; B) Ubicación del lago de Cuitzeo en el atiplano occidental; C) el lago se encuentra dividido en tres porciones, por la carretera Federal 43 y la autopista Morelia, Salamanca, y un bordo de 2 500 ha para uso agropecuario; D) el humedal flotante mejor conservado en Cuitzeo.

Para el muestreo en campo, la selección de puntos se realizó con un transecto de dirección este-oeste, que coincide con la dirección de la carretera Atlacomulco-Morelia en el extremo sur del humedal del lago de Cuitzeo (Figura 1). La vegetación se caracterizó a lo largo del transecto y

aproximadamente cada trescientos metros se estableció el punto de partida y se identificó un sitio de muestreo adentrándose al humedal entre 50 y 100 m desde la carretera, para un total de seis puntos. En cada punto se cosecharon muestras de biomasa vegetal aérea en un metro cuadrado en el mes de junio de 2017. También se realizó un perfil del sustrato hasta llegar al agua libre debajo de la masa flotante que forma al humedal durante el mes de enero de 2018, y se hizo una colecta de la vegetación presente durante el mes de mayo de 2018. De cada muestra de biomasa aérea se obtuvo su peso seco y porcentaje de carbono total, como se describe a continuación. De las muestras del sustrato se obtuvo la densidad aparente, la cantidad de materia orgánica y el carbono almacenado.

El almacén de carbono en el sustrato se definió como la cantidad de carbono orgánico almacenado en una unidad de área y profundidad conocida multiplicada por la densidad aparente. Del perfil del sustrato flotante, cercano a los 60 cm, se obtuvieron núcleos de 1 000 cm<sup>3</sup>. Cada núcleo se dejó secar a temperatura ambiente para eliminar el exceso de agua y posteriormente se secó en estufa a una temperatura de 80 °C hasta alcanzar un peso constante. Después los valores de densidad aparente se calcularon de la siguiente manera:

$$DAp(gcm^3) = \frac{pesosueloseco(g) \times 100}{volumendelcilindro(cm^3)}$$

El porcentaje de materia orgánica (MO) se determinó por el método de pérdida por ignición en una mufla (*Thermolyne*, Thermoscientific Co.,

EUA). Se tomaron seis muestras de 20 g de suelo y se quemaron durante 4 horas a 550 °C (Hoogsteen, Lantinga, Bakker, Groot, & Tiftonell, 2015).

El carbono del sustrato fue determinado por combustión y detección colométrica utilizando un analizador de carbono total (UIC-COULOMETRICS mod. 50120, Chicago, EUA) (Huffman, 1997). El almacén de carbono se estimó multiplicando la CC por la DA y el volumen del sustrato del humedal.

El carbono total (CT) de cada especie vegetal se determinó en tres muestras de cada especie con la misma técnica colorimétrica. El carbono en la biomasa aérea seca para cada especie dominante se estimó a partir de la biomasa seca por metro cuadrado multiplicado; en el caso de *P. australis*, por el área que ocupa en el humedal. Para *Typha* spp. y *S. americanus* —dado que estas dos especies se mezclan en diferentes proporciones en el humedal— se estimó la biomasa por género, considerando que toda el área no cubierta por *P. australis* estaba cubierta en su totalidad por individuos de uno u otro género, lo que permite contar con dos estimaciones.

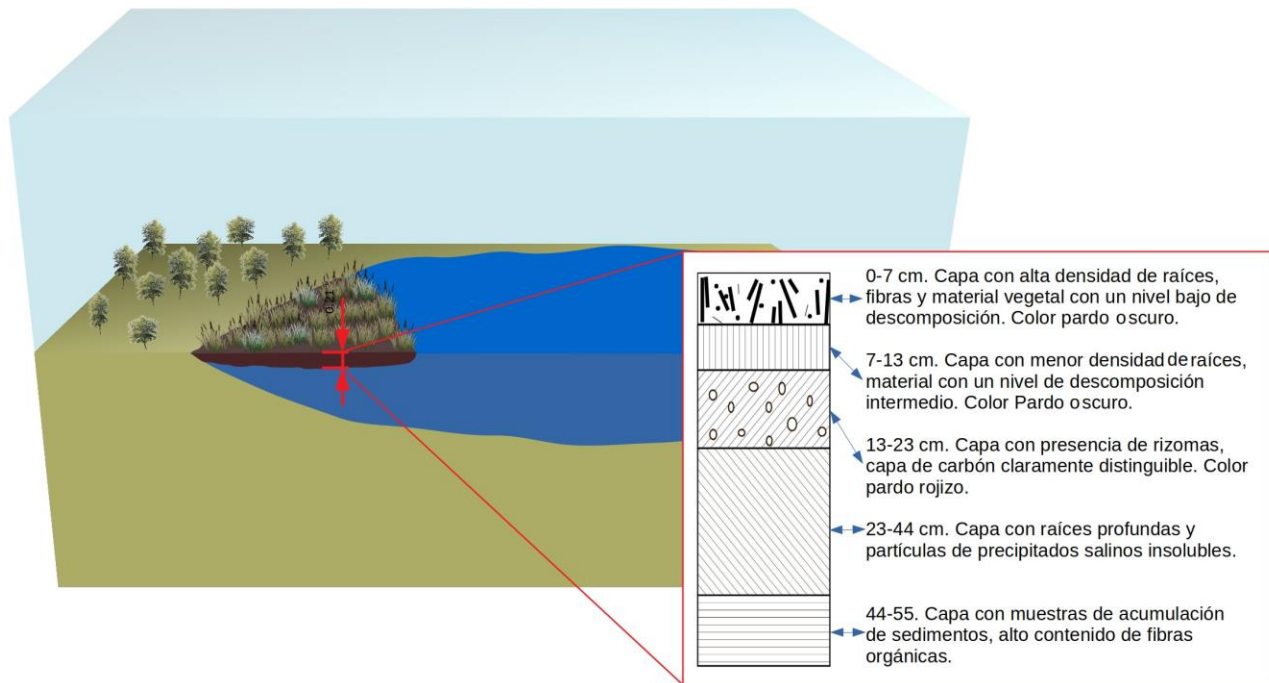
El registro y procesamiento de imágenes satelitales para cuantificar los cambios en el área del humedal y el área afectada por incendios se llevó a cabo mediante fotointerpretación, en el programa *Google Earth Pro*, en el que existen registros del sitio de estudio desde 2003 hasta 2017, que corresponden a diferentes épocas del año y, por lo tanto, es posible que este estudio subestime la incidencia y extensión de los incendios. Se midieron polígonos del área total del humedal en las imágenes, así como los polígonos de las áreas incendiadas que se pudieron identificar. Las especies dominantes de plantas en las áreas no

incendiadas se identificaron en las fotografías, y se validaron con visitas de campo a través de puntos de verificación georreferenciados.

## Resultados

Los resultados indican que el humedal del lago Cuitzeo es una superficie flotante conformada por un sustrato de material orgánico que se ubica por encima de una columna de agua de aproximadamente un metro de profundidad. Este sustrato está compuesto, sobre todo, por material orgánico en diferentes grados de descomposición y sin contacto con rocas parentales, por lo que carece de fracción mineral. El perfil del sustrato extraído presentaba diferentes características desde la parte más superficial (0 cm) hasta la más profunda (55 cm; Figura 2). En los primeros 7 cm se encuentra la mayor cantidad de raíces, delgadas y poco profundas, así como restos frescos de plantas. Desde los 7 a 13 cm disminuyen las raíces delgadas, pero contiene una proporción alta de rizomas y, visualmente, la materia orgánica de esta fracción presenta un grado de descomposición mayor. Desde los 23 cm hasta los últimos 55 cm del perfil del sustrato se localizan raíces profundas y material orgánico con un alto grado de descomposición, lo que impide reconocer la procedencia del material. En la zona que se encuentra en contacto con la columna de agua no hay raíces y presenta una textura arcillosa. Sobre este perfil del humedal se mantienen todas las especies vegetales vivas,

que promueven la formación del sustrato descrito al depositarse continuamente.



**Figura 2.** Descripción morfológica del perfil del sustrato del humedal flotante en donde se puede apreciar que está conformado en su mayoría por materia orgánica con diferentes grados de descomposición.

El sustrato del humedal del lago Cuitzeo posee, en promedio, un 96 % de materia orgánica de acuerdo con el análisis de ignición. El valor promedio de densidad aparente fue de  $0.13 \pm 0.04 \text{ g/cm}^3$ . En promedio, el contenido de carbono orgánico fue de  $26 \pm 0.75 \text{ kg C/m}^2$  a 50 cm de profundidad. Para todo el humedal, con un área de 552 ha, se calcularon 92 617 toneladas de carbono en el sustrato de todo el humedal (Tabla 1).

**Tabla 1.** Valores de biomasa aérea y carbono en las especies dominantes del humedal, así como el carbono contenido en el sustrato.

	<b>Carbono promedio (%)</b>	<b>Biomasa seca aérea (kg/ha)</b>	<b>Carbono en biomasa aérea (Kg/ha)</b>	<b>Biomasa seca aérea en el humedal (Ton)</b>	<b>Carbono en el humedal (Ton)</b>
<i>P. australis</i>	42	5 770	2 423	280	118*
<i>Typha</i> spp.	39	3 840	1 498	1 933	754*
<i>S. americanus</i>	40	2 495	998	1 256	502*
Suelo	26				92 617
Total máximo ( <i>Typha</i> spp.)					93 489
Total mínimo ( <i>S. americanus</i> )					93 237

\*de la biomasa aérea.

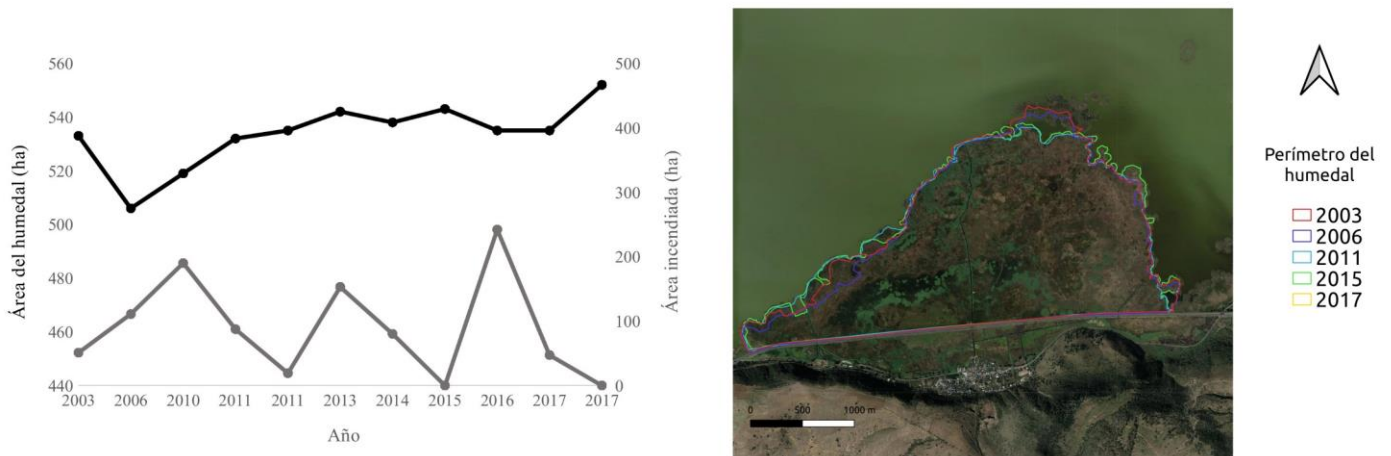
Cuatro especies fueron dominantes en el humedal: *Typha domingensis*, *Typha latifolia*, *Schoenoplectus americanus* y *Phragmites australis*. La biomasa de las dos primeras especies se analizó

conjuntamente debido a que las hojas no se pueden distinguir entre las especies. La especie que tuvo más biomasa seca por hectárea fue *P. australis*, con 5 770 kg, seguida de *Typha* spp. con 3 840 kg y *S. americanus* con 2 495 kg. La concentración de carbono fue muy similar entre especies (42, 39 y 40 %, respectivamente).

El sustrato contiene 26 % de carbono, considerando la densidad del mismo; esto corresponde a 33.6 kg/m<sup>3</sup>, lo que permite estimar 92 617 toneladas en el sustrato del humedal. En cuanto al carbono total contenido en el humedal, considerando la biomasa aérea (como biomasa seca), se pueden hacer dos estimaciones: los valores de carbono en el sustrato y en *P. australis* son los mismos para ambas estimaciones; con el valor de *Typha* spp. se puede hacer una estimación máxima de 93 489 toneladas (dado que los individuos de este género acumulan más biomasa por unidad de área que los de *S. americanus*) y una estimación mínima de 93 237 toneladas.

Se midió el área total del humedal de 2003 a 2017 y se encontraron fluctuaciones en su área durante ese periodo. De acuerdo con el registro histórico, durante 2006, el área del humedal era casi un 10 % menor a la registrada en noviembre de 2017. Sin embargo, el análisis a través del tiempo muestra una ligera tendencia del humedal a incrementar su superficie de 533 ha a 552 ha (Figura 3). Asimismo, se identificaron ocho incendios en los nueve años que se tienen de registro. En 2010 hubo un incendio que dañó el 35 % del área, pero el mayor incendio registrado sucedió en 2016, al cubrir 45 % del área del humedal. La fotointerpretación de las imágenes satelitales también permitió identificar que el área del humedal está cubierta en casi un 10 % por *Phragmites*

*australis* y, entre 2010 y 2017, la superficie cubierta por esta especie se incrementó de 3 a más de 70 hectáreas.



**Figura 3.** Área total y área dañada por incendios del humedal este del lago Cuitzeo de 2003 a 2017.

Desde el punto de vista de la descripción florística del humedal, se identificaron cuatro especies dominantes de hidrófitas emergentes, incluyendo *Typha dominguensis* Pers., *Typha latifolia* L., *Schoenoplectus americanus* Pers., y *Phragmites australis* (Cav.) Trin & Steud., ya sea formando asociaciones o solas. Además, se identificaron tres especies subordinadas de menor dominancia que forman asociaciones con las anteriores. Estas últimas especies son una hidrófita emergente, *Hydrocotyle verticillata* Thunb. var. *Triradiata* (Rich.), y dos subacuáticas tolerantes: *Eleocharis montevidensis* Kunth. y *Juncus arcticus* Willd.

## Discusión

La exploración del humedal del lago Cuitzeo permitió identificarlo como un humedal que se encuentra sobre un sustrato de materia orgánica en distintos grados de descomposición, vegetación viva que se desarrolla sobre este sustrato que en su conjunto flota sobre una columna de agua libre. La estructura general de este humedal se constituye por una capa superficial de raíces entrelazadas, seguido de una capa de turba cuya profundidad está determinada por la profundidad de las raíces vecinas con la columna de agua libre, en donde de acuerdo con diversos estudios se da la mayor parte de los procesos relacionados con los microorganismos, como la captación de nutrientes y metales, el aumento en las tasas de desnitrificación y la absorción del fósforo por las plantas (Jacobs & Harrison, 2014; Masters, 2012; Yeh, Yeh, & Chang, 2015). Esto es importante, porque el lago Cuitzeo es alimentado de manera permanente por el río Grande de Morelia, que transporta y vierte aguas negras de la ciudad, y recibe el aporte continuo de fosfatos y nitratos como producto de desechos agrícolas, urbanos e industriales (Conagua & CEAC, 2009).

La ligera expansión del humedal hacia el lago, que indica el análisis de imágenes, puede ser consecuencia de los afluentes ricos en nutrimentos del río Grande de Morelia y de entradas por precipitación de agua, ya que la contracción y expansión de los humedales es producto de

la fluctuación en el hidropereodo (Mitsch & Gosselink, 2015). La construcción de las dos autopistas que cruzan el lago, los afluentes de ríos y el vertedero de desechos de diferente naturaleza han provocado diferentes condiciones en las tres porciones en las que está dividido el lago Cuitzeo. La porción centro-oriente, donde se encuentra el humedal, recibe un afluente controlado por las represas de la planta de saneamiento Atapaneo, lo cual ha provocado un nivel sin fluctuaciones importantes. Sin embargo, en noviembre y diciembre de 2017, y enero de 2018, al realizar las visitas periódicas al lago fue imposible entrar por el nivel alto de agua, debido a las altas, constantes e inusuales precipitaciones durante esos meses.

En el humedal se encontraron siete especies de plantas emergentes, en contraste con las 12 especies descritas por Rojas y Novelo (1995), que denominaron esa zona como la de mayor diversidad. Esto puede deberse a la creciente problemática derivada de la contaminación del agua que alimenta al lago, y al aumento de asentamientos humanos en la ribera del lago. Otro aspecto relevante encontrado en este estudio es la expansión de *P. australis*, que en el año 2010 cubría 3 ha y en 2017 ya cubría 50 ha. La proliferación de esta especie ha sido bien documentada tanto en humedales costeros como continentales como respuesta a diversos factores de disturbio, incluyendo mayores concentraciones de nutrientes (Chambers, Meyerson, & Saltonstall, 1999; Uddin & Robbinson, 2018), con las consecuentes pérdidas en biodiversidad (Chambers *et al.*, 1999; Minchinton, Simpson, & Bertness, 2006). El presente trabajo muestra la importancia de entender la formación de este tipo de humedales flotantes en lagos del Altiplano, que

aunque poco diversos, juegan un papel importante en otros sentidos, como la acumulación de carbono.

Como parte de la exploración remota de la dinámica espacial del humedal, la exploración de disturbios, como los incendios, puede proporcionar una idea de la resiliencia de este sistema, así como del comportamiento de las especies nativas y las especies invasoras. Aunque se desconoce el origen de dichos incendios, es decir, si son naturales o inducidos, el hecho de encontrar áreas con señales de fuego en casi todas las imágenes satelitales es evidencia de que se trata de un fenómeno constante en el sitio. El estudio realizado por Escutia-Lara, Lara-Cabrera y Lindig-Cisneros (2009), en el que se evalúa el efecto del fuego en la dinámica de las hidrófitas en La Mintzita, Michoacán, sin duda es un importante precedente sobre el efecto del fuego en la estructura y composición del humedal, sugiriendo que tales eventos tienen un efecto positivo al reducir la cobertura de las especies dominantes como *T. dominguensis* y *S. americanus*, así como la competencia que a su vez promueve la expansión y proliferación de especies nativas y, por tanto, aumenta la diversidad. Cabe mencionar que este fenómeno se ha registrado en diversos tulares, como los de Chiapas (Rincón, 2014) y Veracruz (Moreno-Casasola, comunicación personal).

En este estudio, los valores de densidad aparente ( $0.13 \text{ g/cm}^3$ ) y materia orgánica (96 %) del sustrato del humedal son similares a los valores reportados para humedales con suelos orgánicos. De acuerdo con Mitsch y Gosselink (2015), los suelos orgánicos presentan densidades aparentes de  $0.2$  a  $0.3 \text{ g/cm}^3$ , pero aquellos humedales formados por turba pueden presentar valores más bajos debido a la alta porosidad. En términos del almacén de carbono en el sustrato, los valores obtenidos de

$168 \pm 10 \text{ Mg C/ha}^{-1}$  son similares al resultado más alto reportado por Hernández y Moreno-Casasola (2018) en el suelo de selvas inundables (de  $150$  a  $650 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Estos resultados entran dentro del rango de C almacenado reportado en trabajos realizados en turberas tropicales al sureste de Asia, con  $151.6 \pm 36$  y por debajo de ciénagas en Indonesia con  $1\ 752 \pm 401 \text{ Mg-C ha}^{-1}$  (Hergoualc'h & Verchot, 2011; Saragi-Sasmito, Murdiyarso, June, & Sasmito, 2019). Como ya se mencionó, a diferencia del C almacenado en la superficie, la vegetación supone un almacén considerablemente pequeño, pero no por eso despreciable, pues supone la entrada de materia orgánica que eventualmente formará parte de la turba debajo de la biomasa aérea y la permanencia de la vegetación influye en la dinámica del C en un humedal, y promueve su secuestro (Bedard-Haughn *et al.*, 2006).

Se sabe que en el mundo los humedales almacenan grandes cantidades de carbono, aproximadamente  $530 \text{ PgC}$  (Mitsch & Gosselink 2015), y gran parte se encuentra en la superficie o suelos de turberas (Saragi-Sasmito *et al.*, 2019). Sin embargo, de acuerdo con la revisión realizada por Hernández y Moreno-Casasola (2018), este estudio es el primero en su tipo en la región oeste del país y comprueba el potencial de los humedales continentales para almacenar carbono, sobre todo en el suelo. Sin embargo, existen factores que pueden convertir a un humedal de almacén a fuente de C, como son alteraciones en la temperatura del suelo (Christensen *et al.*, 2003); la profundidad de la columna de agua (Moore, Roulet, & Waddington, 1998; Hirano *et al.*, 2007), y la composición química y cantidad de la materia orgánica (Christensen *et al.*, 2003).

A la fecha, se ha dado una gran importancia al carbono azul tanto en México como en el mundo. Estas evaluaciones consideran el carbono con influencia marina como el almacenado en manglares y pastos marinos. Sin embargo, México presenta turberas importantes tanto en zonas montañosas como costeras, dominadas por humedales de agua dulce. Estudios como el presente apuntan a la importancia de poner más atención e incrementar los trabajos en los distintos humedales de agua dulce. De manera particular, es importante tomar medidas para la conservación de este humedal y de su vegetación hidrófita, entre ellas reducir los incendios provocados, garantizar un buen manejo del lago en términos de su dinámica hídrica y calidad del agua que recibe. Sería deseable proponer que este lago sea reconocido como un sitio Ramsar, para coadyuvar a su conservación y manejo sustentable.

### **Agradecimientos**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca recibida por S. P-G; al Mtro. Rodrigo Velázquez-Duran, y al Laboratorio de Biogeoquímica de Suelos, IIES, UNAM, por los análisis de carbono. Este proyecto fue financiado por recursos institucionales del IIES-UNAM.

### **Referencias**

Bedard-Haughn, A., Jongbloed, F., Akkerman, J., Uijl, A., Jong, E., Yates, T., & Pennock, D. (2006). The effects of erosional and management history on soil organic carbon stores in ephemeral wetlands of

- hummocky agricultural landscapes. *Geoderma*, 135, 296-306. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.01.004>
- Brinson, M. M., & Malvárez, A. I. (2002). Temperate freshwater wetlands: Types, status, and threats. *Environmental Conservation*, 29, 115-133. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892902000085>
- Conagua & CEAC, Comisión Nacional del Agua & Comisión Estatal del Agua y Gestión de Cuencas. (2009). *Plan de Gestión Integral de los Recursos Naturales de la Cuenca del Lago de Cuitzeo*. Morelia, México: Comisión Nacional del Agua & Comisión Estatal del Agua y Gestión de Cuencas.
- Cram, S., Galicia, L., & Alcántara, I. I. (2010). *Atlas de la cuenca del lago de Cuitzeo: análisis de su geografía y su entorno socioambiental*. Instituto de Geografía-UNAM/Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México. Recuperado de <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/132>
- Chambers, R. M., Meyerson, L. A., & Saltonstall, K. (1999). Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, 64, 261-273. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00055-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00055-8)
- Christensen, T. R., Ekberg, A., Ström, L., Mastepanov, M., Panikov, N., Oquist, M., Svenson, B. H., Nykanen, H., Martikainen, P. J., & Oskarsson, H. (2003). Factors controlling large scale variations in methane emissions from wetlands. *Geophysical Research Letters*, 30, 1-67. DOI: <http://doi.org/10.1029/2002GL016848>

- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 934-941. DOI: <https://doi.org/10.101017/MF14173>
- Escutia-Lara, Y., Lara-Cabrera, S., & Lindig-Cisneros, R. (2009). Efecto del fuego y dinámica de las hidrófitas emergentes en el humedal de la Mintzita, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80, 771-778.
- Fiedler, S., Vepraskas, M. J., & Richardson, J. L. (2007). Soil redox potential: Importance, field measurements, and observations. *Advances in Agronomy*, 94, 1-54. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)94001-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)94001-2)
- Hernández, M. E., & Moreno-Casasola, P. (2018). Almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México. *Madera y Bosques*, 24. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401881>
- Hergoualc'h, K., & Verchot, L. V. (2011). Stocks and fluxes of carbon associated with land use change in Southeast Asian tropical peatlands: A review. *Global Biogeochemical Cycles*, 25. DOI: <https://doi.org/10.1029/2009GB003718>
- Hirano, T., Segah, H., Harada, T., Limin, S., June, T., Hirata, R., & Osaki, M. (2007). Carbon dioxide balance of a tropical peat swamp forest in Kalimantan, Indonesia. *Global Change Biology*, 13, 412-425. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01301.x>
- Hoogsteen, M. J. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C. J., & Tittonell, P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: Effects of ignition conditions and structural water

- loss. *European Journal of Soil Science*, 66, 320-328. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12224>
- Huffman, E. N. (1997). Performance of a new automatic carbon dioxide coulometer. *Microchemical Journal*, 2, 567-573. DOI: [https://doi.org/10.1016/0026-265X\(77\)90128-X](https://doi.org/10.1016/0026-265X(77)90128-X)
- Jacobs, A. E., & Harrison, J. A. (2014). Effects of floating vegetation on denitrification, nitrogen retention, and greenhouse gas production in wetland microcosms. *Biogeochemistry*, 119, 51-66. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9947-9>
- Kotze, D. C. (2013). The effects of fire on wetland structure and functioning. *African Journal of Aquatic Science*, 38, 237-247. DOI: <https://doi.org/10.2989/16085914.2013.828008>
- Landgrave, R., & Moreno-Casasola, P. (2012). Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación Ambiental, Ciencia y Política Pública*, 4. Recuperado de [www.revista.inecc.gob.mx/article/view/121#.XKlkl5gzblU](http://www.revista.inecc.gob.mx/article/view/121#.XKlkl5gzblU)
- Laubhan, M. K. (1995). Effects of prescribed fire on moist-soil vegetation and soil macronutrients. *Wetlands*, 15, 159-166. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03160669>
- Martin, K. L., & Kirkman, L. K. (2009). Management of ecological thresholds to re-establish disturbance-maintained herbaceous wetlands of the south-eastern USA. *Journal of Applied Ecology*, 46, 906-914. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01659.x>
- Masters, B. (2012). The ability of vegetated floating Islands to improve water quality in natural and constructed wetlands: A review. *Water*

- Practice and Technology*, 7. DOI:  
<https://doi.org/10.2166/wpt.2012.022>
- Minchinton, T. E., Simpson, J. C., & Bertness, M.D. (2006). Mechanisms of exclusion of native coastal marsh plants by an invasive grass. *Journal of Ecology*, 94, 342-354. DOI:  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01099.x>
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28, 583-597. DOI:  
<https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. (2015). *Wetlands* (5<sup>th</sup> ed.). New York, USA: John Wiley and Sons Inc.
- Moore, T. R., Roulet, N. T., & Waddington, J. M. (1998). Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands. *Climate Change*, 40, 229-245. DOI:  
<https://doi.org/10.1023/A:1005408719297>
- Nyman, J. A., & Chabreck, R. H. (1995). Fire in coastal marshes: History and recent concerns. In: *Fire in wetlands: A management perspective. Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference*. Recuperado de [http://talltimbers.org/wp-content/uploads/2014/03/NymanandChabreck1995\\_op.pdf](http://talltimbers.org/wp-content/uploads/2014/03/NymanandChabreck1995_op.pdf)
- Olmsted, I. (1993). Wetlands of Mexico. In: Whigham, D. F., Dykyjová, D., & Hejný, S. (eds.) *Wetlands of the world I: inventory, ecology and management. Handbook of vegetation science*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. DOI:  
<https://doi.org/10.1007/978-94-015-8212-4>

- Paige, S. E., & Baird, A. J. (2016). Peatlands and global change: Response and Resilience. *Annual Review of Environment and Resources*, 41, 35-57. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085520>
- Reddy, K. R., & De Laune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: Science and applications*. CRC press, Boca Raton, USA.
- Rincón, P. M. (2014). *Bosques de zapotonales (Pachira aquatica) en la Reserva de la Biosfera la Encrucijada, Chiapas, México* (tesis de maestría en ciencias biológicas). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rojas, M. J., & Novelo, R. A. (1995). Flora y vegetación acuáticas del lago de Cuitzeo, Michoacán, México. *Acta Botánica Mexicana*, 31, 1-17.
- Rolletschek, H., Rolletschek, A., Hartzendorf, T., & Kohl, J. G. (2000). Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 425-433. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1026562002388>
- Smardon, R. (2014). Wetland ecology principles and conservation. *Water*, 6, 813-817. DOI: <https://doi.org/10.3390/w6040813>
- Saragi-Sasmito, M. F., Murdiyarso, D., June, T., & Sasmito, S. D. (2019). Carbon stocks, emissions, and aboveground productivity in restored secondary tropical peat swamp forests. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24, 521-533. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9793-0>

- Schmalzer, P. A., & Hinkle, C. R. (1992). Soil dynamics following fire in *Juncus* and *Spartina* marshes. *Wetlands*, 12, 8-21. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03160539>
- Uddin, M. N., & Robinson, R. W. (2018). Can nutrient enrichment influence the invasion of *Phragmites australis*? *Science of the Total Environment*, 613, 1449-1459. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.131>
- van Asselen, S., Verburg, P. H., Vermaat, J. E., & Janse, J. (2013). Drivers of wetland conversion: A global meta-analysis. *PLoS ONE*, 8. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081292>
- van der Valk, A. (2012). *The biology of freshwater wetlands*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Watts, A. C., Kobsiar, L. N., & Snyder, J. R. (2012). Fire reinforces structure of pond cypress (*Taxodium distichum* var. *imbricarium*) domes in a wetland landscape. *Wetlands*, 32, 439-448. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-012-0277-9>
- Yeh, N., Yeh, P., & Chang, Y. H. (2015). Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 616-622. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.090>

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-10

Artículos

## **Ajuste de la distribución de valores extremos de dos componentes (TCEV) por medio de máxima verosimilitud**

### **Fit of the two-component extreme value (TCEV) distribution through of maximum likelihood**

Daniel Francisco Campos-Aranda<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, campos\_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos\_aranda@hotmail.com

#### **Resumen**

En muchas cuencas medianas y grandes de nuestro país y del mundo, su registro anual de crecientes está integrado por eventos que fueron generados por fenómenos físicamente diferentes. Por ejemplo, muchas crecientes se originan con tormentas locales y una porción pequeña se debe a lluvias ciclónicas de amplia cobertura y duración, que generan crecientes extraordinarias. Para este tipo de registros se propone la

distribución TCEV (*two-component extreme value*) con cuatro parámetros de ajuste, la cual tiene una base teórica que permite una interpretación aproximada para dos mecanismos de generación de las crecientes y que además es capaz de reproducir la variabilidad real del coeficiente de asimetría. En este trabajo se detalla su génesis y el método de ajuste por máxima verosimilitud, según dos versiones numéricas: (1) sustitución sucesiva y (2) maximización de la función objetivo. Se procesaron seis registros de crecientes, cuya amplitud varió de 31 a 72 datos, con tres a seis valores dispersos o crecientes que se apartan de la tendencia general. Se contrastan las predicciones del modelo TCEV, ajustado con cada método numérico, contra las obtenidas con las distribuciones de aplicación establecida bajo precepto (LP3, GVE y LOG) y la Wakeby. Aceptando el error estándar de ajuste como criterio de selección, se deduce que la distribución TCEV es la mejor opción en dos de los seis registros procesados. Por último, se formulan las conclusiones, las cuales sugieren la aplicación sistemática de la distribución TCEV con ambos métodos numéricos en los registros que presentan dos poblaciones mezcladas.

**Palabras clave:** distribución TCEV, proceso de Poisson, máxima verosimilitud, algoritmo de Rosenbrock, error estándar de ajuste, homogeneidad y estacionariedad, contraste de predicciones.

## Abstract

The annual record of floods, in many medium and large basins of our country and the world, is made up of events generated by physically different phenomena. For example, many floods originate from local

storms and a small portion is generated by cyclonic rains of wide coverage and duration, which generate extraordinary floods. The TCEV distribution (two-component extreme value) with four fitting parameters has been proposed for this type of records. TCEV has a theoretical basis that allows an approximate interpretation for two mechanisms of generation of the floods and it is also capable of reproducing the real variability of the asymmetry coefficient. This paper details its genesis and the fitting method by maximum likelihood, according to two numerical versions: (1) successive substitution and (2) objective function maximization. Six registries of floods were processed, the amplitude of which varied from 31 to 72 data, with three to six outliers or floods values that depart from the general trend. The predictions of the TCEV model, fitted with both numerical methods, are compared with those obtained using the standard application distributions (LP3, GVE and LOG) and the Wakeby distribution. Accepting the standard error of fit as a selection criterion, it follows that the TCEV distribution is the best option in two of the six processed records. Lastly, as conclusion, the systematic application of the TCEV distribution is suggested, using both numerical methods, in records that present two mixed populations.

**Keywords:** TCEV distribution, Poisson process, maximum likelihood, Rosenbrock algorithm, standard error of fit, homogeneity and stationarity, prediction contrast.

Recibido: 26/09/2019

Aceptado: 28/06/2020

## Introducción

### Generalidades del AFC

El *análisis de frecuencia de crecientes* (AFC) es una de las estimaciones básicas de la hidrología superficial, ya que permite la planeación, diseño y revisión de todas las obras hidráulicas requeridas por la sociedad, sean éstas de aprovechamiento, como los embalses; o de protección, como los diques, encauzamientos, presas de control, puentes, obras de drenaje urbano, etcétera. El AFC intenta definir la relación entre los gastos máximos de las crecientes anuales y su probabilidad de ser excedidos. Seleccionada tal probabilidad o riesgo para la *creciente de diseño*, su valor debe estimarse con la mayor precisión posible, ya que un error por defecto genera un aumento del riesgo adoptado y un error por exceso, origina un aumento del costo del proyecto (Botto, Ganora, Laio, & Claps, 2014).

El procedimiento más exacto para realizar un AFC consiste en representar el registro disponible de gastos máximos anuales por una función de distribución de probabilidades (FDP), y con base en tal modelo probabilístico realizar las inferencias buscadas o *predicciones*. Esta técnica puede conducir a estimaciones inexactas debido principalmente a los

cuatro factores siguientes: (1) errores de medición en los datos; (2) amplitud finita del registro disponible; (3) presencia de mecanismos diferentes de generación de las crecientes, y (4) elección de la FDP (Merz & Blöschl, 2008).

Francés-García (1995) indica que históricamente la evolución de los AFC ha pasado por tres etapas: (I) búsqueda y ajuste de una mejor FDP a los gastos máximos anuales, hasta la década de 1960; (II) mejora de los métodos de estimación de los parámetros de ajuste de las FDP, durante el decenio de 1970, y (III) aumento en la exactitud de las estimaciones, desde la década de 1980, mediante el incremento de los registros de gastos máximos, a través del análisis regional y/o la incorporación de la información histórica de crecientes.

Una cuarta etapa evolutiva de los AFC inicia en el siglo XXI y se refiere al procesamiento de registros que no son estacionarios, debido a que presentan tendencias, y/o aumento o disminución de la variabilidad, como consecuencia de cambios físicos en las cuencas o del cambio climático (Khaliq, Ouarda, Ondo, Gachon, & Bobée, 2006; Katz, 2013; López-de-la-Cruz & Francés, 2014; Prosdocimi, Kjeldsen & Svensson, 2014; Campos-Aranda, 2018).

## **AFC con base en FDP mixtas**

Desde la mitad del siglo pasado cobró interés la presencia de dos propiedades estadísticas observadas en los registros de gastos máximos anuales. La primera se llamó "efecto pata de perro" (*dog leg effect*), designada así por Potter (1958). Se observa al dibujar en el papel de probabilidad los datos y encontrar un cambio brusco de pendiente debido a la presencia de valores dispersos (*outliers*). La segunda propiedad se denominó "fenómeno de separación", estudiada y documentada por Matalas, Slack y Wallis (1975), quienes dibujaron en las abscisas los valores promedio de los coeficientes de asimetría o de sesgo, y en las ordenadas sus respectivas desviaciones estándar de los registros sintéticos generados con las FDP más comunes. Al llevar a tal gráfica los puntos de los registros históricos disponibles de gastos máximos anuales en cada una de las 14 regiones hidrológicamente homogéneas de EUA se observó que las FDP quedaban por debajo de los puntos reales; esto indicaba que tales FDP no podían representar la variabilidad muestral que tienen las crecientes.

Detectadas por los hidrólogos las deficiencias citadas de las FDP utilizadas hacia el final de la década de 1970, se propuso su solución a través de los *modelos probabilísticos mixtos*, los cuales toman en cuenta los diferentes orígenes en las crecientes de un registro. Los modelos mixtos se aplican bajo dos enfoques diferentes: (a) crecientes independientes y separables, y (b) crecientes independientes que están mezcladas. El ejemplo clásico del primer enfoque es el modelo sugerido por Waylen y Woo (1982), aplicable cuando las crecientes originadas por fusión de la nieve y lluvia son plenamente identificables por su fecha de ocurrencia en el registro disponible de gastos máximos anuales. Las crecientes de fusión de nieve originan gastos bajos y ocurren en

primavera-verano, y las de lluvia generan gastos mayores y suceden en el invierno de octubre a febrero. Para el segundo enfoque se han propuesto las mezclas de FDP, por ejemplo: (1) la denominada Gumbel doble, sugerida por González-Villarreal (1970); (2) la distribución Wakeby, propuesta por Houghton (1978), que intenta modelar la porción izquierda y derecha de manera separada; (3) el modelo TCEV, desarrollado por Rossi, Fiorentino y Versace (1984); y (4) la función Gumbel mixta aplicada recientemente por Molina-Aguilar, Gutiérrez-López y Aparicio-Mijares (2018). Rulfova, Buishand, Roth y Kysely (2016) propusieron la distribución TCGEV (*two-component generalized extreme value*) de dos componentes de valores extremos generalizados, como un modelo más flexible para el análisis de precipitaciones máximas anuales de seis horas de duración.

La distribución TCEV se describe con detalle en este artículo debido a que no ha sido aplicada en México de manera sistemática, ni bajo precepto, ni como una opción de los modelos probabilísticos sugeridos en registros de crecientes con poblaciones mezcladas.

## Objetivo

En este trabajo se expone con detalle el origen teórico de la distribución TCEV (*two-component extreme value*) con cuatro parámetros de ajuste, que conduce a un modelo probabilístico adecuado a registros de

crecientes anuales que proceden de dos mecanismos físicamente diferentes, pero que están mezclados. El método de ajuste de la distribución TCEV, por medio de máxima verosimilitud, se describe en sus dos versiones: (1) método numérico de sustituciones sucesivas y (2) método numérico de optimización. Se procesan, con ambos métodos, seis registros de crecientes tomados de la literatura especializada, los cuales varían de 31 a 72 datos, y tienen entre tres y seis valores dispersos. Enseguida, se contrastan seis predicciones de periodos de retorno de 10, 25, 50, 100, 500 y 1 000 años, cada una con seis valores procedentes del ajuste de las distribuciones TCEV, Log-Pearson tipo III, General de Valores Extremos, Logística Generalizada y Wakeby. Por último, se formulan las conclusiones de estudio.

## **Otros métodos de ajuste y aplicaciones de la distribución TCEV**

Francés (1998) amplió el método de máxima verosimilitud para el uso conjunto de información sistemática e histórica de crecientes. En cambio, Beran, Hosking y Arnell (1986) exponen tres ecuaciones para cuantificar los momentos de probabilidad pesada (MPP) e indican que tales expresiones deben resolverse de manera iterativa, por lo cual resultan más complicadas que el método de máxima verosimilitud. El procedimiento del método de los MPP ha sido expuesto por Singh (1998),

así como el basado en el principio de máxima entropía, sugerido originalmente por Fiorentino, Arora y Singh (1987).

Por otra parte, Fiorentino, Versace y Rossi (1985) fueron los primeros en indicar que la distribución TCEV mostró un buen ajuste en registros de precipitación máxima diaria anual del sur de Italia, que fueron procesados como series de duración parcial o de magnitudes superiores a un valor umbral. Posteriormente, Cannarozzo, D'Asaro y Ferro (1995) aplicaron la distribución TCEV de manera regional en Sicilia, Italia, usando registros de lluvia y de crecientes. Ferro y Porto (2006) usan el modelo TCEV con el enfoque jerárquico regional en un AFC para Sicilia, Italia. Tal enfoque regional fue propuesto originalmente por Fiorentino, Gabriele, Rossi y Versace (1987). Boni, Parodi y Rudari (2006), así como Aronica y Candela (2007) emplean la distribución TCEV en los análisis regionales de lluvias que han descrito. Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2004) realizan un análisis bivariado de crecientes, empleando como distribuciones marginales la TCEV.

## **Descripción de la teoría y datos**

### **FDP de los modelos mixtos**

Waylen y Woo (1982) llaman  $R$  a la variable aleatoria que representa a las crecientes anuales originadas por la precipitación, que son las más grandes, y  $S$  a las generadas por la fusión de la nieve, que son las básicas o menores;  $X_i$  es una nueva variable aleatoria que es el máximo de ambas;  $i$  es el año, y  $n$  es la amplitud del registro disponible. Como se acepta la hipótesis de que  $R$  y  $S$  son independientes, su FDP es igual al producto de ambas, y cada una se estima por separado con los  $n$  datos correspondientes tomados del registro. Entonces, la función de probabilidad de no excedencia de  $X_i$  es (Francés-García, 1995):

$$X_i = \max(R_i, S_i) \quad (1)$$

$$F_X(x) = P(X \leq x) = P(R \leq x, S \leq x) = P(R \leq x) \cdot P(S \leq x) = F_R(x) \cdot F_S(x) \quad (2)$$

En el caso más simple,  $F_R(x)$  y  $F_S(x)$  son FDP Gumbel, con dos parámetros de ajuste, ubicación y escala, cada una. La aplicación de la distribución Gumbel doble de cinco parámetros de ajuste se ha resuelto de manera práctica a través de optimización numérica no restringida (Gómez, Aparicio, & Patiño, 2010); su FDP es (González-Villarreal, 1970):

$$F_X(x) = P(X \leq x) = F_R(x) \cdot [p + (1 - p) \cdot F_S(x)] \quad (3)$$

En la ecuación anterior,  $p$  es la probabilidad de tener eventos ordinarios. En la distribución Wakeby (Houghton, 1978), la nueva variable aleatoria está definida por la suma, ya que la creciente máxima anual se produce por la combinación en el tiempo de los dos mecanismos generadores y entonces su FDP se expresa en forma explícita como:

$$x = -a \cdot [1 - F_X(x)]^b + c \cdot [1 - F_X(x)]^d + e \quad (4)$$

La estimación de sus cinco parámetros de ajuste se ha resuelto por medio del método de los momentos L (Hosking & Wallis, 1997) y mediante optimización numérica restringida (Campos-Aranda, 2001). Por último, la distribución Gumbel mixta ha sido ajustada con base en algoritmos modernos de búsqueda (Molina-Aguilar *et al.*, 2018); su FDP es similar a la Ecuación (3), ésta es:

$$F_X(x) = P(X \leq x) = p \cdot F_R(x) + (1 - p) \cdot F_S(x) \quad (5)$$

## Génesis de la distribución TCEV

### Proceso compuesto de Poisson

Rossi *et al.* (1984) establecieron que un principio teórico es necesario que respalde a una cierta FDP, para que pueda ser considerada y aceptada como un modelo de origen o fuente (*parent distribution*) de las crecientes de una cierta región geográfica. Debido a las limitaciones que tienen los registros disponibles de crecientes, además de sus particularidades estadísticas, la FDP por seleccionar debe contar con una estructura probabilística que simule la procedencia real de las crecientes de la zona bajo estudio.

Al respecto, Rossi *et al.* (1984) indican que la hipótesis básica de la teoría de valores extremos es muy restrictiva, al considerar que las crecientes anuales provienen del valor máximo de la una serie amplia de variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidas (*iid*). Un planteamiento más flexible y de mayor similitud con la realidad física considera que las crecientes anuales ( $X$ ) son el máximo de una secuencia de  $k$  números aleatorios con distribución de Poisson, que son variables aleatorias *iid* no negativas  $Z_i$ , con  $i = 1, 2, \dots, k$ , las cuales son también independientes de  $k$ . Lo anterior equivale a modelar  $X$  como el máximo de un proceso compuesto de Poisson, cuya FDP es (Todorovic & Zelenhasic, 1970):

$$F_X(x) = P[X \leq x] = \exp\{-\lambda[1 - F_Z(x)]\} \quad \text{para } x \geq 0 \quad (6)$$

en donde  $\lambda = E[k]$  es el parámetro del proceso de Poisson. Si  $Z$  se adopta como una variable aleatoria exponencial, se tiene que:

$$F_Z(z) = 1 - \exp(-x/\theta) \text{ para } z \geq 0 \quad (7)$$

siendo  $\theta = E[Z]$ . Sustituyendo la Ecuación (7) en la Ecuación (6) se obtiene:

$$F_X(x) = \exp[-\lambda \cdot \exp(-x/\theta)] \text{ para } x \geq 0 \quad (8)$$

La expresión anterior se puede transformar en la FDP Gumbel o tipo I de valores extremos, haciendo su parámetro de ubicación  $\varepsilon$  igual a  $\theta$  por el logaritmo natural de  $\lambda$ , obteniéndose:

$$F_X(x) = \exp\left\{-\exp\left[-\frac{x-\varepsilon}{\theta}\right]\right\} \text{ para } -\infty < x < \infty \quad (9)$$

siendo:

$$\varepsilon = \theta \cdot \ln \lambda \quad (10)$$

Y:

$$\lambda = \exp(\varepsilon/\theta) \quad (11)$$

La Ecuación (8) tiene una discontinuidad en  $x = 0$ , que vale  $\exp(-\lambda)$ , es decir, exhibe una componente delta, mientras que la Ecuación (9) se extiende hacia los valores negativos de  $x$ . El valor de  $\exp(-\lambda)$  es cercano a cero, excepto quizás en climas áridos por la ocurrencia de valores nulos (Rossi *et al.*, 1984).

### Desarrollo del modelo mixto

Un enfoque posible para tomar en cuenta en los AFC la presencia de valores dispersos (*outliers*) y series de una asimetría elevada consiste en aceptar que el registro de crecientes proviene de dos mecanismos diferentes de generación: uno de ellos origina crecientes de baja magnitud, pero frecuentes, y el otro genera crecientes extraordinarias esporádicas. Entonces, asumiendo que existen dos secuencias de crecientes independientes de variables *iid*,  $Z_{1i}$ ,  $i = 1, 2, \dots, K_1$  y  $Z_{2j}$ ,  $j = 1, 2, \dots, K_2$ , cada una definida por un proceso compuesto de Poisson con parámetros  $\lambda_1 = E[K_1]$  y  $\lambda_2 = E[K_2]$ , respectivamente, con  $\lambda_1 > \lambda_2$ . El número total  $K = K_1 + K_2$  de crecientes independientes en un año será también un proceso compuesto de Poisson con parámetro  $\lambda = \lambda_1 + \lambda_2$ , mientras que la magnitud  $Z$  de las crecientes anuales estará definida por la mezcla de FDP, es decir (Rossi *et al.*, 1984):

$$F(z) = p \cdot F_{Z_1}(z) + (1 - p) \cdot F_{Z_2}(z) \text{ para } z \geq 0 \quad (12)$$

en donde  $p = \lambda_1/\lambda$  es la proporción de  $Z_1$  en la mezcla (crecientes básicas u ordinarias) y  $(1 - p)$  la de las crecientes extraordinarias con mucha mayor variabilidad. Sustituyendo la Ecuación (6) en la Ecuación (12) se obtiene:

$$F_X(x) = \exp\{-\lambda_1[1 - F_{Z_1}(x)] - \lambda_2[1 - F_{Z_2}(x)]\} \text{ para } x \geq 0 \quad (13)$$

Designando con  $X_1$  y  $X_2$  a los máximos anuales de  $Z_1$  y  $Z_2$  se tiene que:

$$F_X(x) = F_{X_1}(x) \cdot F_{X_2}(x) \quad (14)$$

Por último, si  $Z_1$  y  $Z_2$  son variables aleatorias exponenciales, como en la Ecuación (8), la Ecuación (14) se transforma en la distribución de valores extremos de dos componentes (TCEV):

$$F_X(x) = \exp[-\lambda_1 \cdot \exp(-x/\theta_1) - \lambda_2 \cdot \exp(-x/\theta_2)] \text{ para } x \geq 0 \quad (15)$$

Sus cuatro parámetros de ajuste caracterizan las crecientes básicas y las extraordinarias con el número medio de crecientes independientes por año ( $\lambda_1 > 0$ ,  $\lambda_2 \geq 0$ ) y la amplitud media del gasto máximo anual ( $\theta_2 \geq \theta_1 > 0$ ). Fiorentino *et al.* (1985) destacan que la Ecuación (15) tiene una probabilidad finita cercana a cero, cuyo valor es  $\exp(-\lambda)$ , y que en

ausencia de la componente de valores extraordinarios, la distribución TCEV se reduce a la distribución Gumbel. La función de densidad de probabilidad de  $X$ , según la ecuación anterior es:

$$f_X(x) = F_X(x) \cdot \psi(x) \quad (16)$$

en la cual:

$$\psi(x) = (\lambda_1/\theta_1) \cdot \exp(-x/\theta_1) + (\lambda_2/\theta_2) \cdot \exp(-x/\theta_2) \quad (17)$$

Generalizando la Ecuación (11) y aplicándola a la Ecuación (15), se obtiene que el modelo TCEV equivale al producto de dos distribuciones Gumbel (Rossi *et al.*, 1984; Metcalfe, 1997), ésta es:

$$F_X(x) = \exp\{-\exp[-(x - \varepsilon_1)/\theta_1]\} \cdot \exp\{-\exp[-(x - \varepsilon_2)/\theta_2]\} \quad (18)$$

En la ecuación anterior,  $\varepsilon_1$  y  $\varepsilon_2$  son los parámetros de ubicación y  $\theta_1$  y  $\theta_2$  los de escala de cada distribución Gumbel.

### Probabilidad de valores dispersos

Beran *et al.* (1986) exponen y analizan diversos aspectos teóricos complementarios relativos a la distribución TCEV. Encuentran que al igual que la distribución Wakeby, el modelo TCEV tiene extremo derecho más denso que la mayoría de las FDP utilizadas en hidrología. También demuestran que la distribución TCEV es capaz de mostrar el fenómeno de separación al utilizar registros amplios de Inglaterra.

Beran *et al.* (1986) sugieren que la proporción de valores dispersos de un registro es de interés y puede ser utilizada para validar la aceptación de la distribución TCEV. Esta proporción denominada  $q$  es función de  $\theta$  y  $\lambda$ , según las expresiones siguientes:

$$\theta = \theta_2/\theta_1 \quad (19)$$

$$\lambda = \lambda_2/\lambda_1^{1/\theta} \quad (20)$$

$$q = -\frac{\lambda}{\theta} \sum_{j=0}^{\infty} \frac{(-1)^j}{j!} \lambda^j \cdot \Gamma\left(\frac{j+1}{\theta}\right) \quad (21)$$

Beran *et al.* (1986) exponen una gráfica para estimar  $q$ , cuyas rectas varían de 0.01 a 0.90, con  $\theta \cdot \ln \lambda$  en las abscisas y  $\theta$  en las ordenadas. También indican que en la Ecuación (21) la serie converge rápidamente para  $q < 0.90$  y que cuando se empleó la distribución TCEV con 2 334 estaciones-año de 57 registros de Inglaterra se obtuvo un valor disperso por cada 33 datos máximos anuales; es decir,  $q = 3.03 \%$ ; en cambio, Rossi *et al.* (1984) encuentran en los ríos italianos un valor

disperso por cada siete datos anuales, es decir,  $q = 14.3 \%$ . Para estimar el valor de la función Gamma se puede emplear la aproximación de Stirling (Davis, 1972):

$$\Gamma(\omega) \cong e^{-\omega} \cdot \omega^{\omega-1/2} \cdot \sqrt{2\pi} \left( 1 + \frac{1}{12\omega} + \frac{1}{288\omega^2} - \frac{139}{51840\omega^3} - \frac{571}{2488320\omega^4} + \dots \right) \quad (22)$$

## Ajuste por máxima verosimilitud

### 1. Método Numérico de Sustitución Sucesiva

Rossi *et al.* (1984) exponen el logaritmo natural de la función de máxima verosimilitud y lo designan por  $L_{fmv}$ ; su expresión es:

$$L_{fmv} = \sum_{i=1}^n \ln f_X(x_i) = \sum_{i=1}^n \ln F_X(x_i) + \sum_{i=1}^n \ln \psi(x_i) \quad (23)$$

Igualando a cero las derivadas parciales de  $L_{fmv}$  con respecto a los cuatro parámetros de ajuste y realizando varias operaciones algebraicas, Rossi *et al.* (1984) obtienen las cuatro ecuaciones siguientes, las cuales se resuelven mediante una técnica numérica de sustitución sucesiva:

$$\lambda_j = \lambda_j \frac{\sum_{i=1}^n \frac{\exp(-x_i/\theta_j)}{\psi(x_i)}}{\theta_j \sum_{i=1}^n \exp(-x_i/\theta_j)} \text{ para } j = 1, 2 \quad (24)$$

$$\theta_j = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{x_i \cdot \exp(-x_i/\theta_j)}{\psi(x_i)}}{\sum_{i=1}^n x_i \cdot \exp\left(-\frac{x_i}{\theta_j}\right) + \sum_{i=1}^n \frac{\exp(-x_i/\theta_j)}{\psi(x_i)}} \text{ para } j = 1, 2 \quad (25)$$

Para asegurar una convergencia rápida conviene iniciar con unos valores de  $\lambda$  y  $\theta$  lo más aproximados posible. Para la búsqueda de los valores iniciales, primero se dibujan en el papel Gumbel-Powell (Chow, 1964) los datos del registro de crecientes, asignándoles una posición gráfica o probabilidad de no excedencia por medio de la fórmula de Weibull (Benson, 1962):

$$P(X < x) = \frac{m}{n+1} \quad (26)$$

donde  $m$  es el número de orden del dato cuando éstos han sido ordenados de menor a mayor;  $n$  es el número de observaciones, crecientes o datos. Enseguida se identifica la serie básica y se representa por una línea recta o distribución Gumbel (Ecuación (9)), definiendo un punto  $F1, X1$  en su inicio y otro hacia el final de los datos, que se designa  $F2, X2$ . Después se traza otra recta o modelo Gumbel con mayor pendiente para representar los valores extremos o crecientes extraordinarias, usando como punto inicial  $F2, X2$ , y definiendo un punto final en  $F3, X3$  hacia el último de los

datos. Estas tres parejas de valores son llevados a las fórmulas siguientes, que proceden de la Ecuación (9) (Campos-Aranda, 2002), para definir los valores iniciales  $\lambda_j$  y  $\theta_j$ :

$$\theta_1 = \frac{(X_2 - X_1)}{\{-\ln[-\ln(F_2)]\}} - \{-\ln[-\ln(F_1)]\} \quad (27)$$

$$\varepsilon_1 = X_1 - \theta_1 \{-\ln[-\ln(F_1)]\} \quad (28)$$

$$\lambda_1 = \exp(\varepsilon_1 / \theta_1) \quad (29)$$

$$\theta_2 = \frac{(X_3 - X_2)}{\{-\ln[-\ln(F_3)]\}} - \{-\ln[-\ln(F_2)]\} \quad (30)$$

$$\varepsilon_2 = X_2 - \theta_2 \{-\ln[-\ln(F_2)]\} \quad (31)$$

$$\lambda_2 = \exp(\varepsilon_2 / \theta_2) \quad (32)$$

Con base en los valores iniciales, se aplican por primera vez la Ecuación (24) y Ecuación (25), y se evalúa la función logarítmica de máxima verosimilitud ( $L_{fmv}$ ), con la Ecuación (23), y con la Ecuación (15) y Ecuación (17) auxiliares. También se calcula el error estándar de ajuste con la Ecuación (33).

Enseguida, los nuevos valores de  $\lambda_j$  y  $\theta_j$  se convierten en los iniciales y se vuelven a aplicar la Ecuación (24) y Ecuación (25). Si el valor de  $L_{fmv}$

disminuyó, se repite el proceso; si aumentó, se suspende la sustitución sucesiva. Este proceso se programó en lenguaje *Basic* y se llamó a tal código *TCEVMV*.

Al concluir el proceso, se tienen los valores óptimos de los parámetros de ajuste y con ellos se aplica de manera repetida la Ecuación (15) para obtener parejas de valores de  $x$  y  $F_X(x)$ , a fin de construir el modelo TCEV en el papel Gumbel-Powell, y obtener las predicciones buscadas asociadas con periodos de retorno ( $Tr$ ) o intervalos promedio de recurrencia de 10, 25, 50, 100, 500 y 1 000 años. El  $Tr$  es el recíproco de la probabilidad de excedencia y entonces los  $Tr$  citados corresponden a probabilidades de no excedencia [ $F_X(x)$ ] de 0.90, 0.96, 0.98, 0.99, 0.998 y 0.999, respectivamente.

## 2. Método de maximización de la función objetivo

Metcalfe (1997) propuso maximizar el logaritmo de la función de máxima verosimilitud (Ecuación (23)), para el ajuste de la distribución TCEV; por ello, Campos-Aranda (2002) usó el valor negativo de tal expresión ( $L_{fmv}$ ), como *función objetivo* a minimizar por medio de un algoritmo numérico de múltiples variables no restringidas (Rosenbrock, 1960), a través del código disponible en *Fortran* (Kuester & Mize, 1973), el cual fue traducido al lenguaje *Basic* por facilidad de manejo de datos e impresiones (Campos-Aranda, 2003).

Las pruebas numéricas demostraron que el uso de la Ecuación (18) en la Ecuación (23) es más conveniente que la aplicación de la Ecuación (15) debido a una mayor estabilidad numérica y una convergencia más rápida hacia el mínimo buscado. Este algoritmo numérico se programó en lenguaje *Basic* y se designó a tal código *TCEVROS*.

Para el arranque del algoritmo de Rosenbrock se definen unos valores iniciales de las variables a optimizar o parámetros de ajuste de la distribución TCEV; con base en la Ecuación (27), Ecuación (28), Ecuación (29), Ecuación (30) y Ecuación (31). Con tales valores iniciales ( $\varepsilon_1$ ,  $\theta_1$ ,  $\varepsilon_2$  y  $\theta_2$ ) se calcula la primera magnitud de la función objetivo (Ecuación (23), auxiliándose de la Ecuación (17)) y se comienza la búsqueda del mínimo por medio del algoritmo de Rosenbrock.

Al concluir el proceso, se definen las etapas y evaluaciones de la función objetivo (FO) y se obtienen los valores óptimos de los parámetros de ajuste, y con ellos se aplica de manera repetida la Ecuación (18) para obtener parejas de valores de  $x$  y  $F_x(x)$ , así como las predicciones, como se hizo en el método numérico de sustitución sucesiva.

## **Error estándar de ajuste**

Con fines de comparación cuantitativa del ajuste logrado con la distribución TCEV y el método de máxima verosimilitud frente a otros

modelos probabilísticos, se propuso estimar el llamado *error estándar de ajuste (EEA)*, definido como (Kite, 1977):

$$EEA = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{oi} - Q_{ci})^2}{n - np} \right]^{1/2} \quad (33)$$

siendo  $n$  el número total de datos;  $Q_{oi}$ , el gasto máximo anual observado ordenado de menor a mayor; y  $Q_{ci}$ , el gasto máximo calculado con la distribución TCEV (Ecuación (15) o Ecuación (18)), para la misma probabilidad de no excedencia asignada al gasto observado mediante la fórmula de Weibull (Ecuación (26)). Por último,  $np$  es el número de parámetros de ajuste; en este caso, cuatro:  $\lambda_1$  o  $\varepsilon_1$ ;  $\theta_1$ ,  $\lambda_2$  o  $\varepsilon_2$ ,  $\theta_2$ .

Como la Ecuación (15) y la Ecuación (18) no tienen solución inversa, el planteamiento fue utilizar el método numérico de bisección con tolerancia de error igual a 0.0001 entre la probabilidad calculada (Ecuación (26)) y la obtenida con la Ecuación (15) o con la Ecuación (18), utilizando valores límites inferior de 0.001 de  $Q_{oi}$  y superior de tres veces  $Q_{oi}$ . La evaluación del *EEA* se intentó al terminar el cálculo de los valores iniciales de los parámetros de ajuste (Ecuación (27), Ecuación (28), Ecuación (29), Ecuación (30), Ecuación (31) y Ecuación (32)). Algunas veces el método numérico de bisección no funcionó, por ejemplo, cuando la distribución TCEV no coincide con los datos; para tales casos se suprime el uso de la subrutina del *EEA*. El otro cálculo del *EEA* se realizó al terminar el método numérico de sustitución o el algoritmo de Rosenbrock, y por lo general concluyó de modo satisfactorio.

## Registros de crecientes por procesar

Se procesaron seis series de gastos máximos anuales ( $m^3/s$ ) tomadas de la literatura especializada, las cuales se exponen en orden progresivo de amplitud ( $n$ ) en la Tabla 1. Su procedencia es la siguiente: (1) tomado de Haan, Barfield y Hayes (1994) de la localidad llamada Beargrass Creek con 31 valores; (2) el registro de 37 valores de la estación Santa Cruz, lo han expuesto Molina-Aguilar *et al.* (2018); (3) Francés-García (1995) presentó el del río Turia en la estación E-25 con 41 datos; (4) el registro de 53 datos en la estación Huites procede de Campos-Aranda (1999); (5) Gómez *et al.* (2010) mostraron el registro de 58 datos en la estación La Cuña; por último, (6) Kite (1991) presentó los datos del río St. Mary con 72 datos.

**Tabla 1.** Gastos máximos anuales ( $m^3/s$ ) en los seis registros procesados de las estaciones hidrométricas: Beargrass Creek, Santa Cruz, E-25 río Turia, Huites, La Cuña y río St. Mary.

Núm.	Registro número								
	1	2	3	4		5		6	
1	51.3	2 142.0	139	2 085	1 530	784.0	595.2	565	824
2	22.4	1 023.4	90	2 531	8 000	736.8	110.2	294	292
3	23.8	837.6	63	14 376	5 496	510.0	523.9	303	345

4	49.6	1 161.2	2 300	2580	3 385	461.0	1 636.3	569	442
5	25.4	1 062.0	26	1 499	1 374	411.0	1 168.0	232	360
6	60.0	784.2	260	1 165	1 245	326.0	295.0	405	371
7	34.5	1 086.3	117	1 127	2 299	349.8	212.8	228	544
8	36.5	487.8	76	3 215	1 345	130.4	367.4	232	552
9	21.7	677.0	514	10 000	11 350	690.0	144.6	394	651
10	44.5	807.0	84	3 229	2 509	266.0	78.4	238	190
11	35.1	553.0	90	677	2 006	199.0	261.9	524	202
12	30.0	1 252.0	3 700	1 266	1 180	690.0	196.3	368	405
13	42.2	369.5	88	1 025	-	340.6	46.8	464	583
14	25.0	293.0	155	955	-	249.6	313.8	411	725
15	37.4	1 157.2	199	4 780	-	350.0	319.6	368	232
16	93.4	762.2	60	696	-	317.0	621.1	487	974
17	68.0	1074.0	58	593	-	732.6	824.5	394	456
18	27.6	1 280.0	79	3 010	-	265.1	-	337	289
19	26.0	1 002.0	150	1 908	-	743.6	-	385	348
20	111.0	3 680.0	918	15 000	-	463.9	-	351	564
21	32.6	861.0	90	1 396	-	1 474.9	-	518	479
22	24.7	888.8	133	1 620	-	323.0	-	365	303
23	20.2	1 166.4	25	2 702	-	160.4	-	515	603
24	41.1	950.0	150	1 319	-	763.8	-	280	514
25	20.0	7000.0	136	1 944	-	578.0	-	289	377
26	147.2	484.0	35	2 420	-	191.8	-	255	318
27	60.9	920.6	43	2 506	-	2 440.0	-	334	342
28	33.1	812.0	34	1 534	-	238.4	-	456	593
29	58.9	3 332.4	40	1 508	-	622.1	-	479	378

30	35.4	898.0	238	1 558	-	1 374.0	-	334	255
31	64.3	2 790.0	37	2 200	-	439.7	-	394	292
32	-	620.0	49	2 225	-	280.2	-	348	-
33	-	1 495.0	32	7 960	-	267.2	-	428	-
34	-	836.0	42	4 001	-	287.3	-	337	-
35	-	940.0	34	1 067	-	280.7	-	311	-
36	-	3 080.0	117	3 233	-	156.5	-	453	-
37	-	1 550.0	64	1 119	-	455.5	-	328	-
38	-	-	48	6 178	-	501.2	-	564	-
39	-	-	48	4 443	-	385.0	-	527	-
40	-	-	42	1 474	-	698.2	-	510	-
41	-	-	144	2 508	-	184.7	-	371	-

Para las tres estaciones de aforo de México se citan enseguida su clave, ubicación y periodo de registro: (1) Santa Cruz: 10040, río San Lorenzo de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), 1944-1980; (2) Huites: 10037, río Fuerte de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), 1941-1993; y (3) La Cuña: 12054, río Verde de la Región Hidrológica No. 12-3 (río Santiago), 1947-2004.

## Verificación de la homogeneidad de los registros

Para que los resultados del AFC sean confiables, los datos a utilizar deben proceder de un *proceso aleatorio estacionario*, lo cual implica que no haya cambiado en el tiempo. Entonces los registros de crecientes deben estar integrados por datos independientes, que estén libres de componentes determinísticas, para que tal registro sea *homogéneo*.

A fin de comprobar lo anterior, se aplicaron siete pruebas estadísticas, una general, el Prueba de Von Neumann y seis específicas: dos de persistencia (Anderson y Sneyers), dos tendencia (Kendall y Spearman), una para el cambio en la media (Cramer) y la última para buscar inconsistencia en la dispersión (Bartlett). Estas pruebas se pueden consultar en WMO (1971), y Machiwal y Jha (2008). Todas las pruebas citadas se aplicaron con un nivel de significancia ( $\alpha$ ) del 5 % y seis de ellas indican que los registros seleccionados son homogéneos. La prueba de Bartlett detecta pérdida de homogeneidad por exceso de variabilidad debido a la presencia de los valores dispersos.

Como complemento se aplicó la prueba de Wald-Wolfowitz, no paramétrica, que ha sido utilizada por Bobée y Ashkar (1991), y por Rao y Hamed (2000) para probar *independencia y estacionariedad* en registros de gastos máximos anuales ( $x_i$ ). Con base en esta prueba, también se aprobó la calidad estadística de los registros por procesar.

## Resultados y su análisis

## Ajustes según método numérico de sustitución

En la Tabla 2 y Tabla 3 se muestran los resultados del ajuste de la distribución TCEV a los seis registros procesados con base en la Ecuación (24) y Ecuación (25). Se observa que el número de iteraciones varió de 1 a 15 y que únicamente en el registro 3 del río Turia no se pudo evaluar el *EEA* inicial. La valoración de la calidad del ajuste logrado con este método será estimada durante el contraste de sus predicciones.

**Tabla 2.** Resultados del ajuste de la distribución TCEV según el método numérico de sustitución en las tres estaciones hidrométricas indicadas.

<b>Estación</b>	Beargrass Creek	Santa Cruz	Río Turia
<b>Datos en</b>	Haan <i>et al.</i> (1994)	Molina-Aguilar <i>et al.</i> (2018)	Francés-García (1995)
<b>Número de datos</b>	31	37	41
<b>Mínimo, máximo</b>	20.0, 147.2	293.0, 7 000.0	25.0, 3 700.0
<b>F1, X1</b>	0.20, 24.0	0.022, 300.0	0.10, 35.0
<b>F2, X2</b>	0.83, 62.0	0.830, 1600.0	0.90, 500.0
<b>F3, X3</b>	0.97, 148.0	0.974, 7000.0	0.98, 1750.0
<b>(<math>\lambda_1</math>) inicial</b>	6.282	7.662	2.904

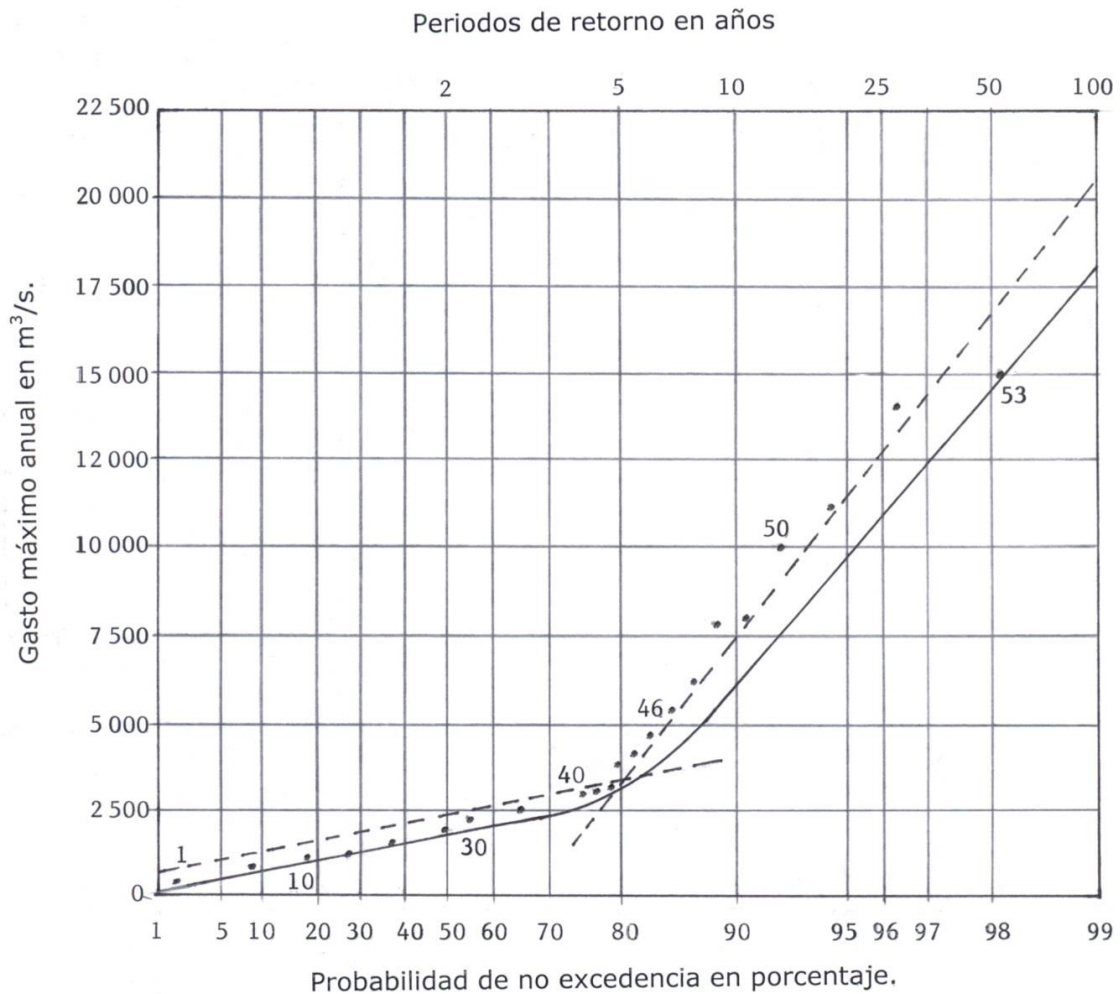
$(\theta_1)_{\text{inicial}}$	17.6	430.5	150.8
$(\lambda_2)_{\text{inicial}}$	0.688	0.333	0.204
$(\theta_2)_{\text{inicial}}$	47.5	2 760.3	756.9
$\text{FO}(\ln L)_{\text{inicial}}$	-139.490	-293.149	-278.073
$\text{EEA}_{\text{inicial}} (\text{m}^3/\text{s})$	11.6	375.3	-
<b>Número de iteraciones:</b>	4	1	15
$(\lambda_1)_{\text{final}}$	12.120	6.558	5.030
$(\theta_1)_{\text{final}}$	15.8	337.0	38.0
$(\lambda_2)_{\text{final}}$	0.784	0.238	0.138
$(\theta_2)_{\text{final}}$	46.4	2180.2	1401.5
$\text{FO}(\ln L)_{\text{final}}$	-137.440	-290.976	-243.446
$\text{EEA}_{\text{final}} (\text{m}^3/\text{s})$	6.9	328.3	246.8

**Tabla 3.** Resultados del ajuste de la distribución TCEV según método numérico de sustitución en las tres estaciones hidrométricas indicadas.

<b>Estación</b>	Huites	La Cuña	St. Mary's River
<b>Datos en</b>	Campos-Aranda (1999)	Gómez <i>et al.</i> (2010)	Kite (1991)
<b>Número de datos</b>	53	58	72
<b>Mínimo, máximo</b>	593.0, 15 000.0	46.8, 2 440.0	190.0, 974.0
<b><math>F_1, X_1</math></b>	0.10, 1 000.0	0.018, 50.0	0.05, 220.0
<b><math>F_2, X_2</math></b>	0.80, 3 500.0	0.905, 860.0	0.95, 660.0

<b><math>F3, X3</math></b>	0.98, 16 700.0	0.984, 2 475.0	0.99, 1 040.0
<b><math>(\lambda_1)_{inicial}</math></b>	5.857	5.047	22.894
<b><math>(\theta_1)_{inicial}</math></b>	1 071.1	219.2	108.2
<b><math>(\lambda_2)_{inicial}</math></b>	0.422	0.263	0.870
<b><math>(\theta_2)_{inicial}</math></b>	5 495.4	886.0	233.1
<b><math>FO(\ln L)_{inicial}</math></b>	-473.167	-412.894	-452.755
<b><math>EEA_{inicial} (m^3/s)</math></b>	790.1	116.4	33.9
<b>No. iteraciones:</b>	5	5	1
<b><math>(\lambda_1)_{final}</math></b>	6.450	4.945	21.770
<b><math>(\theta_1)_{final}</math></b>	655.4	160.9	100.1
<b><math>(\lambda_2)_{final}</math></b>	0.358	0.253	0.706
<b><math>(\theta_2)_{final}</math></b>	5088.6	734.5	181.1
<b><math>FO(\ln L)_{final}</math></b>	-466.344	-408.736	-452.673
<b><math>EEA_{final} (m^3/s)</math></b>	478.7	83.1	30.3

En la Figura 1 se tienen dibujados, en el papel de probabilidad Gumbel-Powell, los datos del registro en la estación Huites, en intervalos de cinco valores del 1 al 40, y de ahí en adelante de 1 en 1. Con líneas punteadas se muestran las rectas que representan a las dos poblaciones y con línea continua la distribución TCEV calculada con el método numérico de sustitución sucesiva. Se observa que el modelo TCEV sigue de manera aproximada a las crecientes básicas hasta la número 42, pero se aparta de las extraordinarias desde la número 43 y coincide con la última, que es el dato 53.



**Figura 1.** Ajuste con el método de sustitución sucesiva de la distribución TCEV a las crecientes de la estación Huites, en el papel de probabilidad Gumbel-Powell.

## Ajustes según método numérico de optimización

En los registros de Santa Cruz y La Cuña, los valores iniciales definidos por los puntos  $F1, X1$  a  $F3, X3$  no permitieron el arranque del algoritmo de Rosenbrock y, por ello, se modificaron ligeramente, como se muestra en la Tabla 4 y Tabla 5, de resultados del ajuste de la función TCEV a los seis registros procesados. Se observa que algunas veces este método mejoró el ajuste (menores  $L_{fmv}$  y  $EEA$ ), como en el primero y el último de los registros procesados, y en otras ocasiones no superó los resultados del método numérico de sustitución, como fue el caso de los registros del río Turia y de Huites. Por lo anterior, se recomienda que de manera normal se apliquen ambos métodos de ajuste por máxima verosimilitud.

**Tabla 4.** Resultados del ajuste de la distribución TCEV según el método numérico de optimización en las tres estaciones hidrométricas indicadas.

<b>Estación</b>	Beargrass Creek	Santa Cruz	Est. 25 Río Turia
<b><math>F1, X1</math></b>	0.20, 24.0	0.10, 550.0	0.10, 35.0
<b><math>F2, X2</math></b>	0.83, 62.0	0.78, 1 300.0	0.90, 500.0
<b><math>F3, X3</math></b>	0.97, 148.0	0.95, 3 830	0.98, 1 750.0
<b><math>(\epsilon_1)_{inicial}</math></b>	32.387	830.945	160.738
<b><math>(\theta_1)_{inicial}</math></b>	17.624	336.852	150.759
<b><math>(\epsilon_2)_{inicial}</math></b>	-17.785	-932.923	-1 203.201
<b><math>(\theta_2)_{inicial}</math></b>	47.848	1 603.572	756.855
<b><math>FO(\ln L)_{inicial}</math></b>	-139.490	-291.499	-278.073

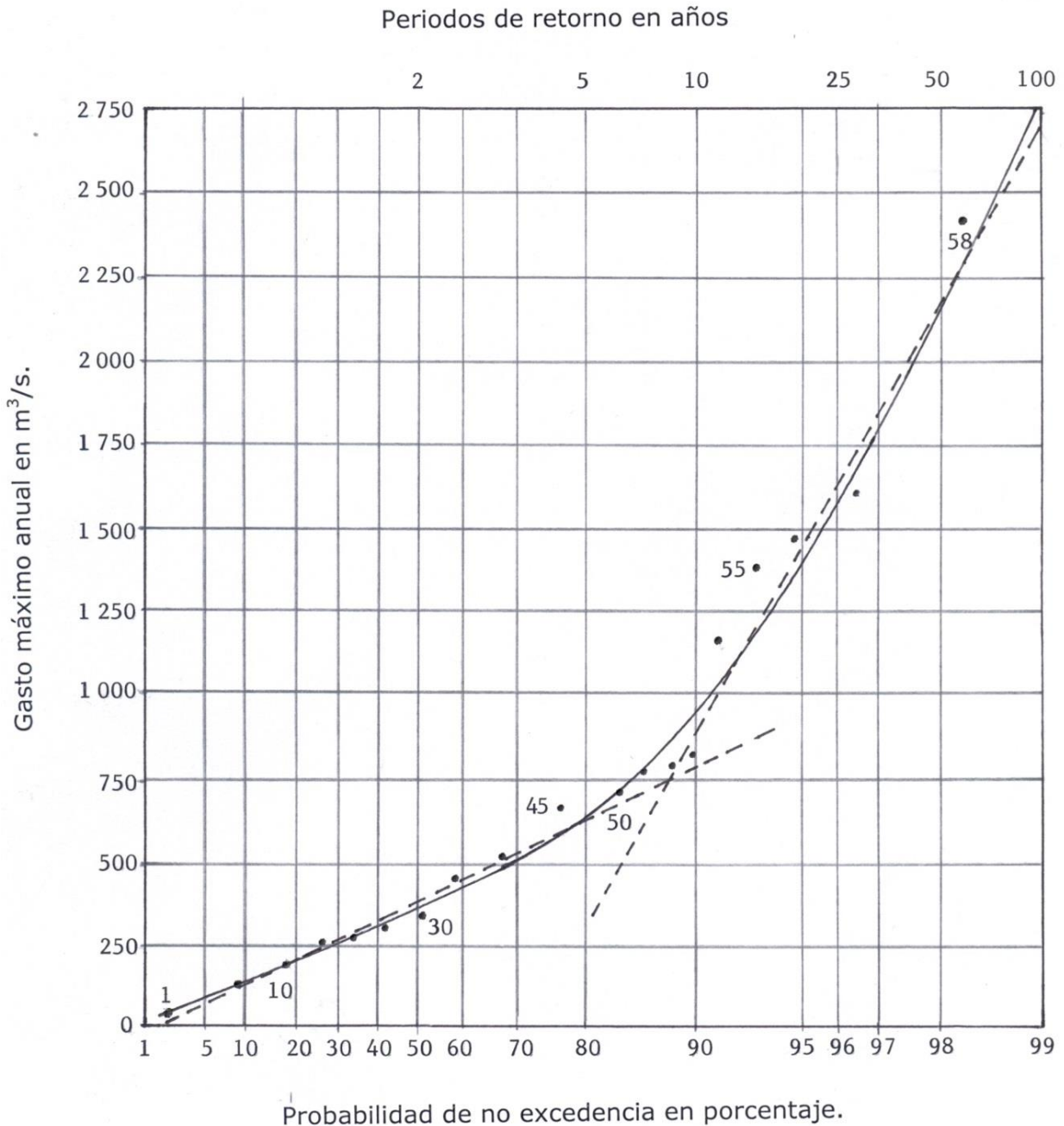
<b><math>EEA_{inicial}</math> (m<sup>3</sup>/s)</b>	11.6	432.9	-
<b>Número de etapas</b>	6	8	17
<b>Número de evaluaciones</b>	72	118	232
<b><math>(\epsilon_1)_{final}</math></b>	27.918	729.148	60.849
<b><math>(\theta_1)_{final}</math></b>	8.133	277.394	36.710
<b><math>(\epsilon_2)_{final}</math></b>	-19.230	-1 274.057	-1 913.153
<b><math>(\theta_2)_{final}</math></b>	43.013	1 719.063	1 133.334
<b>FO(ln L)<sub>final</sub></b>	-134.291	-289.773	-243.634
<b><math>EEA_{final}</math> (m<sup>3</sup>/s)</b>	5.9	397.9	267.0

**Tabla 5.** Resultados del ajuste de la distribución TCEV según método numérico de optimización en las tres estaciones hidrométricas indicadas.

<b>Estación</b>	Huites	La Cuña	St. Mary's River
<b><math>F1, X1</math></b>	0.10, 1 000.0	0.05, 80.0	0.01, 185.0
<b><math>F2, X2</math></b>	0.80, 3 500.0	0.88, 750.0	0.90, 580.0
<b><math>F3, X3</math></b>	0.98, 16 700.0	0.97, 1 850.0	0.99, 1 010.0
<b><math>(\epsilon_1)_{inicial}</math></b>	1 893.361	313.058	344.690
<b><math>(\theta_1)_{inicial}</math></b>	1 071.135	212.414	104.565
<b><math>(\epsilon_2)_{inicial}</math></b>	-4742.809	-827.543	168.192
<b><math>(\theta_2)_{inicial}</math></b>	5 495.425	766.904	182.996
<b>FO(ln L)<sub>inicial</sub></b>	-473.167	-411.328	-455.004
<b><math>EEA_{inicial}</math> (m<sup>3</sup>/s)</b>	790.1	93.9	50.4

<b>Número de etapas</b>	12	6	8
<b>Número de evaluaciones</b>	184	127	98
<b><math>(\epsilon_1)_{final}</math></b>	1 445.455	280.490	315.582
<b><math>(\theta_1)_{final}</math></b>	639.558	162.207	96.423
<b><math>(\epsilon_2)_{final}</math></b>	-6 417.104	-1 157.494	165.375
<b><math>(\theta_2)_{final}</math></b>	5 969.293	852.125	145.344
<b><math>FO(\ln L)_{final}</math></b>	-466.337	-408.863	-451.528
<b><math>EEA_{final} (m^3/s)</math></b>	540.6	54.4	22.5

En la Figura 2 se tienen dibujados, en el papel de probabilidad Gumbel-Powell, los datos del registro en la estación La Cuña en intervalos de cinco valores del 1 al 50, y de ahí en adelante de 1 en 1. Con líneas punteadas se muestran las rectas que representan a las dos poblaciones y con línea continua la distribución TCEV calculada con el método de maximización de la función objetivo. Se observa que el modelo TCEV representa de forma excelente a todas las crecientes.



**Figura 2.** Ajuste con el método de maximización de la función objetivo de la distribución TCEV a las crecientes de la estación La Cuña, en el papel de probabilidad Gumbel-Powell.

## Contrastes de las predicciones de la distribución TCEV

Un primer contraste se realizó entre las predicciones obtenidas con cada uno de los dos métodos de ajuste de la distribución TCEV aplicados. Se deduce que ambos métodos conducen a predicciones similares en todos los registros, destacando el último por su similitud y el de la estación Huites por sus diferencias. Lo anterior ratifica la sugerencia de ajustar el modelo TCEV con ambos métodos expuestos.

El segundo contraste de predicciones se llevó a cabo utilizando las tres distribuciones cuya aplicación ha sido sugerida bajo precepto. La Log-Pearson tipo III (LP3) en EUA; la General de Valores Extremos (GVE) en Inglaterra, de 1975 a 2000; y la Logística Generalizada (LOG), que actualmente se aplica en Inglaterra (Shaw, Beven, Chappell, & Lamb, 2011). Además, se aplicó la distribución Wakeby (Houghton, 1978), que ha demostrado gran versatilidad y habilidad descriptiva, al ser una función mixta.

La distribución LP3 se ajustó con el método de momentos en el dominio logarítmico (WRC, 1977) y en dominio real (Bobée, 1975), adoptando la de menor *EEA*; en cambio, las funciones GVE, LOG y Wakeby se aplicaron con el método de los momentos L (Stedinger, Vogel & Foufoula-Georgiou, 1993; Hosking & Wallis, 1997; Campos-Aranda,

2018). En la Tabla 6 se exponen las predicciones estimadas con cada uno de los cuatro modelos probabilísticos citados.

**Tabla 6.** Predicciones de los periodos de retorno indicados, obtenidas con cinco distribuciones de probabilidad, en los seis registros procesados.

Estación(*) FDP (**)	EEA (m <sup>3</sup> /s)	Periodos de retorno, en años					
		10	25	50	100	500	1 000
<b>Beargrass Creek (nvd = 3; q = 9.7 %)</b>							
TCEV (ns)	6.9	102	139	171	203	277	309
TCEV (no)	5.9	78	118	149	179	248	278
LP3 (dl)	3.4	77	111	143	184	320	404
GVE (mL)	7.7	76	107	138	177	313	398
LOG (mL)	4.9	74	105	136	178	334	440
WAK (mL)	7.2	79	110	138	170	266	319
<b>Santa Cruz (nvd = 6; q = 16.2 %)</b>							
TCEV (ns)	328.3	2 080	3 845	5 375	6 898	10 417	11 929
TCEV (no)	397.9	2 620	4 225	5 435	6 635	9 408	10 600
LP3 (mdl)	255.6	2 510	3 943	5 445	7 440	14 947	20 026
GVE (mL)	499.8	2 348	3 677	5 127	7 133	15 296	21 234
LOG (mL)	340.5	2 290	3 571	5 003	7 033	15 694	22 265
WAK (mL)	502.2	2 348	3 725	5 205	7 213	15 084	20 616
<b>Est. 25, río Turia (nvd = 4; q = 9.8 %)</b>							
TCEV (ns)	246.8	381	1 708	2 693	3 671	5 932	6 905

TCEV (no)	267.0	638	1 712	2 510	3 300	5 129	5 915
LP3 (mdl)	207.0	408	1 093	2 323	4 975	30 201	66 688
GVE (mL)	441.0	453	958	1 666	2 883	10 223	17 612
LOG (mL)	416.9	355	750	1 307	2 269	8 144	14 119
WAK (mL)	501.0	369	793	1 385	2 395	8 404	14 381
<b>Huites (<math>nvd = 6</math>; <math>q = 11.3 \%</math>)</b>							
TCEV (ns)	478.7	6 240	11 050	14 630	18 200	26 387	29 916
TCEV (no)	540.6	7 025	12 680	16 870	21 045	30 675	34 814
LP3 (mdl)	949.9	6 290	10 492	15 061	21 303	45 851	63 053
GVE (mL)	1007.1	5 948	9 614	13 600	19 091	41 299	57 363
LOG (mL)	984.2	5 786	9 322	13 263	18 830	42 460	60 302
WAK (mL)	893.1	6 303	10 070	13 834	18 626	35 412	46 091
<b>La Cuña (<math>nvd = 5</math>; <math>q = 8.6 \%</math>)</b>							
TCEV (ns)	83.1	847	1 359	1 858	2 369	3 554	4 064
TCEV (no)	54.4	926	1 575	2 168	2 762	4 137	4 729
LP3 (mdr)	74.8	991	1 389	1 719	2 078	3 025	3 486
GVE (mL)	97.1	941	1 373	1 784	2 290	3 964	4 979
LOG (mL)	61.1	913	1 338	1 764	2 313	4 304	5 614
WAK (mL)	95.2	958	1 400	1 799	2 265	3 668	4 446
<b>St. Mary's River (<math>nvd = 4</math>; <math>q = 5.6 \%</math>)</b>							
TCEV (ns)	30.3	568	680	769	862	1 099	1 211
TCEV (no)	22.3	595	707	795	888	1 122	1 233
LP3 (mdl)	16.8	600	712	797	883	1 093	1 188
GVE (mL)	22.1	603	713	796	881	1 079	1 167

LOG (mL)	15.5	589	706	807	919	1 240	1 410
WAK (mL)	23.3	605	715	794	868	1 025	1 087

\**nvd* = número de valores dispersos.

*n* = número de datos del registro.

$q = (nvd/n) \cdot 100$ .

\*\* *Método de ajuste:*

ns = numérico de sustitución.

no = numérico de optimización.

mdl = momentos en el dominio logarítmico.

mdr = momentos en el dominio real.

mL = momentos L.

En términos generales, las distribuciones LP3, GVE, LOG y WAK conducen a predicciones mayores en todos los registros procesados en los periodos de retorno (*Tr*) de 500 y 1 000 años. Adoptando el criterio de selección del menor *EEA*, en los tres primeros registros la función LP3 sería la opción a tomar, pero ello conduce a predicciones elevadas en los *Tr* de 500 y 1 000 años. Lo anterior es notable en el río Turia y en Santa Cruz, y podría ser aceptable en el registro 1. Lo contrario ocurre en los registros de Huites y de La Cuña, en los cuales la mejor opción es la distribución TCEV, en el primero a través del método numérico de sustitución y en el segundo con el de optimización (ver Figura 1 y Figura 2). Por último, en el registro de St. Mary's River, la distribución con el menor *EEA* es la Logística Generalizada, cuyas predicciones son las más grandes, pero del mismo orden de magnitud que las obtenidas con los otros modelos probabilísticos.

Conviene destacar que las predicciones de la distribución TCEV en la estación Huites (Figura 1), prácticamente coinciden con las obtenidas con el enfoque global por Campos-Aranda (1999).

Otra apreciación que se detecta en la Tabla 5 es la siguiente: cuando el porcentaje de valores dispersos ( $q$ ) es cercano al 10 % o lo excede; las distribuciones que se aplican bajo precepto y la Wakeby pueden conducir a predicciones muy elevadas en los  $Tr$  superiores a los 100 años, sobre todo si tales valores dispersos son muy grandes comparados con las crecientes ordinarias, como en el caso de los registros del río Turia, Huites y Santa Cruz. En tales registros, el modelo TCEV es una opción que siempre hay que emplear, pues su origen teórico justifica su aplicación en muestras de crecientes que proceden de dos mecanismos físicos diferentes de formación, pero que están mezcladas y por ello muestran valores dispersos (*outliers*).

## Conclusiones

*Primera:* la distribución TCEV constituye una opción muy importante para modelar crecientes cuando el registro disponible consiste de eventos asociados con dos procesos hidrometeorológicos diferentes; es decir, cuando existen gastos que se apartan bastante de la tendencia general de los datos, al dibujarlos en el papel Gumbel-Powell.

*Segunda:* de acuerdo con los resultados de la Tabla 2, Tabla 3, Tabla 4 y Tabla 5, el ajuste de la distribución TCEV mediante el método de máxima verosimilitud, según el proceso numérico de sustitución sucesiva y de optimización mediante el algoritmo de Rosenbrock, son procedimientos simples que por lo general convergen y se complementan, ya que unas veces el primero aporta mejores resultados (menores  $L_{fmv}$  y  $EEA$ ) y otras el segundo.

*Tercera:* el contraste de las predicciones con seis periodos de retorno de la distribución TCEV (mostrado en la Tabla 6) permite observar que sus dos métodos de ajuste por máxima verosimilitud conducen a predicciones similares en todos los registros. Lo anterior ratifica la sugerencia de ajustar el modelo TCEV con ambos procesos expuestos.

*Cuarta:* las predicciones de las distribuciones que se aplican bajo precepto (LP3, GVE, y LOG) y del modelo probabilístico Wakeby pueden servir para ratificar o acotar las estimaciones obtenidas con la función TCEV, y ayudar en la selección de las crecientes de diseño, al tomar en cuenta la génesis de las crecientes, el  $EEA$  y las capacidades predictivas de cada distribución.

### **Agradecimientos**

Se agradecen los comentarios y correcciones sugeridas por los dos árbitros anónimos A y B, que permitieron mejorar la redacción del texto, incorporar los datos procesados y corregir omisiones descriptivas de los cálculos realizados.

## Referencias

- Aronica, G. T., & Candela, A. (2007). Derivation of flood frequency curves in poorly gauged Mediterranean catchments using a simple stochastic hydrological rainfall-model. *Journal of Hydrology*, 347, 132-142.
- Benson, M. A. (1962). Plotting positions and economics of engineering planning. *Journal of Hydraulics Division*, 88(6), 57-71.
- Beran, M., Hosking, J. R. M., & Arnell, N. (1986). Comment on "Two-component extreme value distribution for flood frequency analysis, by Rossi *et al.*, (1984)". *Water Resources Research*, 22(2), 263-266.
- Bobée, B. (1975). The Log-Pearson type 3 distribution and its application to Hydrology. *Water Resources Research*, 11(5), 681-689.
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). *The Gamma Family and derived distributions applied in hydrology*. Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Boni, G., Parodi, A., & Rudari, R. (2006). Extreme rainfall events: Learning from raingauge time series. *Journal of Hydrology*, 327(3-4), 304-314.
- Botto, A., Ganora, D., Laio, F., & Claps, P. (2014). Uncertainty compliant design flood estimation. *Water Resources Research*, 50(5), 4242-4253.
- Campos-Aranda, D. F. (2018). Ajuste con momentos L de las distribuciones GVE, LOG y PAG no estacionarias en su parámetro de

- ubicación, aplicado a datos hidrológicos extremos. *Agrociencia*, 52(2), 169-189.
- Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 9. Optimización numérica. En: *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en hidrología superficial* (pp. 172-211). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Campos-Aranda, D. F. (2002). *Ajuste de la distribución TCEV por medio de optimización numérica no restringida*. En: XVII Congreso Nacional de Hidráulica. Monterrey, N. L. *Avances en Hidráulica*, 9, 527-532.
- Campos-Aranda, D. F. (2001). Contraste de dos procedimientos de ajuste de la distribución Wakeby en modelación probabilística de crecientes. *Agrociencia*, 35(4), 429-439.
- Campos-Aranda, D. F. (1999). Hacia el enfoque global en el análisis de frecuencia de crecientes. *Ingeniería Hidráulica en México*, 14(1), 23-42.
- Cannarozzo, M., D'Asaro, F., & Ferro, V. (1995). Regional rainfall and flood frequency analysis for Sicily using the two component extreme value distribution. *Hydrological Sciences Journal*, 40(1), 19-40.
- Chow, V. T. (1964). Statistical and probability analysis of hydrologic data. Section 8-I: Frequency Analysis. In: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 8.1-8.42). New York, USA: McGraw-Hill Book Co.
- Davis, P. J. (1972). Chapter 6. Gamma Function and related functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of*

- mathematical functions* (pp. 253-296). New Work, USA: Dover Publications.
- Escalante-Sandoval, C. A., & Reyes-Chávez, L. (2004). *Análisis bivariado de gastos máximos anuales con distribuciones marginales TCEV*. En: XVIII Congreso Nacional de Hidráulica. San Luis Potosí, S.L.P., México. *Avances en Hidráulica*, 11, 523-529.
- Ferro, V., & Porto, P. (2006). Flood frequency analysis for Sicily, Italy. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(2), 110-122.
- Fiorentino, M., Versace, P., & Rossi, F. (1985). Regional flood frequency estimation using the two-component extreme value distribution. *Hydrological Sciences Journal*, 30(1), 51-64.
- Fiorentino, M., Arora, K., & Singh, V. P. (1987). The two-component extreme value distribution for flood frequency analysis: Derivation of a new estimation method. *Stochastic Hydrology and Hydraulics*, 1(3), 199-208.
- Fiorentino, M., Gabriele, S., Rossi, F., & Versace, P. (1987). Hierarchical approach for regional flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Regional flood frequency analysis* (pp. 35-49). Dordrecht, The Netherlands: Reidel Publishing Company.
- Francés-García, F. (1995). *Utilización de la información histórica en el análisis regional de las avenidas* (nomografía No. 27). Barcelona, España: Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería.
- Francés, F. (1998). Using the TCEV distribution function with systematic and non-systematic data in a regional flood frequency analysis. *Stochastic Hydrology and Hydraulics*, 12(4), 267-283.

- Gómez, J. F., Aparicio, M., & Patiño, C. (2010). *Manual de análisis de frecuencias en hidrología*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- González-Villarreal, F. J. (1970). *Contribución al análisis de frecuencias de valores extremos de los gastos máximos en un río (No. 277)*., México, DF, México: Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- Haan, C. T., Barfield, B. J., & Hayes, J. C. (1994). Chapter 2. Hydrologic frequency analysis. *Design hydrology and sedimentology for small catchments*. (pp. 5-36). San Diego, USA: Academic Press.
- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix: *L*-moments for some specific distributions. In: *Regional Frequency Analysis. An approach based on L-moments* (pp. 191-209). Cambridge UK: Cambridge University Press.
- Houghton, J. C. (1978). Birth of a parent: The Wakeby distribution for modeling flood flows. *Water Resources Research*, 14(6), 1105-1109.
- Katz, R. W. (2013). Chapter 2. Statistical Methods for Nonstationary Extremes. In: Aghakouchak, A., Easterling, D., Hsu, K., Schubert, S., & Sorooshian, S. (eds.). *Extremes in a changing climate* (pp. 15-37). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Khaliq, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Ondo, J. C., Gachon, P., & Bobée, B. (2006). Frequency analysis of a sequence of dependent and/or non-stationary hydro-meteorological observations: A review. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 534-552.

- Kite, G. W. (1977). Chapter 12. Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Kite, G. W. (1991). Chapter 4. Frequency analysis. In: *Hydrologic Applications: Computer programs for water resources engineering*. (pp. 72-98). Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Kuester, J. L., & Mize, J. H. (1973). Chapter 9. Multivariable unconstrained methods. In: *Optimization techniques with Fortran* (pp. 297-365). New York, USA: McGraw-Hill Book Co.
- López-de-la-Cruz, J., & Francés, F. (2014). La variabilidad climática de baja frecuencia en la modelación no estacionaria de los regímenes de las crecidas en las regiones hidrológicas Sinaloa y Presidio-San Pedro. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(4), 79-101.
- Machiwal, D., & Jha, M. K. (2008). Comparative evaluation of statistical tests for time series analysis: Applications to hydrological time series. *Hydrological Sciences Journal*, 53(2), 353-366.
- Matalas, N. C., Slack, J. R., & Wallis, J. R. (1975). Regional skew in search of a parent. *Water Resources Research*, 11(6), 815-826.
- Merz, R., & Blöschl, G. (2008). Flood Frequency Hydrology: 1. Temporal, spatial and causal expansion of information. *Water Resources Research*, 44(8), 1-17.
- Metcalfe, A. V. (1997). Chapter 4. Extreme value and related distributions. In: *Statistics in Civil Engineering* (pp. 81-115). London, UK: Arnold Publishers.

- Molina-Aguilar, J. P., Gutiérrez-López, M. A., & Aparicio-Mijares, F. J. (2018). Búsqueda armónica para optimizar la función Gumbel mixta univariada. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5), 280-322.
- Potter, W. D. (1958). Upper and lower frequency curves for peak rates of runoff. *EOS. Transactions of AGU*, 39(1), 100-105.
- Prosdocimi, I., Kjeldsen, T. R., & Svensson, C. (2014). Non-stationarity in annual and seasonal series of peak flow and precipitation in the UK. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14(5), 1125-1144.
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8. Tests on hydrologic data. In: *Flood Frequency Analysis* (pp. 12-21). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Rosenbrock, H. H. (1960). An automatic method of finding the greatest or least value of a function. *Computer Journal*, 3(3), 175-184.
- Rossi, F., Fiorentino, M., & Versace, P. (1984). Two-component extreme value distribution for flood frequency analysis. *Water Resources Research*, 20(7), 847-856.
- Rulfova, Z., Buishand, A., Roht, M., & Kysely, J. (2016). A two-component generalized extreme value distribution for precipitation frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 534, 659-668.
- Shaw, E. M., Beven, K. J., Chappell, N. A., & Lamb, R. (2011). Chapter 13: Estimating floods and low flows in the UK. In: *Hydrology in Practice* (4<sup>th</sup> ed.) (pp. 322-350). London, UK: Spon Press.
- Singh, V. P. (1998). Chapter 22. Two-component extreme value distribution. In: *Entropy-based parameter estimation in hydrology*

- (Vol. 10). (pp. 347-362). Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, Water Science and Technology Library.
- Stedinger, J. R., Vogel, R. M., & Foufoula-Georgiou, E. (1993). Chapter 18: Frequency Analysis of Extreme Events. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of Hydrology* (pp. 18.1-18.66). New York, USA: McGraw-Hill, Inc.
- Todorovic, P., & Zelenhasic, E. (1970). A stochastic model for flood analysis. *Water Resources Research*, 6(6), 1641-1648.
- WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow Frequency* (Bulletin # 17A). Washington, DC, USA: Hydrology Committee, Water Resources Council.
- WMO, World Meteorological Organization. (1971). Annexed III. In: *Climatic Change* (pp. 58-71) (Technical Note No. 79). Geneva, Switzerland: Secretariat of the World Meteorological Organization.
- Waylen, P., & Woo, M. K. (1982). Prediction of annual floods generated by mixed processes. *Water Resources Research*, 18(4), 1283-1286.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-11

Artículos

## **Evapotranspiración e intercambio de energía en un bosque templado de México**

### **Evapotranspiration and energy exchange in a temperate forest in Mexico**

Melissa Hidalgo-Sánchez<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2162-6726>

Gregorio Ángeles-Pérez<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9550-2825>

Enrico A. Yépez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4746-573X>

Francisca Ofelia Plascencia-Escalante<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9475-5716>

Josué Delgado-Balbuena<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7928-1869>

Teresa Margarita González-Martínez<sup>6</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1629-5184>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Texcoco, México, [hidalgo.melissa@colpos.mx](mailto:hidalgo.melissa@colpos.mx)

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

<sup>3</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, Cd. Obregón, México, [yepezglz@gmail.com](mailto:yepezglz@gmail.com)

<sup>4</sup>Colegio de Postgraduados, Texcoco, México, fplascen@colpos.mx

<sup>5</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Ojuelos de Jalisco, México, josuedlb@gmail.com

<sup>6</sup>Colegio de Postgraduados, Texcoco, México, teresa.gonzalez@colpos.mx

Autor para correspondencia: Gregorio Ángeles-Pérez,  
gangeles@colpos.mx

## Resumen

En los ecosistemas forestales, el balance de energía, el ciclo del agua y el ciclo del carbono se vinculan a través del proceso de evapotranspiración. La evapotranspiración es altamente variable en espacio y tiempo, y está controlada por numerosos factores biofísicos. El objetivo de este estudio fue analizar la variabilidad estacional de la evapotranspiración e identificar los principales factores que influyen en dicho proceso. El método de *eddy covariance* se utilizó para medir los flujos de calor sensible y calor latente (equivalente a evapotranspiración) en un bosque bajo manejo forestal, ubicado en la región forestal de Zacualtipán, Hidalgo. Simultáneamente se midió la radiación neta, el flujo de calor del suelo, el contenido de agua en el suelo y otros parámetros meteorológicos. A lo largo del periodo analizado, la proporción de la radiación neta con los flujos de calor latente y calor sensible fue similar la mayor parte del tiempo. La evapotranspiración total anual observada fue de 980 mm. Ésta fue menor en el periodo de "nortes" y no se encontraron diferencias significativas entre el periodo de lluvias y el de secas. La temperatura, humedad del

suelo, radiación neta y déficit de presión de vapor explicaron la mayor parte de la variabilidad de la evapotranspiración. Se recomienda realizar estudios posteriores que involucren el análisis de la productividad del ecosistema y eficiencia en el uso del agua, para comprender mejor los procesos del ecosistema e identificar prácticas apropiadas para el manejo forestal sostenible.

**Palabras clave:** balance de energía, bosque templado, calor latente, covarianza de vórtices, variación estacional, *Pinus patula*.

## Abstract

In forest ecosystems the energy balance, the water cycle and the carbon cycle are linked through the evapotranspiration process. Evapotranspiration is highly variable in space and time since it is controlled by numerous biophysical factors. The objective of this study was to analyze the seasonal variability of evapotranspiration and identify the main factors that influence this process. The eddy covariance technique was used to measure fluxes of sensible heat and latent heat (equivalent to evapotranspiration) in a temperate forest under forest management, located in the region of Zacualtipán, Hidalgo, Mexico. Simultaneously, net radiation, soil heat flux, soil moisture content and other meteorological parameters were measured. During the analyzed period, the proportion of the net radiation with the latent heat and sensible heat fluxes was similar most of the time. The total annual evapotranspiration observed was 980 mm. It was lower in the "cold front" season and no differences were found between the rainy season and the

dry season. Temperature, soil moisture, net radiation and vapor pressure deficit explained most of the variability of evapotranspiration. Further studies are necessary to involve the analysis of ecosystem productivity and water use efficiency, to better understand ecosystem processes and identify appropriate sustainable forest management practices.

**Keywords:** Energy balance, temperate forest, latent heat, eddy covariance, seasonal variation, *Pinus patula*.

Recibido: 10/02/2020

Aceptado: 22/07/2020

## Introducción

Los bosques juegan un papel importante en el equilibrio hídrico y energético de la superficie terrestre (Dolman, Moors, Grundwald, & Bernhofer, 2003; Matsumoto *et al.*, 2008), ya que influyen en los componentes del ciclo hidrológico, y tienen la capacidad de capturar y redistribuir la energía solar (Ellison *et al.*, 2017). De la energía solar que

llega a la superficie terrestre una parte es reflejada hacia la atmósfera, el resto queda disponible en la superficie para impulsar los procesos naturales de los ecosistemas, y se le conoce como radiación neta (Huryna & Pokorný, 2016). La radiación neta se distribuye en flujo de calor sensible, flujo de calor del suelo y flujo de calor latente. Este último proporciona la energía para que el proceso de evapotranspiración se realice (Bonan, 2016).

La evapotranspiración es la suma de vapor de agua liberada por el suelo y la vegetación hacia la atmósfera (Law *et al.*, 2002; Biederman *et al.*, 2016). Gran parte de dicho proceso está directamente asociado con la productividad del ecosistema, pues la asimilación de CO<sub>2</sub>, durante la fotosíntesis y la transpiración, está regulada por la dinámica de apertura y cierre de los estomas (Canny, 1998). En los bosques, la evapotranspiración está compuesta por evaporación del suelo, interceptación del dosel y transpiración de las plantas (Sun, Domec, & Amatya, 2016).

La evapotranspiración varía con el clima, tipo de vegetación y etapa fenológica, y se ve directamente afectada por las estrategias de manejo de la tierra y el cambio climático (Liu & El-Kassaby, 2018). Por lo tanto, los cambios en la cobertura del suelo y los factores del clima afectan directamente el ciclo hidrológico regional, el balance de energía y las funciones del ecosistema, incluyendo la evapotranspiración (Liu *et al.*, 2018).

El manejo de los recursos forestales en México se ha orientado a desarrollar prácticas silvícolas que permitan maximizar la producción de madera (Perez-Verdin, Monarrez-González, Teclé, y Pompa-García,

2018). Estas prácticas mejoran la productividad de los ecosistemas y contribuyen a la disminución de gases de efecto invernadero (Ussiri & Lal, 2017). Sin embargo, varios estudios han reportado que la implementación de estas actividades causa un impacto negativo en la regulación de los flujos de agua (Monarrez-González, Perez-Verdin, López-González, Márquez-Linarez, & González-Elizondo, 2018).

A pesar de la importancia de entender la evapotranspiración de los bosques, las mediciones directas a escala de paisaje sólo han sido posibles en las últimas dos décadas (Baldocchi, 2019; Wilson & Baldocchi, 2000) y en los últimos años para el caso de México (Delgado-Balbuena *et al.*, 2019). Generalmente las estimaciones de evapotranspiración, en ecosistemas forestales, han sido derivadas como un residuo del balance hídrico (Özhan, Gökbülak, Serengil, & Özcan, 2010). También es común que la evapotranspiración se considere una proporción de la evapotranspiración potencial y, por lo tanto, se calcule a partir de información meteorológica obtenida en estaciones fijas con numerosos métodos directos, teóricos y empíricos (García, Campos, Di Bella, & Posse, 2013). Estos enfoques tienden a ser relativamente económicos; sin embargo, las estimaciones de evapotranspiración derivadas tienen una capacidad limitada para informar sobre los controles biofísicos en escalas de tiempo más cortas. Actualmente existen otros métodos más sofisticados y de mayor precisión, que se basan en el análisis de flujos turbulentos para determinar la evapotranspiración real, entre ellos el método de *eddy covariance* (García *et al.*, 2013). Este método proporciona mediciones directas y continuas del intercambio de energía y vapor de agua entre un ecosistema y la atmósfera (Baldocchi, 2003; Aubinet, Vesala, & Papale, 2012).

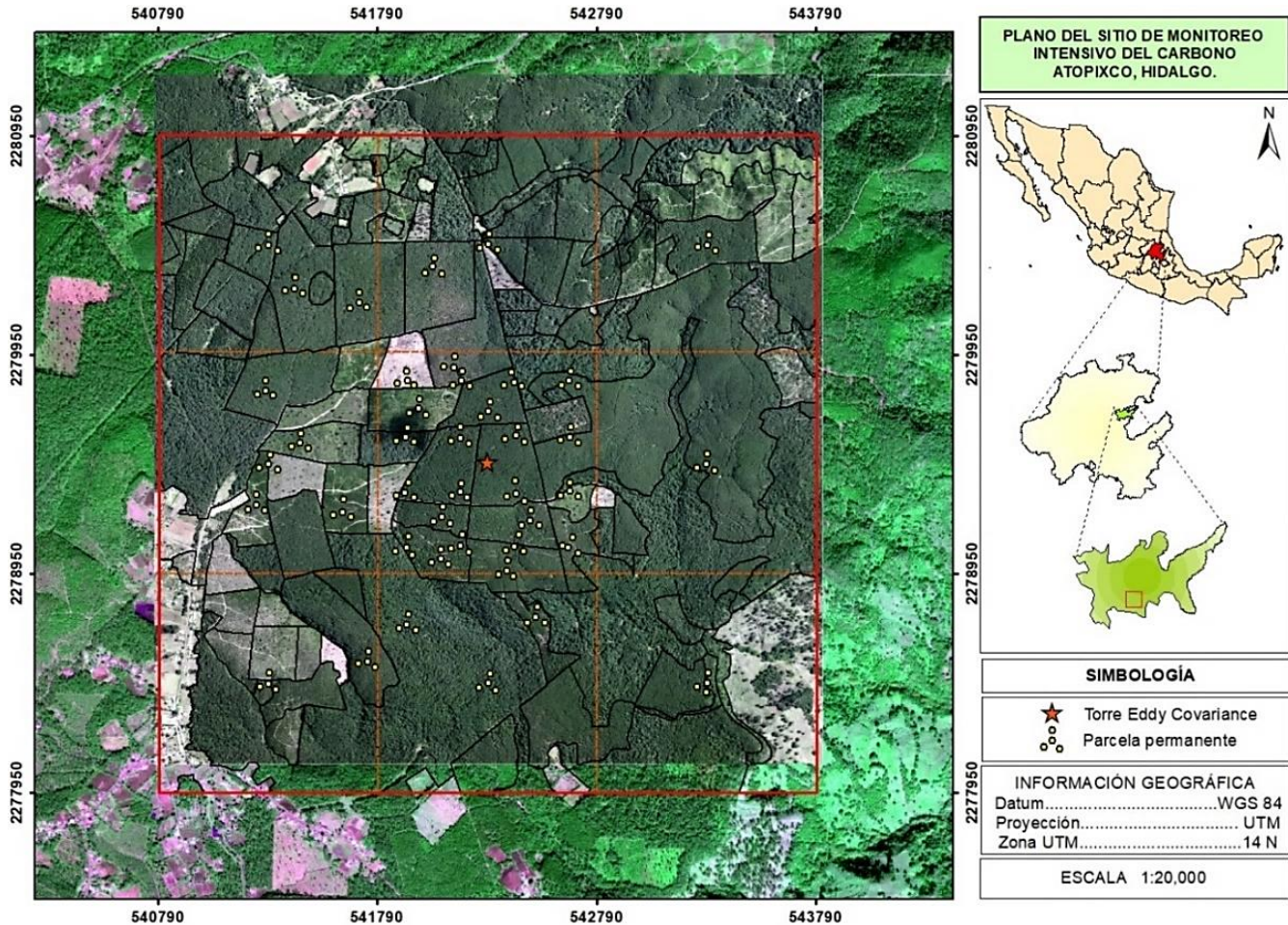
En el ámbito global, diversos estudios que han utilizado este método han informado que el reparto de energía y la evapotranspiración tienen variaciones estacionales (Mo, Liu, Chen, y Hu, 2018; Sanwangsri, Hanpattanakit, & Chidthaisong, 2017; Tsuruta, Kosugi, Takanashi, & Tani, 2016); interanuales (Miyazaki *et al.*, 2014), y entre ecosistemas (Brümmer *et al.*, 2012; Cristiano *et al.*, 2015; Sun, Zou, Wilcox, & Stebler, 2018). En México, los estudios realizados sobre el intercambio de agua y energía entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera son limitados. En su mayoría se centran en matorrales y bosques tropicales caducifolios en las zonas áridas y semiáridas del país (Martínez-Yrizar, Álvarez-Sánchez, & Maass, 2017). La mayoría de estas investigaciones se han centrado en tratar de comprender la influencia de la precipitación (Pérez-Ruiz *et al.*, 2010); factores topográficos (Berry, Gotsch, Holwerda, Muñoz-Villers, & Asbjornsen, 2016); diferentes coberturas de vegetación (Holwerda, Alvarado-Barrientos, & González-Martínez, 2016), y el papel de la neblina (Alvarado-Barrientos, Holwerda, Asbjornsen, Dawson, & Bruijnzeel, 2014) en la dinámica hidrológica y el intercambio de energía. En el caso de bosques templados, este estudio es el primer reporte en México de intercambio de energía y evapotranspiración, con base en mediciones continuas de flujos turbulentos. Comprender la variabilidad de estos procesos y sus principales mecanismos de control proporcionará bases sólidas para abordar los desafíos del cambio climático y los efectos de las decisiones de manejo forestal. Así, los objetivos planteados en este trabajo fueron: (a) estimar el intercambio de energía y la evapotranspiración en un bosque bajo manejo forestal con el método de *eddy covariance*; (b) evaluar qué variables meteorológicas controlan la

evapotranspiración; y (c) analizar la variabilidad estacional de los flujos de agua y energía en un bosque templado del centro de México.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El área de estudio forma parte del Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono Atopixco ( $20^{\circ} 37' 49.78''$  N y  $98^{\circ} 37' 51.01''$  W, y  $20^{\circ} 35' 18.74''$  N y  $98^{\circ} 35' 23''$  W), ubicado en la región forestal de Zacualtipán, Hidalgo, México (Figura 1). Es un bosque templado bajo manejo forestal para producción maderable desde 1980. En este sitio se utiliza el método de desarrollo silvícola de regeneración de árboles padre, el cual ha permitido generar rodales coetáneos dominados por *Pinus patula* Schltdl. et Cham. También forman parte de la estructura especies como *Quercus laurina* Humb. et Bonpl; *Quercus rugosa* Neé; *Quercus excelsa* Liebm; *Clethra mexicana* D.C., y *Vaccinium leucanthum* Schltdl en bajas densidades (Ángeles-Pérez et al., 2015).



**Figura1.** Ubicación del sitio de estudio.

El clima predominante de la región es templado-húmedo, con una estación marcada de lluvias entre junio y octubre (1 200-1 600 mm anuales); y temperatura media anual que oscila entre 12.5 y 14.5 °C (Soriano-Luna *et al.*, 2018). Por localizarse en una de las partes más altas de la Sierra Madre Oriental (2 075 msnm) (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015), dicho ecosistema se encuentra directamente expuesto a los vientos húmedos provenientes del Golfo de México y a la entrada de frentes fríos

("nortes") que dominan durante la temporada de invierno. Los tipos de suelo son feozem háplico (Hh), profundos y ricos en materia orgánica (Aguirre-Salado *et al.*, 2009).

El Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono se estableció de acuerdo con la metodología propuesta por Hollinger (2008). El diseño consistió en un polígono de 3 × 3 km, dividido en 9 cuadrantes de 1 km<sup>2</sup> cada uno, con parcelas de muestreo permanentes, similares a las utilizadas por la Comisión Nacional Forestal (Conafor, 2012) en el *Inventario nacional forestal y de suelos*. En el centro del polígono se instrumentó una torre de flujo *eddy covariance* para medir el intercambio de energía y vapor de agua entre el ecosistema y la atmósfera (Figura 1).

## **Sistema *eddy covariance* y sensores meteorológicos**

El sistema de *eddy covariance* se instaló en una torre, a 32 m sobre el nivel del suelo. Se utilizó un analizador de gas al infrarrojo de vía abierta (IRGA, modelo LI-7500A, LI-COR, Lincoln, NE, EUA) para medir la concentración de vapor de agua, y un anemómetro sónico tridimensional (Gill Windmaster Pro) para medir la velocidad (m/s) y dirección del viento (°) en sus tres componentes *x*, *y*, *z*. Ambos equipos midieron a una frecuencia de 10 Hz y los datos se registraron en una interface controladora y de almacenamiento (LI-7550, Li-COR, Lincoln, NE, EUA).

Simultáneamente se midieron variables meteorológicas: temperatura del aire y humedad relativa a 31 m sobre el suelo (sensor Vaisala HUMICAP); radiación global, radiación neta y radiación fotosintéticamente activa a una altura de 33 m (piranómetro LI-COR LI-200, radiómetro neto CNR4 Kip & Zonen y sensor quantum LI-COR LI-190R, respectivamente), y precipitación por encima de la superficie del dosel (pluviómetro TR-525Mrain)

Para medir la temperatura del suelo, se instalaron dos termopares (TCAV Campbell Scientific) a 5 cm por debajo de la superficie del suelo. El contenido de agua en el suelo se midió con dos reflectómetros (CS616 Campbell Scientific). El flujo del calor del suelo se midió en cuatro puntos con placas de calor del suelo (HFP01 Campbell Scientific) enterradas a 7 cm de la superficie del suelo.

La información meteorológica y de las condiciones del suelo se almacenó en intervalos de 30 minutos, en un registrador de datos CR3000 (Campbell Scientific). El periodo de colecta de datos abarcó del 1° de octubre de 2017 al 30 de septiembre de 2018.

## Procesamiento de datos

Los datos colectados fueron procesados en el *software Eddy Pro* (LI-COR, Inc., 2016) versión 6.2.0. Este *software* es una aplicación desarrollada por LI-COR utilizada para calcular los flujos de calor sensible y latente en

periodos de 30 minutos, a través de la covarianza de la velocidad del viento, con la concentración de vapor de agua y la temperatura sónica, respectivamente (Burba, 2013).

El procedimiento incluyó la remoción de picos de la serie de tiempo (Vickers & Mahrt, 1997), corrección "W-boost" del error de cálculo del anemómetro que subestima la velocidad vertical del viento; corrección de la inclinación con el método de doble rotación de coordenadas (Wilczak, Oncley, & Stage, 2001); corrección de retrasos entre las señales del analizador de gas y el anemómetro; correcciones por fluctuaciones en la densidad del aire (Burba, 2013; Webb, Pearman, & Leuning, 1980); y correcciones espectrales de alta y baja frecuencia (Moncrieff, 1997; Moncrieff, 2004). Finalmente, con el *software* se calcularon los indicadores de control de calidad para todos los flujos con base en la prueba de condiciones turbulentas y de estado estable (Mauder & Foken, 2006). El resultado del procesamiento de datos fue una base datos, la cual incluyó el valor de las variables intermedias y finales calculadas para cada periodo.

## **Control de calidad de datos**

Este procedimiento se realizó en la base de datos que resultó del procesamiento en Eddy Pro. La base de datos muestra el valor de los flujos de calor sensible (H), calor latente (LE) y el flujo de agua,

acompañado de un código numérico (0, 1 o 2), que indica la calidad de los flujos. El valor "0" indica flujos de mejor calidad, "1" representa los flujos de buena calidad, mientras que el "2" señala los flujos de mala calidad. Los flujos considerados de mala calidad fueron eliminados. También se eliminaron los registros que se encontraban fuera del límite de magnitud de flujo y aquellos valores que fueron registrados en periodos de intensa precipitación.

### **Relleno de datos (Gapfilling)**

A pesar de que la técnica de *eddy covariance* permitió la generación de mediciones casi continuas a lo largo del tiempo, hubo periodos con ausencia de registros causados por fallas en el sistema y por la exclusión de datos de acuerdo con el control de calidad de datos. El relleno de datos generalmente se realiza a través de la correlación de los flujos con variables meteorológicas (radiación, temperatura o humedad); sin embargo, durante 27 días distribuidos a lo largo del periodo no hubo registros de dichas variables. De tal manera que la estimación de los datos de flujo faltantes se realizó con el algoritmo de muestreo de distribución marginal en *REddyProc* (Wutzler *et al.*, 2018). Esta herramienta en línea (<https://www.bgc-jena.mpg.de/REddyProc/brew/REddyProc.rhtml>), además de considerar la covarianza de flujos con variables meteorológicas (Falge, Baldocchi, & Olson, 2001), permite la autocorrelación temporal de los

flujos (Reichstein *et al.*, 2005). El porcentaje de datos que se generaron con relación al total fue del 39 %, de los cuales el 12 % correspondió al periodo diurno y el 27 % al periodo nocturno.

### **Cierre de balance de energía**

La evaluación del cierre de balance de energía es un procedimiento estandarizado dentro de la metodología *eddy covariance* para verificar la calidad de las mediciones. Este procedimiento consistió en graficar los valores de 30 minutos de la suma de los flujos de calor sensible (H) y calor latente (LE) contra la diferencia de los valores de radiación neta (Rn) y el flujo de calor del suelo (G). Se ajustó una línea de tendencia donde el valor de la pendiente y la intercepción de la línea de regresión cuantificaron la confiabilidad del cierre de balance de energía.

### **Área de influencia (*footprint*)**

El área de influencia se obtuvo con las medidas de *eddy covariance*. El análisis se realizó con la herramienta en línea *Flux Footprint Prediction (FFP) online data processing* (Kljun, Calanca, Rotach, & Schmid, 2015).

En un análisis mensual, se observó que el área de influencia se mantuvo constante a lo largo del año.

## Análisis de datos

Para identificar los controles ambientales que influyen en la variación de la evapotranspiración se utilizó una matriz de correlación de Spearman; se eligió este análisis no paramétrico debido a que los datos no presentaron una distribución normal. Las variables utilizadas fueron las siguientes: radiación neta, radiación fotosintéticamente activa, temperatura del aire y del suelo, humedad relativa, déficit de presión de vapor, precipitación y contenido de agua en el suelo. Posteriormente se generó un modelo de regresión lineal múltiple para evaluar la influencia que tienen en conjunto los predictores antes descritos sobre la evapotranspiración; la variable dependiente se normalizó con la transformación de Box-Cox. La confiabilidad del modelo fue evaluada con el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{adj}$ ), error estándar residual (RSE) y el Criterio de Información de Akaike (AIC).

Se analizó la variación estacional de la evapotranspiración en tres periodos: entrada de frentes fríos (noviembre-febrero); época de secas (marzo-mayo), y periodo de lluvias (junio-octubre). Para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre las temporadas, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, seguida de un análisis *post hoc* con

la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon para determinar qué periodos diferían entre sí. Los análisis estadísticos mencionados se realizaron con el *software R Core Team* (2018) versión 3.5.0.

## Resultados

### Condiciones meteorológicas

La radiación global, radiación neta y radiación fotosintéticamente activa alcanzaron su punto máximo en el mes de mayo y el mínimo en octubre; en el caso de la radiación neta, el mínimo fue en diciembre (Tabla 1). La temperatura del aire varió de 2 a 20.8 °C (promedio diario), y durante los meses de junio a septiembre se mantuvo entre los 12 y 17 °C (Figura 2). La temperatura mínima del aire ocurrió en diciembre y la máxima en mayo. La temperatura del suelo osciló entre 8.5 y 16.8 °C; en general, tuvo una tendencia similar a la temperatura del aire. El déficit de presión de vapor se mantuvo alto durante los meses de marzo, abril y mayo, por lo que la demanda evaporativa fue mayor en este periodo. Todos los

meses presentaron precipitación; en total se acumularon 953 mm, 20% menos que lo ocurrido en años anteriores. El 72 % de la precipitación total ocurrió de junio a octubre; octubre tuvo mayor contribución (294.9 mm). El contenido de agua en el suelo varió con la precipitación. Los eventos de precipitación intensos a finales del mes de enero provocaron un aumento abrupto en el contenido de agua del suelo para el mes de febrero (Figura 2). La precipitación anual registrada en el sitio de estudio para los años de 2014-2018 fue de 1 255, 812, 1 227, 1 286 y 751 mm, respectivamente.

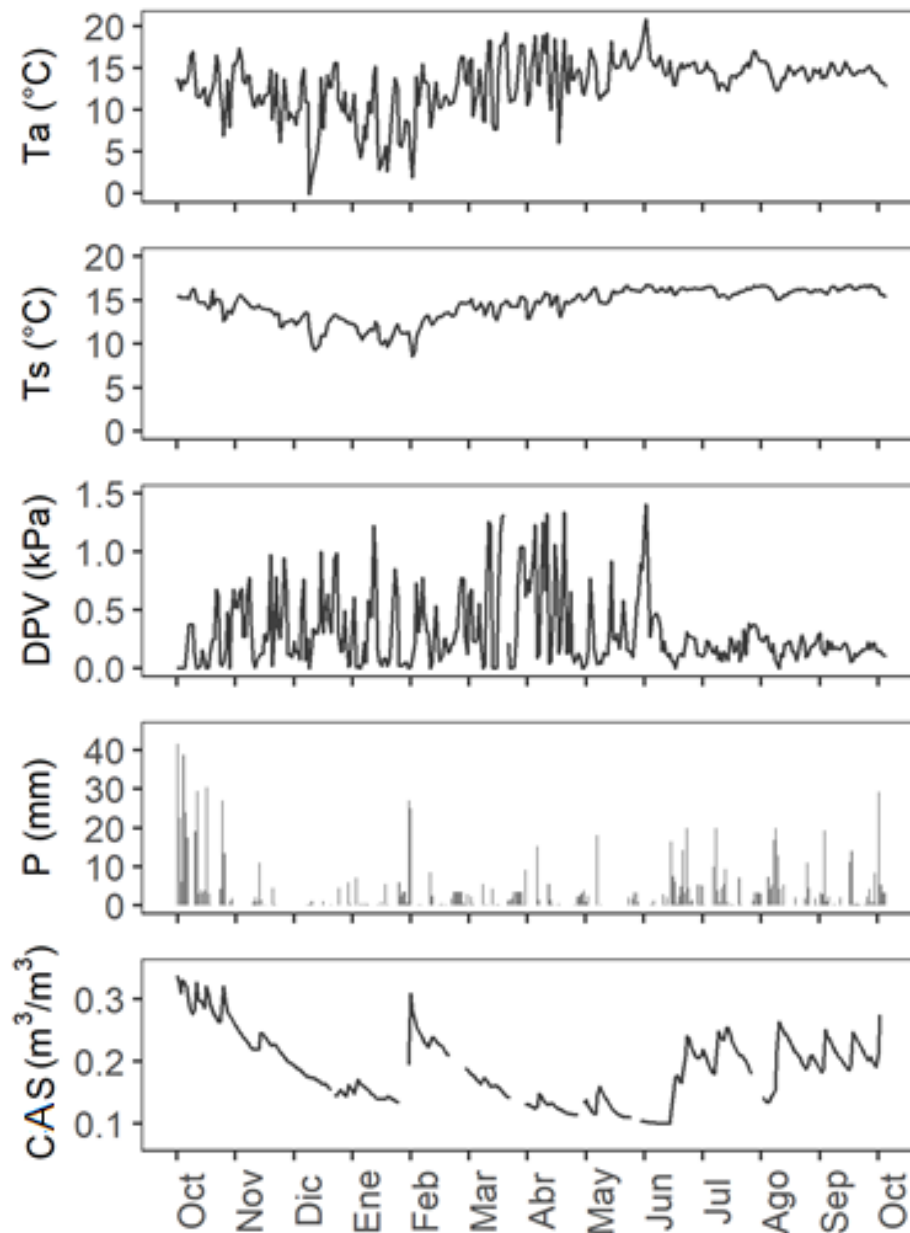
**Tabla1.** Valores medios mensuales de evapotranspiración y variables meteorológicas durante el periodo de estudio.

Variable	2017			2018								
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
Rg (W/m <sup>2</sup> )	136.1	175.9	156.8	144.7	171.5	201.1	210.2	229.9	175.4	215.7	180.5	164.8
Rn (W/m <sup>2</sup> )	99.0	115.5	95.7	99.5	121.2	144.8	151.6	164.7	128.5	159.1	126.1	130.5
RFA (μmol/m <sup>2</sup> /s)	250.4	322.6	288.0	268.3	325.8	383.8	404.5	447.1	349.5	431.9	346.2	343.8
Ta promedio (°C)	12.8	11.8	10.1	7.4	12.4	13.5	14.4	15.6	15.0	14.7	14.1	14.5
Ta mínima (°C)	3.8	1.7	-4.7	-0.4	6.8	4.8	3.9	9.2	10.7	9.8	10.5	10.7

Ta máxima (°C)	21.7	21.3	20.6	21.8	21.2	24.9	25.0	26.5	20.4	23.1	18.6	19.8
Ts (°C)	14.8	13.8	12.1	11.0	13.3	14.3	14.9	15.9	16.2	16.1	15.9	16.3
DPV (kPa)	0.19	0.36	0.37	0.24	0.34	0.57	0.46	0.41	0.20	0.21	0.17	0.15
P (mm)	294.9	21.1	13.8	83.3	35.6	44.8	39.6	29.3	100.3	76.3	124.1	89.8
CAS (m <sup>3</sup> /m <sup>-3</sup> )	0.29	0.22	0.16	0.16	0.22	0.16	0.13	0.12	0.16	0.21	0.21	0.22
ET (mm)	93.3	80.0	68.5	63.5	72.4	94.0	93.0	81.7	71.1	5.5	85.3	81.9

---

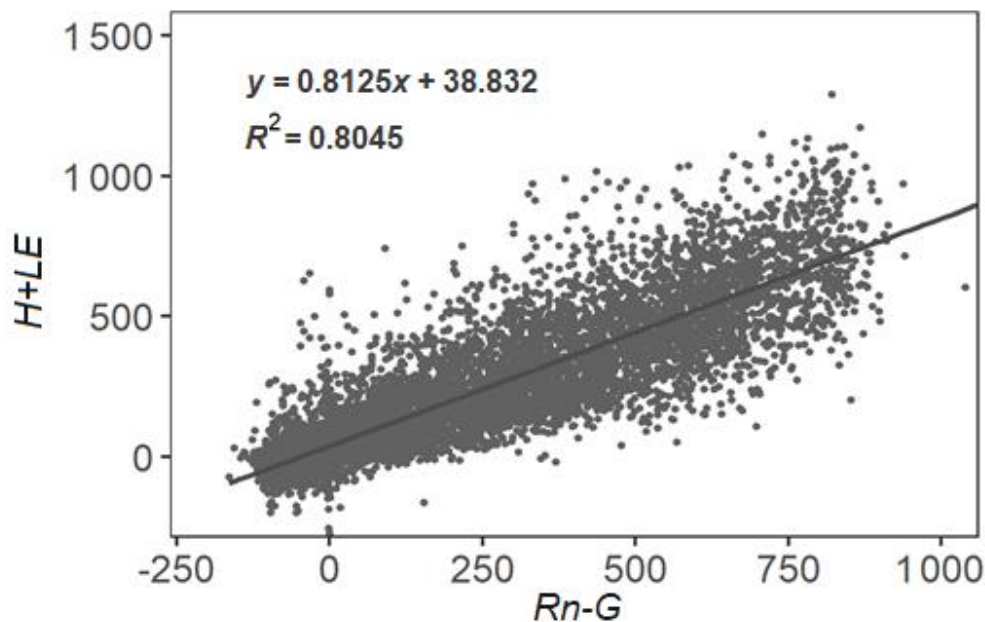
Donde Rg = radiación global; Rn = radiación neta; RFA = radiación fotosintéticamente activa; Ta = temperatura del aire; Ts = temperatura del suelo; DPV = déficit de presión de vapor; P = precipitación; CAS = contenido de agua en el suelo, y ET = evapotranspiración.



**Figura 2.** Variación temporal de la temperatura del aire ( $T_a$ ), temperatura del suelo ( $T_s$ ), déficit de presión de vapor (DPV), precipitación ( $P$ ) y contenido de agua en el suelo (CAS).

## Balance de energía

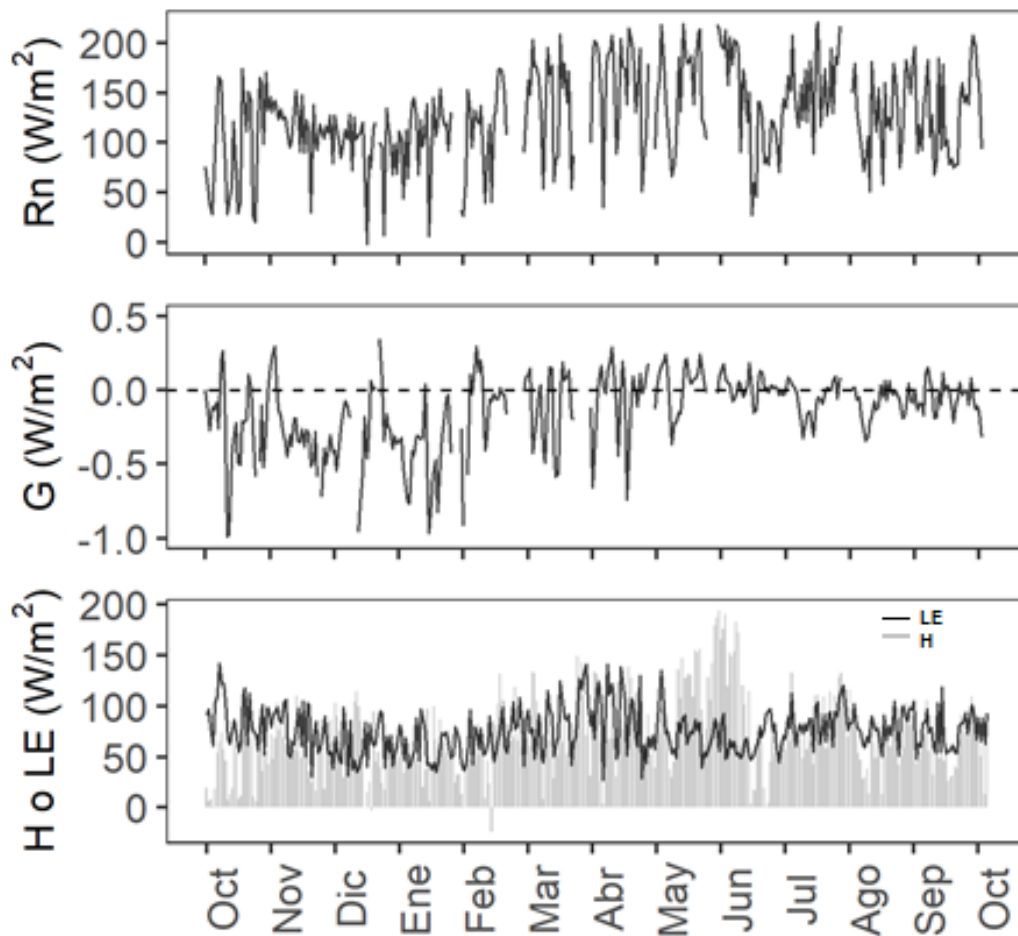
El cierre de balance de energía fue de 0.81 (Figura 3), lo cual indica que hay una subestimación de los flujos de calor latente o sensible. A pesar de ello, la calidad de las mediciones de flujo fue suficiente para analizar los presupuestos de energía y evapotranspiración. El valor de cierre de energía obtenido fue similar al encontrado por Wilson *et al.* (2002) en los sitios FLUXNET a nivel global.



**Figura 3.** Dispersión de los componentes del balance de energía radiación neta (Rn), calor del suelo (G), calor sensible (H) y calor latente (LE).

El curso anual de la radiación neta, calor del suelo, calor sensible y calor latente durante el periodo de estudio se presenta en la Figura 4. La distribución de la energía disponible (radiación neta) como flujo de calor latente y calor sensible varió a lo largo del año, observándose tres tendencias. En los meses de octubre de 2017, y agosto y septiembre de 2018, cuando había más agua disponible, la principal forma de intercambio de energía estuvo representada por el calor latente.

En los meses de mayo a julio, el flujo de calor sensible fue el que dominó el intercambio de energía entre el ecosistema y la atmósfera. En el resto de los meses, el calor sensible y latente se distribuyeron equitativamente en el ecosistema.



**Figura 4.** Variación temporal de la radiación neta (Rn), calor sensible (H), calor latente (LE) y calor del suelo (G).

La proporción de radiación neta consumida por el flujo de calor del suelo durante todo el periodo fue baja. En la Tabla 2 se presentan los valores medios mensuales de radiación neta y las proporciones utilizadas por cada flujo.

**Tabla 2.** Radiación neta y su contribución relativa para cada flujo en un bosque bajo manejo forestal.

Mes	Rn	LE/Rn	H/Rn	G/Rn	Relación de Bowen
					H/LE
Octubre	144.2	0.70	0.42	-0.0015	0.60
Noviembre	167.5	0.55	0.53	-0.0017	0.95
Diciembre	135.1	0.55	0.55	-0.0019	0.99
Enero	142.6	0.47	0.52	-0.0030	1.10
Febrero	157.6	0.51	0.53	-0.0003	1.04
Marzo	165.0	0.51	0.50	-0.0008	0.98
Abril	179.0	0.54	0.49	-0.0001	0.92
Mayo	216.4	0.40	0.67	0.0002	1.65
Junio	162.9	0.47	0.55	0.0002	1.16
Julio	204.1	0.48	0.51	-0.0003	1.06
Agosto	167.3	0.54	0.47	-0.0004	0.86
Septiembre	179.7	0.52	0.47	-0.0001	0.90

Donde Rn = radiación neta; LE = flujo de calor latente; H = flujo de calor sensible, y G = flujo de calor del suelo.

## Evapotranspiración

Durante el periodo de estudio, la evapotranspiración fue de 980 mm y excedió ligeramente la precipitación anual (953 mm). La evapotranspiración total mensual fue menor en enero (63.5 mm) y la mayor se reportó en julio (95.5 mm) (Tabla 1). Las tasas de evapotranspiración a diferentes escalas de tiempo se muestran en la Tabla 3. La evapotranspiración media diaria varió de 2.0 mm  $\pm$  0.6 (enero) a 3.1 mm  $\pm$  1.1 (abril y julio). La tasa máxima de evapotranspiración fue de 0.86 mm h<sup>-1</sup> y tuvo lugar en el mes de marzo. Los valores superiores de evapotranspiración máxima diaria correspondieron a los meses de marzo, abril y mayo.

**Tabla 3.** Tasas de evapotranspiración por hora y por día en un bosque bajo manejo forestal.

Mes	Evapotranspiración máxima por hora (mm h <sup>-1</sup> )	Evapotranspiración media diaria (mm día <sup>-1</sup> $\pm$ SD)	Evapotranspiración máxima diaria (mm día <sup>-1</sup> )
Octubre	0.74	3.0 $\pm$ 0.9	4.4
Noviembre	0.76	2.7 $\pm$ 0.8	3.9
Diciembre	0.76	2.2 $\pm$ 0.7	3.5
Enero	0.77	2.0 $\pm$ 0.6	3.5
Febrero	0.72	2.6 $\pm$ 0.7	3.8
Marzo	0.86	3.0 $\pm$ 0.9	5.0

Abril	0.85	$3.1 \pm 1.1$	5.0
Mayo	0.83	$2.6 \pm 0.7$	4.8
Junio	0.70	$2.4 \pm 0.5$	3.4
Julio	0.71	$3.1 \pm 0.6$	4.4
Agosto	0.77	$2.8 \pm 0.6$	3.7
Septiembre	0.82	$2.7 \pm 0.6$	3.7

### **Evapotranspiración y su respuesta a condiciones meteorológicas**

De acuerdo con el análisis de correlación de Spearman ( $p < 0.01$ ), la radiación neta (0.76) y la radiación fotosintéticamente activa (0.73) fueron las variables que tuvieron mayor relación con la evapotranspiración. La correlación fue menor, aunque significativa, con temperatura del aire (0.42), humedad relativa (-0.27,) y déficit de presión de vapor (0.34) (Figura 5). Los resultados del análisis de regresión lineal múltiple mostraron que la evapotranspiración estuvo más influenciada por el contenido de agua en el suelo, la radiación neta, la temperatura del aire, y el déficit de presión de vapor (Tabla 4). Para apoyar este resultado, en la Tabla 1 se puede observar que los valores más altos de evapotranspiración correspondieron con los valores promedios más altos de la radiación neta y de déficit de presión de vapor (marzo, abril y mayo). El modelo logró explicar el 61 % de la variabilidad de la evapotranspiración; de acuerdo con la prueba de F, el modelo es

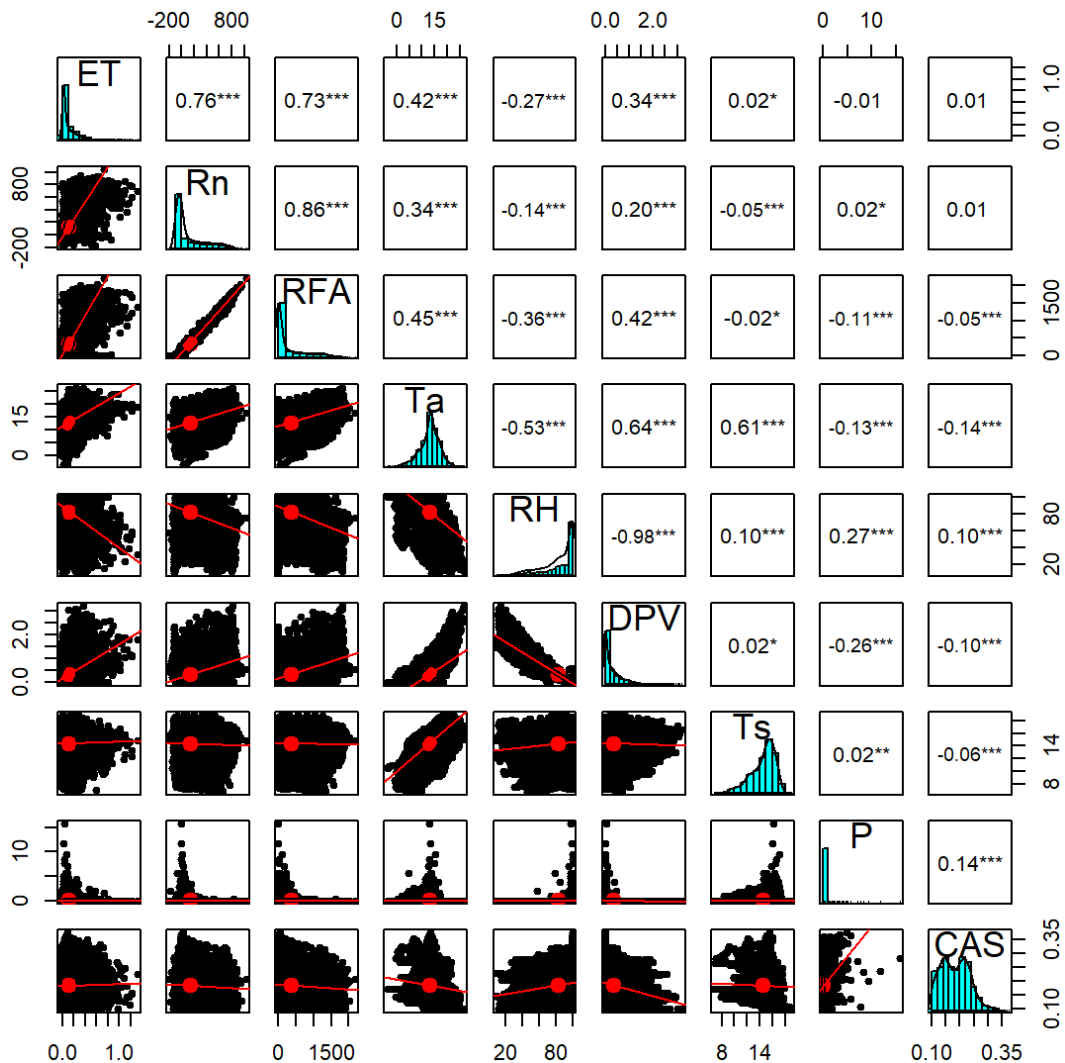
significativo con un  $P\ value < 2.2e^{-16}$ . Las correlaciones entre las variables independientes utilizadas en el modelo y el valor del factor de inflación en la varianza son indicios de que no existe relación lineal entre las variables independientes

**Tabla 4.** Resumen del modelo de regresión lineal múltiple.

<b>Parámetros</b>	<b>Coefficientes</b>	<b>Error estándar</b>	<b><i>t</i></b>	<b><i>Pr(&gt;  t )</i></b>	<b>VIF</b>
Intercepto	-0.3552	0.0711	-4.99	9.66e-07	
Rn	0.0035	0.0003	11.97	< 2e-16	1.37
Ta	0.0316	0.0042	5.41	6.66e-13	1.48
DPV	0.2487	0.0460	7.49	1.25e-07	1.47
CAS	2.2001	0.2283	9.64	< 2e-16	1.14

Rn = radiación neta; Ta = temperatura del aire; DPV = déficit de presión de vapor;

CAS = contenido de agua en el suelo.



**Figura 5.** Matriz de correlación de Spearman de la evapotranspiración y variables meteorológicas. ET = evapotranspiración; Rn = radiación neta; RFA = radiación fotosintéticamente activa; Ta = temperatura del aire; RH = humedad relativa; DPV = déficit de presión de vapor; Ts = temperatura del suelo; P = precipitación; CAS = contenido de agua en el suelo.

## Variación estacional de la evapotranspiración

La prueba de Kruskal-Wallis ( $p < 0.001$ ) indicó diferencias significativas en la evapotranspiración entre las estaciones. De acuerdo con la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon ( $p < 0.05$ ), la evapotranspiración en el periodo de "nortes" fue significativamente más baja en comparación con la evapotranspiración de la época de lluvia y de seca, donde no se encontraron diferencias significativas. El mismo análisis se hizo para las variables que resultaron tener mayor influencia en la evapotranspiración. En la Tabla 5 se muestran las variaciones de evapotranspiración y las variables que resultaron tener mayor control sobre la evapotranspiración, y se resumen los resultados de las pruebas de comparación.

**Tabla 5.** Variación estacional de la evapotranspiración y principales factores de control.

Variable	Temporada		
	Nortes	Seca	Lluvia
ET	2.4 ± 0.7 (b)	2.9 ± 0.9 (a)	2.8 ± 0.7 (a)
CAS	0.19 ± 0.04 (b)	0.13 ± 0.02 (c)	0.21 ± 0.06 (a)
Ta	10.4 ± 3.69 (b)	14.5 ± 3.15(a)	14.2 ± 1.54 (a)
Rn	108.5 ± 33.0 (c)	153.9 ± 49.2 (a)	127.4 ± 47.6 (b)
DPV	0.33 ± 0.29 (a)	0.48 ± 0.45 (a)	0.19 ± 0.13 (b)

Donde ET = evapotranspiración; CAS = contenido de agua en el suelo;  $T_a$  = temperatura del aire;  $R_n$  = radiación neta, y DPV = déficit de presión de vapor. Letras iguales indican que no hubo diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre las temporadas.

## Discusión

### Balance de energía

El manejo forestal y la disponibilidad de humedad en el suelo tienen un control importante en la división de la energía (Gholz & Clark, 2002; Sun *et al.*, 2010). En los bosques templados, durante la temporada de crecimiento, la disponibilidad de humedad en el suelo no suele ser limitante; por lo que, durante este periodo, es común que el flujo de calor latente sea superior que el calor sensible (Yan *et al.*, 2017). En este estudio, sólo en los meses de junio, agosto, septiembre y octubre el calor latente tuvo valores superiores al calor sensible. Varios autores relacionan

estas dos variables energéticas a través de la Relación de Bowen (H/LE) (Gholz & Clark, 2002; Giambelluca *et al.*, 2009; Tudoroiu *et al.*, 2018).

Se encontró que para este sitio la Relación de Bowen fue menor en octubre (0.60) y un valor mayor se obtuvo para mayo (1.65) (Tabla 2). En este mes, los promedios mensuales de radiación neta y temperatura máxima fueron superiores, y el contenido de agua en el suelo fue menor. Es posible que bajo estas condiciones, el arbolado se estrese y en consecuencia genere modificaciones significativas en la productividad del ecosistema. Sin embargo, esto dependerá de los mecanismos de respuesta y tolerancia que las plantas hayan desarrollado ante tales situaciones (Méndez-Espinoza & Vallejo-Reyna, 2019). Por lo general, el cierre de las estomas es el principal mecanismo de respuesta ante el déficit hídrico y altas temperaturas. Si únicamente las temperaturas altas son el problema, el arbolado continuará transpirando, ya que debido a su efecto de enfriamiento mantendrá una temperatura de la superficie foliar adecuada (Harfouche, Meilan, & Altman, 2014). Probablemente esto es lo que suceda en el sitio de estudio, dado que no se encontraron diferencias significativas en las tasas de evapotranspiración del periodo de lluvia y la temporada de secas.

También se encontró que el flujo de calor del suelo fue bajo, esto es una característica común en suelos bajo una cubierta forestal perennifolia y se ve reflejado en variaciones reducidas en la temperatura del suelo.

## Evapotranspiración

Los resultados de este estudio mostraron que la evapotranspiración del bosque bajo manejo fue variable durante el periodo de estudio. La evapotranspiración anual (980 mm) fue similar a las reportadas en una plantación de *Pinus taeda* L. ( $1\ 076 \pm 104$  mm/año) en Carolina del Norte, EUA (Sun *et al.*, 2010). En general, estos sitios presentaron rangos de temperatura similares; no tuvieron problema en la disponibilidad de agua, y el suelo tuvo un alto contenido de materia orgánica. De acuerdo con evaluaciones de las tasas de evapotranspiración asumidas para bosques templados (710.8 mm promedio), éstas son más bajas que en bosques tropicales (1 502.2 mm) (Levia, Carlyle-Moses, & Tanaka, 2011). En el caso de las regiones áridas y semiáridas, la magnitud de la evapotranspiración es mucho menor que las reportadas en este estudio. En tal tipo de ecosistemas, uno de los principales factores que influye en la dinámica de la evapotranspiración es la precipitación y además existe una clara influencia de la vegetación (Bierderman *et al.*, 2016). En condiciones de sequía, el proceso de transpiración se ve limitado a causa del estrés hídrico en las plantas por la alta demanda de evaporación atmosférica y el contenido restringido de agua del suelo (Meza, Montes, Bravo-Martínez, Serrano-Ortiz, & Kowalski, 2018).

Los procesos que controlan la evapotranspiración implican los efectos combinados de factores físicos y biológicos (Novick *et al.*, 2015) controlados por las condiciones ambientales (Xu *et al.*, 2014). Por lo general, en sitios ubicado en latitudes medias y altas, la radiación neta y la temperatura del aire son las variables que dominan en el control de la

evapotranspiración (Chen, Xue, & Hu, 2018). Esto se debe a que la radiación es considerada la dotación de energía disponible para llevar a cabo la evaporación (Izadifar & Elshorbagy, 2010); además, la capacidad de la atmósfera para retener agua se incrementa conforme aumenta la temperatura del aire (Pan *et al.*, 2015; Wagle *et al.*, 2016). Sin embargo, cuando la humedad en el suelo es limitante, aumenta el déficit de presión de vapor, lo que afecta la respuesta fisiológica de las plantas. Por lo tanto, el déficit de presión de vapor se vuelve más relevante en el control de la evapotranspiración (Zha *et al.*, 2013). Cuando la humedad del suelo no es la suficiente, se esperaría que la planta cerrará las estomas para evitar la pérdida excesiva de agua (Landsberg & Sands, 2011); pero las respuestas de las plantas a las condiciones climáticas dependen de las especies, y del historial de vida y manejo; por lo tanto, puede haber un componente genético en las respuestas climáticas que haga que tengan respuestas fisiológicas diferenciales a estímulos similares (Qaderi, Martel, & Dixon, 2019). El papel de la vegetación ha sido evaluado a través del monitoreo del Índice de Área Foliar, conductancia de la hoja o del dosel, o índices de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) (Cabral, Da-Rocha, Gash, Freitas, & Ligo, 2015; Mo *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2017); pero pocos son los estudios que evalúan los efectos de los factores ambientales en las estructuras encargadas del transporte de agua, en especial el xilema (Qaderi *et al.*, 2019).

En una plantación dominada por *Pinus tabuliformis*, en Beijing China, un bajo contenido de agua en el suelo ( $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ), en combinación con una radiación neta ( $\sim 200 \text{ W}/\text{m}^2$ ) y temperaturas altas ( $\sim 25^\circ$ ), causaron una evapotranspiración baja (51.7 mm, en el mes más seco) (Ma *et al.*, 2018). En contraste, aquí se reporta que las tasas de

evapotranspiración más altas (89.5 mm/mes, en promedio), ocurrieron en la época de secas (Tabla 1). Esto sugiere que durante este periodo, la vegetación no tuvo restricciones de suministro de agua y que tal vez la conductancia del dosel no sea un factor que limite el proceso de evapotranspiración. Las condiciones de disponibilidad de humedad reducen la sensibilidad de la conductancia del dosel a los cambios en el DPV (Liu *et al.*, 2018). Además, las variables climáticas lograron explicar la mayor parte (61 %) de la variabilidad de la evapotranspiración. El nulo problema de falta de agua —durante la época de secas— puede atribuirse a la capacidad de los árboles para tener acceso a fuentes de agua más profundas, como lo señalan Thompson *et al.* (2011). Otra posibilidad es que los eventos de precipitación durante el periodo de “nortes” proporcionaron humedad suficiente para contrarrestar los impactos de la época de secas.

Los efectos del manejo forestal en la evapotranspiración no se evaluaron. Sin embargo, un aclareo con una intensidad de 50 % realizado en una plantación de *Pinus taeda* L. mostró pequeñas variaciones interanuales en la radiación neta, y una ligera disminución de la evapotranspiración. Con base en los resultados, Liu *et al.* (2018) sugirieron que los bosques eran relativamente insensibles a las actividades de manejo, pues el rápido crecimiento del sotobosque y el cierre del dosel permitieron una pronta recuperación de las tasas de evapotranspiración. Los efectos del manejo forestal se vuelven más notables durante los periodos secos en sistemas con agua limitada, pero tienden a disminuir conforme la edad del rodal aumenta (Sun *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2017).

Los hallazgos aquí mostrados representan información sobre los principales factores climáticos que controlaron el intercambio de agua en un bosque bajo manejo. Estos resultados se basaron en el monitoreo continuo a lo largo de un año. Durante este periodo, la precipitación fue 20 % menor a la ocurrida en años anteriores. Puede ser que estas variaciones hayan provocado cambios en la evapotranspiración. No obstante, Zha *et al.* (2013) señalan que las variaciones interanuales en la evapotranspiración suelen ser menores en bosques de coníferas (7-14%) en comparación con los bosques caducifolios, donde se han reportado rangos interanuales de  $\sim 30$  %. A pesar de ello, son necesarios estudios a largo plazo, que además involucren otros parámetros, que permitan aclarar y ampliar la comprensión de los procesos de intercambio de agua en los bosques templados mexicanos.

## Conclusiones

La mayor contribución de la radiación neta al flujo de calor sensible se observó en periodos donde la temperatura fue superior y el contenido de agua en el suelo bajo. El flujo de calor latente fue mayor que el calor sensible, principalmente durante la temporada de lluvia.

La evapotranspiración estuvo controlada por el contenido de agua en el suelo, la temperatura, la radiación neta, y el déficit de presión de vapor. En conjunto, estos factores explicaron el 61 % de la variabilidad de la evapotranspiración. La medición y el análisis de otros parámetros, como índice de área foliar, conductancia del dosel, potencial hídrico y humedad del suelo a diferentes profundidades pueden aclarar y ampliar la comprensión de este proceso.

La evapotranspiración total fue de 980 mm. Valores mínimos de evapotranspiración ocurrieron durante el periodo denominado como “nortes”. A pesar de los cambios estacionales en la radiación neta y el contenido de agua en el suelo, no se encontraron diferencias significativas entre la evapotranspiración ocurrida durante la temporada de lluvia y la época de secas.

Las mediciones del intercambio de energía y vapor de agua reportadas en este estudio representan las primeras observaciones continuas realizadas en un bosque bajo manejo forestal en México. Esta información permitió caracterizar los patrones de distribución de la radiación y la variabilidad de la evapotranspiración.

### **Agradecimientos**

Este estudio fue financiado por el Programa de Paisajes Sostenibles de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos de América, a través de la Oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal de la USDA, proyecto “Reducing Greenhouse Gas Emissions and Improving Forest Management in Mexico” (Acuerdo No. 12-IJ-

11242306-033). También fue financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México, a través del proyecto "El papel de los bosques bajo gestión forestal comunitaria en la mitigación del cambio climático" (PN 2017-6231)

## Referencias

- Aguirre-Salado, C. A., Valdez-Lazalde, J. R., Ángeles-Pérez, G., De Los Santos-Posadas, H. M., Haapanen, R., & Aguirre-Salado, A. I. (2009). Mapping aboveground tree carbon in managed Patula pine forests in Hidalgo, México. *Agrociencia*, 43, 209-220.
- Alvarado-Barrientos, M. S., Holwerda, F., Asbjornsen, H., Dawson, T. E., & Bruijnzeel, L. A. (2014). Suppression of transpiration due to cloud immersion in a seasonally dry Mexican weeping pine plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 186, 12-25. DOI: 10.1016/j.agrformet.2013.11.002
- Ángeles-Pérez, G., Méndez-López, B., Valdez-Lazalde, R., Plascencia-Escalante, F. O., De-Los-Santos-Posadas, H. M., Chávez-Aguilar, G., & Maldonado-Montero, V. (2015). *Estudio de Caso del Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono en Hidalgo*. Montecillo, México: Proyecto México-Noruega-Colegio de Postgraduados.
- Aubinet, M., Vesala, T., & Papale, D. (2012). *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*. DOI: 10.1007/978-94-007-2351-1. New York, USA: Springer.
- Baldocchi, D. D. (2003). Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: Past,

present and future. *Global Change Biology*, 9(4), 479-492. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00629.x

Baldocchi, D. D. (2019). How eddy covariance flux measurements have contributed to our understanding of Global Change Biology. *Global Change Biology*, 26, 242-260. DOI:10.1111/gcb.14807

Berry, Z. C., Gotsch, S. G., Holwerda, F., Muñoz-Villers, L. E., & Asbjornsen, H. (2016). Slope position influences vegetation-atmosphere interactions in a tropical montane cloud forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 221, 207-218. DOI: 10.1016/j.agrformet.2016.02.012

Biederman, J. A., Scott, R. L., Goulden, M. L., Vargas, R., Litvak, M. E., Kolb, T. E., Yepez, E. A., Oechel, W. C., Blanken, P. D., Bell, T. W., Garatuza-Payan, 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, 1867-1879. DOI: 10.1111/gcb.13222

Bonan, G. (2016). *Ecological climatology: Concepts and applications*. (3<sup>rd</sup> ed.). Boulder & New York, USA: Center for Atmospheric Research / Cambridge University Press.

Brümmer, C., Black, T. A., Jassal, R. S., Grant, N. J., Spittlehouse, D. L., Chen, B., Nesic, Z., Amiro, B. D., Arain, M. A., Barr, A., Bourque, C. P., Coursolle, C., Dunn, A. L., Flanagan, L. B., Humphreys, E. R., Lafleur, P. M., Margolish, H. A., McCaughey, J. H., & Wofsy, S. C. (2012). How climate and vegetation type influence evapotranspiration and water use efficiency in Canadian forest,

- peatland and grassland ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, 153, 14-30. DOI: 10.1016/j.agrformet.2011.04.008
- Burba, G. (2013). *Eddy covariance method: For scientific, industrial, agricultural, and regulatory applications*. Lincoln, USA: LI-COR Biosciences.
- Cabral, O. M. R., Da-Rocha, H. R., Gash, J. H., Freitas, H. C., & Ligo, M. A. V. (2015). Water and energy fluxes from a woodland savanna (cerrado) in southeast Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4(PB), 22-40. DOI: 10.1016/j.ejrh.2015.04.010
- Canny, M. J. (1998). Transporting water in plants that possible by protecting the stretched water and repairing it when it breaks. *American Scientist*, 86(2), 152-159.
- Chen, Y., Xue, Y., & Hu, Y. (2018). How multiple factors control evapotranspiration in North America evergreen needleleaf forests. *Science of the Total Environment*, 622-623, 1217-1224. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.038
- Conafor, Comisión Nacional Forestal. (2012). Manual y procedimientos para el muestreo de campo. En: *Inventario nacional forestal y de suelos*. México, DF, México: Comisión Nacional Forestal.
- Cristiano, P. M., Campanello, P. I., Bucci, S. J., Rodriguez, S. A., Lezcano, O. A., Scholz, F. G., Madanes, N., Di Francescantonio, D., Carrasco, L. O., Zhang, Y. J., & Goldstein, G. (2015). Evapotranspiration of subtropical forests and tree plantations: A comparative analysis at different temporal and spatial scales. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203, 96-106. DOI: 10.1016/j.agrformet.2015.01.007

- Delgado-Balbuena J., Yépez, E. A., Paz-Pellat, F., Ángeles-Pérez, G., Alvarado-Barrientos, M. S., Bullock, S. H., ... & Watts, C. J. (2019). Flujos verticales de carbono en ecosistemas terrestres. En: Paz-Pellat, F., Hernández-Ayon, J. M., Sosa-Avalos, R., & Velázquez-Rodríguez, A. S. (eds.). *Estado del ciclo del carbono en México Agenda Azul y Verde* (pp. 605-625). Texcoco, México: Programa Mexicano del Carbono.
- Dolman, A. J., Moors, E. J., Grundwald, P. B., & Bernhofer, C. (2003). Factors controlling forest atmosphere exchange of water, energy, and carbon. In: Valentini, R. (ed.). *Fluxes of carbon, water and energy of European forests. Ecological studies (analysis and synthesis)* (pp. 207-224). Berlin & Heidelberg, Germany: Springer. DOI: 10.1007/978-3-662-05171-9\_6
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D.,... & Sullivan, C. A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51-61. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002
- Falge, E., Baldocchi, D. D., & Olson, R. (2001). Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology*, 107, 43-69. DOI: 10.1016/S0168-1923(00)00225-2
- García, A. G., Campos, A. N., Di Bella, C. M., & Posse, G. (2008). *Evolución de la evapotranspiración en diferentes coberturas vegetales de la Argentina utilizando productos derivados del sensor MODIS*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

- Gholz, H. L., & Clark, K. L. (2002). Energy exchange across a chronosequence of slash pine forests in Florida. *Agricultural and Forest Meteorology*, 112(2), 87-102. DOI: 10.1016/S0168-1923(02)00059-X
- Giambelluca, T. W., Martin, R. E., Asner, G. P., Huang, M., Mudd, R. G., Nullet, M. A.,... & Foote, D. (2009). Evapotranspiration and energy balance of native wet montane cloud forest in Hawai'i. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(2), 230-243. DOI: 10.1016/j.agrformet.2008.08.004
- Harfouche, A., Meilan, R., & Altman, A. (2014). Molecular and physiological responses to abiotic stress in forest trees and their relevance to tree improvement. *Tree Physiology*, 34, 1181-1198. DOI: 10.1093/treephys/tpu012.
- Hollinger, D. Y. (2008). Defining a landscape-scale monitoring tier for the North American Carbon Program. In: Hoover, C. M. (ed.). *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring* (pp. 3-16). Durham, USA. DOI: 10.1007/978-1-4020-8506-2\_1
- Holwerda, F., Alvarado-Barrientos, M. S., & González-Martínez, T. M. (2016). Surface energy exchange in a tropical montane cloud forest environment: Flux partitioning, and seasonal and land cover-related variations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 228-229, 13-28. DOI: 10.1016/j.agrformet.2016.06.011
- Huryňa, H., & Pokorný, J. (2016). The role of water and vegetation in the distribution of solar energy and local climate: A review. *Folia Geobot*, 51(3), 191-208. DOI: 10.1007/s12224-016-9261-0

- Izadifar, Z., & Elshorbagy, A. (2010). Prediction of hourly actual evapotranspiration using neural networks, genetic programming, and statistical models. *Hydrological Processes*, 24(23), 3413-3425. DOI: 10.1002/hyp.7771
- Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M. W., & Schmid, H. P. (2015). A simple two-dimensional parameterisation for Flux Footprint Prediction (FFP). *Geoscientific Model Development*, 8, 3695-3713. DOI: 10.5194/gmd-8-3695-2015
- Landsberg, J., & Sands, P. (2011). *Physiological Ecology of Forest Production*. USA. DOI: 10.1016/S1936-7961(11)04007-3
- Law, B. E., Falge, E., Gu, L., Baldocchi, D. D., Bakwin, P., Berbigier, P.,... & Wofsy, S. (2002). Environmental controls over carbon dioxide and water vapor exchange of terrestrial vegetation. *Agriculture and Forest Meteorology*, 113(113), 97-120.
- Levia, D. F., Carlyle-Moses, D., & Tanaka, T. (2011). Forest hydrology and biogeochemistry: Synthesis of past research and future directions. *Analysis and synthesis*, (216), 407-423. DOI: 10.1007/978-94-007-1363-5
- LI-COR, Inc. (2016). EddyPro® *Software (Version 6.2)*. Recuperado de <https://www.licor.com/env/support/EddyPro/software.html>
- Liu, X., Sun, G., Mitra, B., Noormets, A., Gavazzi, M. J., Domec, J.,... & McNulty, S. G. (2018). Drought and thinning have limited impacts on evapotranspiration in a managed pine plantation on the southeastern United States coastal plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 262, 14-23. DOI: 10.1016/j.agrformet.2018.06.025

- Liu, Y., & El-Kassaby, Y. A. (2018). Evapotranspiration and favorable growing degree-days are key to tree height growth and ecosystem functioning: Meta-analyses of Pacific Northwest historical data. *Nature*, 8228 (8), 1-12. DOI: 10.1038/s41598-018-26681-1
- Ma, J., Zha, T., Jia, X., Tian, Y., Bourque, C. P. A., Liu, P.,... & Chen, W. (2018). Energy and water vapor exchange over a young plantation in northern China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 263, 334-345. DOI: 10.1016/j.agrformet.2018.09.004
- Martínez-Yrizar, A., Álvarez-Sánchez, J., & Maass, M. (2017). Análisis y perspectivas del estudio de los ecosistemas terrestres de México: dinámica hidrológica y flujos de nitrógeno y fósforo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 27-41. DOI: 10.1016/j.rmb.2017.10.008
- Matsumoto, K., Ohta, T., Nakai, T., Kuwada, T., Daikoku, K., Iida, S.,... & Hattori, S. (2008). Energy consumption and evapotranspiration at several boreal and temperate forests in the Far East. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(12), 1978-1989. DOI: 10.1016/j.agrformet.2008.09.008
- Mauder, M., & Foken, T. (2006). Impact of post-field data processing on eddy covariance flux estimates and energy balance closure. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(6), 597-609
- Méndez-Espinoza, C., & Vallejo-Reyna, M. Á. (2019). Mecanismos de respuesta al estrés abiótico: hacia una perspectiva de las especies forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(56), 33-64. DOI: 10.29298/rmcf.v10i56.567
- Meza, F. J., Montes, C., Bravo-Martínez, F., Serrano-Ortiz, P., & Kowalski, A. S. (2018). Soil water content effects on net ecosystem CO<sub>2</sub>

exchange and actual evapotranspiration in a Mediterranean semiarid savanna of Central Chile. *Scientific Reports*, 8(1), 1-11. DOI: 10.1038/s41598-018-26934-z

Miyazaki, S., Ishikawa, M., Baatarbileg, N., Damdinsuren, S., Ariuntuya, N., & Jambaljav, Y. (2014). Interannual and seasonal variations in energy and carbon exchanges over the larch forests on the permafrost in northeastern Mongolia. *Polar Science*, 8(2), 166-182. DOI: 10.1016/j.polar.2013.12.004

Mo, X., Liu, S., Chen, X., & Hu, S. (2018). Variability, tendencies, and climate controls of terrestrial evapotranspiration and gross primary productivity in the recent decade over China. *Ecohydrology*, 11(4), 1-13. DOI: 10.1002/eco.1951

Monarrez-González, J. C., Perez-Verdin, G., López-González, C., Márquez-Linarez, M. A., & González-Elizondo, M. del S. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques*, 24(2), 1-16. DOI: 10.21829/myb.2018.2421569

Moncrieff, J. B. (2004). Averaging, detrending and filtering of eddy covariance time series. In: Lee, X., Massman, W. J., & Law, B. E. (eds.). *Handbook of micrometeorology: A guide for surface flux measurements*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic.

Moncrieff, J. B. (1997). A system to measure surface fluxes of momentum sensible heat, water vapor and carbon dioxide. *Journal of Hydrology*, 589-611.

Novick, K. A., Oishi, A. C., Ward, E. J., Siqueira, M. B. S., Juang, J. Y., & Stoy, P. C. (2015). On the difference in the net ecosystem exchange

of CO<sub>2</sub> between deciduous and evergreen forests in the southeastern United States. *Global Change Biology*, 21(2), 827-842. DOI: 10.1111/gcb.12723

Özhan, S., Gökbülak, F., Serengil, Y., & Özcan, M. (2010). Evapotranspiration from a mixed deciduous forest ecosystem. *Water Resources Management*, 24(10), 2353-2363. DOI: 10.1007/s11269-009-9555-6

Pan, S., Tian, H., Dangal, S. R. S., Yang, Q., Yang, J., Lu, C.,... & Ouyang, Z. (2015). Responses of global terrestrial evapotranspiration to climate change and increasing atmospheric CO<sub>2</sub> in the 21st century. *Earth's Future*, 3(1), 15-35. DOI: 10.1002/2014EF000263

Pérez-Ruiz, E. R., Garatuza-Payan, J., Watts, C. J., Rodriguez, J. C., Yopez, E. A., & Scott, R. L. (2010). Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments*, 74(5), 556-563. DOI:10.1016/j.jaridenv.2009.09.029

Perez-Verdin, G., Monarrez-González, J. C., Teclé, A., & Pompa-García, M. (2018). Evaluating the multi-functionality of forest ecosystems in northern Mexico. *Forests*, 9(4), 1-14. DOI: 10.3390/f9040178

Qaderi, M. M., Martel, A. B., & Dixon, S. L. (2019). Environmental factors influence plant vascular system and water regulation. *Plants*, 8(3), 1-23. DOI: 10.3390/plants8030065

R Core Team. (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Recuperado de <http://www.R-project.org/>

- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P.,... & Valentini, R. (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: Review and improved algorithm. *Global Change Biology*, 11(9), 1424-1439. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x
- Sanwangsri, M., Hanpattanakit, P., & Chidthaisong, A. (2017). Variations of energy fluxes and ecosystem evapotranspiration in a young secondary dry dipterocarp forest in Western Thailand. *Atmosphere*, 8(8). DOI: 10.3390/atmos8080152
- Soriano-Luna, M. de los Á., Ángeles-Pérez, G., Guevara, M., Birdsey, R., Pan, Y., Vaquera-Huerta, H., ... & Vargas, R. (2018). Determinants of above-ground biomass and its spatial variability in a temperate forest managed for timber production. *Forests*, 9(8), 1-20. DOI: 10.3390/f9080490
- Sun, G., Noormets, A., Gavazzi, M. J., McNulty, S. G., Chen, J., Domec, J.,... & Skaggs, R. W. (2010). Energy and water balance of two contrasting loblolly pine plantations on the lower coastal plain of North Carolina, USA. *Forest Ecology and Management*, 259, 1299-1310. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.016
- Sun, G., Domec, J. C., & Amatya, D. M. (2016). Forest evapotranspiration: Measurement and modelling at multiple scales. In: *Forest hydrology: Processes, management and assessment* (pp. 32-50). DOI: 10.1079/9781780646602.0032
- Sun, X., Zou, C. B., Wilcox, B., & Stebler, E. (2018). Effect of vegetation on the energy balance and evapotranspiration in tallgrass prairie: A

Paired study using the eddy-covariance method. *Boundary-Layer Meteorology*. DOI: 10.1007/s10546-018-0388-9

Thompson, S. E., Harman, C. J., Konings, A. G., Sivapalan, M., Neal, A., & Troch, P. A. (2011). Comparative hydrology across AmeriFlux sites: The variable roles of climate, vegetation, and groundwater. *Water Resources Research*, 47(7), 1-17. DOI: 10.1029/2010WR009797

Tsuruta, K., Kosugi, Y., Takanashi, S., & Tani, M. (2016). Inter-annual variations and factors controlling evapotranspiration in a temperate Japanese cypress forest. *Hydrological Processes*, 30(26), 5012-5026. DOI: 10.1002/hyp.10977

Tudoroiu, M., Genesio, L., Gioli, B., Schume, H., Knohl, A., Brümmer, C., & Miglietta, F. (2018). Solar dimming above temperate forests and its impact on local climate. *Environmental Research Letters*, 13(6). DOI: 10.1088/1748-9326/aac4e0

Ussiri, D. A. N., & Lal, R. (2017). *Carbon sequestration for climate change mitigation and adaptation*. Springer, USA. DOI: 10.1007/978-3-319-53845-7

Vickers, D., & Mahrt, L. (1997). Quality control and flux sampling problems for tower and aircraft data. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 14, 512-526.

Wagle, P., Xiao, X., Kolb, T. E., Law, B. E., Wharton, S., Monson, R. K.,... & Gowda, P. H. (2016). Differential responses of carbon and water vapor fluxes to climate among evergreen needleleaf forests in the USA. *Ecological Processes*, 5(1). DOI: 10.1186/s13717-016-0053-5

Webb, E. K., Pearman, G. I., & Leuning, R. (1980) Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour

- transfer. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 106, 85-100.
- Wilczak, J. M., Oncley, S. P., & Stage, S. A. (2001). Sonic anemometer tilt correction algorithms. *Boundary-Layer Meteorology*, 99, 127-150  
DOI: 10.1023/A:1018966204465
- Wilson, K. B., & Baldocchi, D. D. (2000). Seasonal and interannual variability of energy fluxes over a broadleaved temperate deciduous forest in North America. *Agricultural and Forest Meteorology*, 102, 83-103.
- Wilson, K., Goldstein, A., Falge, E., Aubinet, M., Baldocchi, D., Berbigier, P.,... & Verma, S. (2002). Energy balance closure at FLUXNET sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113, 223-243.
- Wutzler, T., Lucas-Moffat, A., Migliavacca, M., Knauer, J., Sickel, K., Šigut, L.,... & Reichstein, M. (2018). Basic and extenx|sible post-processing of eddy covariance flux data with REddyProc. *Biogeosciences*, 15, 5015-5030. DOI:10.5194/bg-15-5015-2018
- Xu, M., Wen, X., Wang, H., Zhang, W., Dai, X., Song, J.,... & Yu, G. (2014). Effects of climatic factors and ecosystem responses on the inter-annual variability of evapotranspiration in a coniferous plantation in subtropical China. *PLoS ONE*, 9(1), 1-14. DOI: 10.1371/journal.pone.0085593
- Yan, C., Zhao, W., Wang, Y., Yang, Q., Zhang, Q., & Qiu, G. Y. (2017). Effects of forest evapotranspiration on soil water budget and energy flux partitioning in a subalpine valley of China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 246, 207-217. DOI: 10.1016/j.agrformet.2017.07.002

- Yang, Y., Anderson, M. C., Gao, F., Hain, C. R., Semmens, K. A., Kustas, W. P.,... & Sun, G. (2017). Daily Landsat-scale evapotranspiration estimation over a forested landscape in North Carolina, USA, using multi-satellite data fusion. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(2), 1017-1037. DOI: 10.5194/hess-21-1017-2017
- Zha, T., Li, C., Kellomaki, S., Peltola, H., Wang, K., & Zhang, Y. (2013). Controls of evapotranspiration and CO<sub>2</sub> Fluxes from Scots pine by surface conductance and abiotic factors. *PLoS ONE*, 8(7). DOI: 10.1371/journal.pone.0069027

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-12

Notas

## **Caracterización morfométrica de dos cuencas altoandinas del Perú utilizando sistemas de información geográfica**

### **Morphometric characterization of two high Andean basins of Peru using geographic information systems**

Sandra del Águila<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8051-3575>

Abel Mejía<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9070-3898>

<sup>1</sup>Universidad Nacional San Cristóbal de Huamanga, Ayacucho, Perú;  
Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Programa de Doctorado  
en Recursos Hídricos, Lima, Perú, [sandra.delaguila@unsch.edu.pe](mailto:sandra.delaguila@unsch.edu.pe)

<sup>2</sup>Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Programa de Doctorado  
en Recursos Hídricos, Lima, Perú, [jabel@lamolina.edu.pe](mailto:jabel@lamolina.edu.pe)

Autora para correspondencia: Sandra del Águila,  
[sandra.delaguila@unsch.edu.pe](mailto:sandra.delaguila@unsch.edu.pe)

## **Resumen**

La caracterización morfométrica de cuencas hidrográficas es importante, porque permite describir procesos geomorfológicos e inferir

comportamientos hidrológicos: caudales máximos, erosión del suelo y recarga de agua subterránea. En los países en desarrollo, los estudios sobre morfometría de cuencas son escasos; no obstante, su aplicación es sustancial, sobre todo en regiones no instrumentadas. Se realizó un análisis morfométrico evaluando las características de drenaje de dos cuencas de ríos altoandinos, en la región Junín, Perú: la cuenca del río Anya, en el lado oriental de la cordillera, y la del río Mchique, en el flanco occidental de los Andes centrales. Se delimitaron las cuencas y se calcularon los parámetros morfométricos de relieve, forma y drenaje, utilizando sistemas de información geográfica (SIG). Ambas cuencas son de orden 3 con patrones de drenaje diferenciados, siendo la cuenca Anya dendrítica y Mchique subdendrítica, con influencia de elementos estructurales, dada su forma alargada particular. Los valores bajos de densidad de drenaje ( $D_d$ ) fijan a las cuencas como de altas tasas de infiltración, sin embargo, éstos responden a sus ubicaciones en cabeceras. Los valores de elongación ( $E$ ) implican una forma alargada para Anya y más para Mchique, lo cual indica una menor vulnerabilidad a inundaciones repentinas y, consecuentemente, una gestión de avenidas más sencilla. El alto factor topográfico ( $F_t$ ) de las cuencas es indicador de pendientes pronunciadas y, por consiguiente, de mayor intensidad de procesos erosivos. Los resultados pueden ser base de estudios hidrológicos e hidráulicos, manejo de cuencas y gestión de recursos hídricos en la zona.

**Palabras clave:** cuencas hidrográficas, hidrología, SIG, MED.

## Abstract

The morphometric characterization of watersheds is important because it allows to describe geomorphological processes and infer hydrological behaviors: maximum flows, soil erosion and groundwater recharge. In developing countries, studies on watershed morphometry are scarce; nevertheless, its application is substantial, especially in non-instrumented regions. A morphometric analysis was carried out evaluating the drainage characteristics of two high Andean river basins in the Junin region, Peru: the Anya river basin on the eastern side of the mountain range and the Mchique River on the western flank of the central Andes. The basins were delimited and the morphometric parameters of relief, shape and drainage were calculated, using Geographic Information Systems (GIS). Both basins are of order 3 with differentiated drainage patterns, with the Anya dendritic basin and Mchique subdendritic with influence of structural elements given their particular elongated shape. The low values of drainage density ( $D_d$ ) fix the basins as having high infiltration rates, however, they respond to their headland locations. The values of elongation ( $E$ ) imply an elongated shape for Anya and more for Mchique, which indicates a lower vulnerability to flash floods and, consequently, a simpler flood management. The high topographical factor ( $F_t$ ) of the basins is an indicator of steep slopes and, consequently, of greater intensity of erosive processes. The results can be the basis for hydrological and hydraulic studies, watershed management and water resources management in the area.

**Keywords:** Watersheds, hydrology, GIS, DEM.

Recibido: 14/06/2019

Aceptado: 06/07/2020

## Introducción

En regiones áridas y semiáridas, la escorrentía de las montañas puede ser la fuente principal del agua en las partes bajas (Liniger, Weingartner, & Grosjean, 1998), siendo las características morfológicas de las cuencas hidrográficas determinantes en sus comportamientos hidrológicos (Cruz, Gaspari, Rodriguez, Carrillo, & Telles, 2015; Vieceli *et al.*, 2015).

La morfometría es la medida y el análisis matemático de la configuración de la superficie terrestre (forma, dimensiones de accidentes geográficos, red de canales y pendiente del terreno); por lo que es un principio ampliamente reconocido que la morfología de la cuenca de drenaje refleja aspectos geológicos y procesos geomorfológicos a lo largo del tiempo (Horton, 1945; Strahler, 1964; Miller, 1953; Jardí, 1985;).

Hoy en día, la caracterización morfométrica de las cuencas hidrográficas se realiza con un sistema de información geográfica (SIG), ya sea de modo manual o automático; es ideal por ser dinámico en la visualización y procesamiento de la cuantificación de los atributos topográficos de una cuenca (Medeiros *et al.*, 2019; Kabite & Gessesse, 2018; Rai, Mohan, Mishra, Ahmad, & Mishra, 2017). Los estudios han demostrado que los datos sobre parámetros morfométricos y descargas

de ríos de las cuencas de drenaje en los países en desarrollo escasean o son muy inadecuados cuando existen (Oruonye, Ezekiel, Atiku, Baba& Musa, 2015). En los ríos del Perú, son pocos los estudios desde la perspectiva hidrogeomorfológica (García & Otto, 2015).

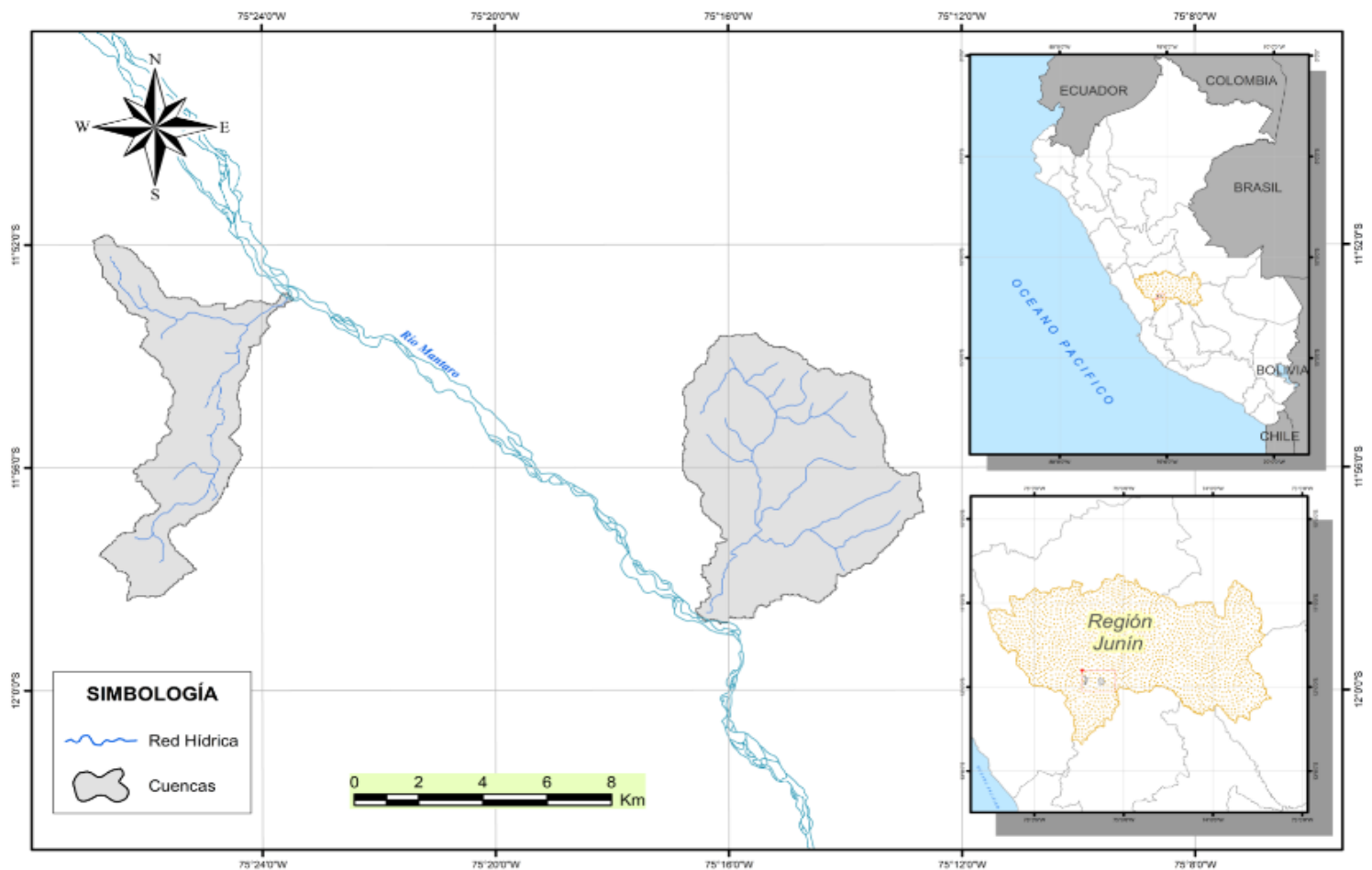
Las cuencas de los ríos Anya y Mchique están ubicadas en los Andes centrales del Perú y son importantes, pues sus escurrimientos contribuyen a las descargas del río Mantaro, que permite el 35 % de la generación del servicio eléctrico del país (Córdova, 2015). Estas cuencas son de pequeñas dimensiones, altas pendientes, con probabilidades de activación de procesos de remoción en masa, por lo cual se planteó conocer a profundidad los rasgos del relieve a través de un análisis cuantitativo con fines comparativos.

En este trabajo, el objetivo fue caracterizar y analizar la morfometría de las cuencas Anya y Mchique a través del cálculo de sus parámetros geomorfológicos para explicar sus respuestas hidrológicas.

## **Materiales y métodos**

### **Área de estudio**

Las cuencas de los ríos Anya y Mchique pertenecen a la zona central altoandina del Perú. Geográficamente, la cuenca del río Anya se sitúa en la margen izquierda del río Mantaro (11.89°-11.98° LS y 75.21°-75.28° LO); y la cuenca del río Mchique, en la margen derecha del río Mantaro (11.86° a 11.97° LS y 75.45° a 75.38° LO) (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa de ubicación de las cuencas Anya (derecha) y Mchique (izquierda).

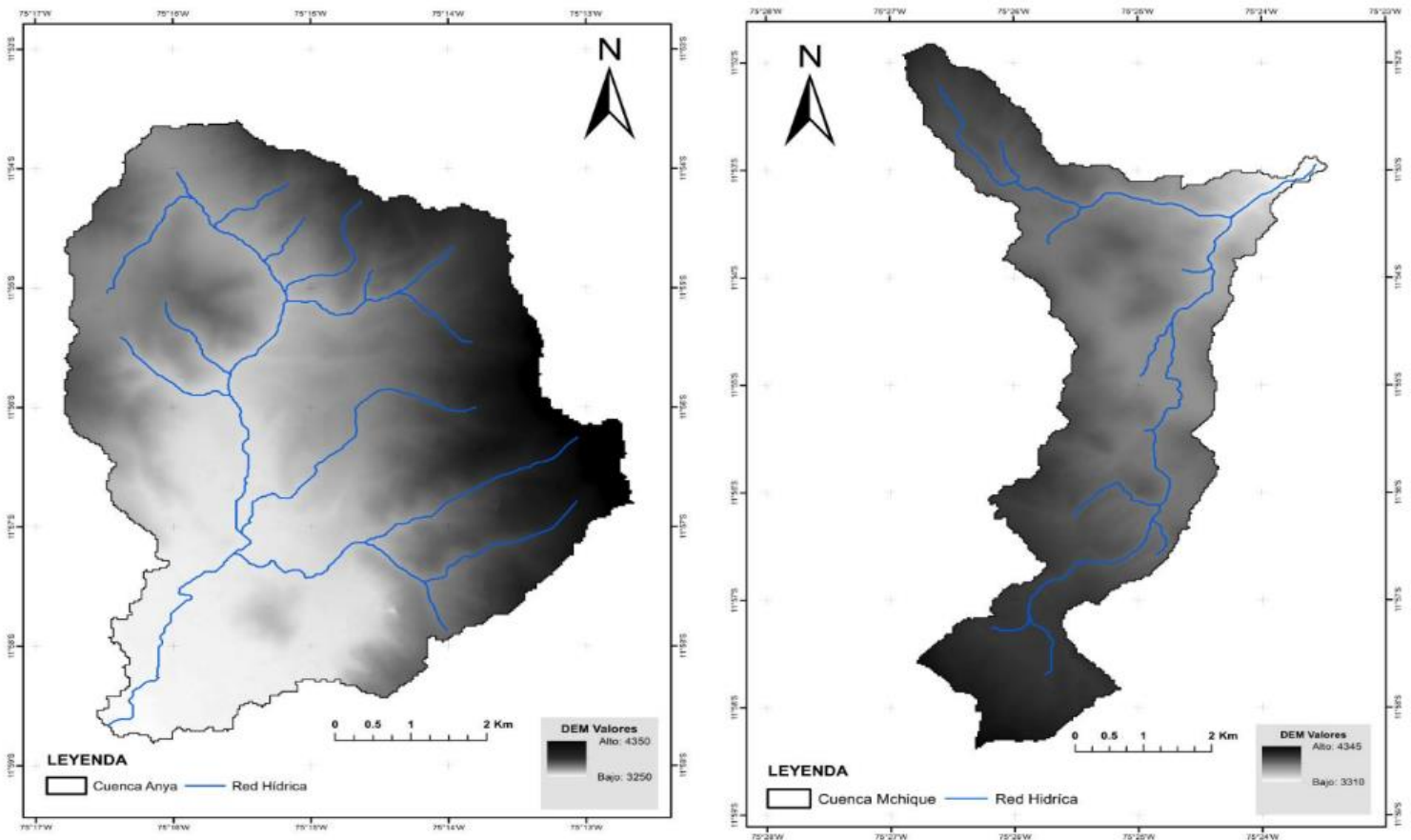
La zona de estudio comprende alturas entre 3 000 y 4 400 msnm; su clima es templado frío, con temperatura media anual de 10.5 °C. La precipitación acumulada multianual es 800 mm/año, con máximas precipitaciones en los meses de enero, febrero y marzo, disminuyendo fuertemente en abril hasta alcanzar sus valores mínimos en junio.

En las cuencas Anya y Mchique, las áreas de agricultura extensiva de secano destinada al autoconsumo son 40 % y 51 %, respectivamente. Los cultivos representativos de la zona son papa, maíz, cebada, habas, olluco y avena. Además, el 29 % y 40 % le corresponde al herbazal rastrero andino de montañas y el 13.6 % y 9 % a los matorrales. Anya, a diferencia de Mchique, tiene plantaciones forestales de eucaliptos en un 12 % del área de su cuenca.

## Fuente de datos y procesamiento

Se seleccionó información cartográfica base (cartas topográficas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y mapa de ríos de la Autoridad Nacional de Agua (ANA)). Se accedió de forma remota a la plataforma <https://vertex.daac.asf.alaska.edu/> para descargar el Modelo de Elevación Digital de terreno (MED) ALOS PALSAR, con resolución espacial de 12.5 m y código de adquisición AP\_23821\_FBD\_F6940\_RT1. Se recortó el MED ajustándolo al área de estudio y se hizo el proceso automático de delimitación de las cuencas con la opción *ArcToolbox/Spatial Analyst*

*Tools/Hydrology* del programa *ArcMap 10.5* (Figura 2). Después se procedió al cálculo de los parámetros básicos (área, perímetro, ancho, elevaciones, orden y longitud de las corrientes) de cada cuenca por separado. Finalmente, con base en los parámetros calculados con el programa *Arc Map 10.5* en el paso previo y utilizando las ecuaciones de la Tabla 1, se calcularon elongación, alargamiento, factor de forma, coeficiente de compacidad, relación de bifurcación y densidad de drenaje.



**Figura 2.** Modelos de elevación digital (MED) de las cuencas Anya y Mchique.

**Tabla 1.** Ecuaciones para el cálculo de parámetros morfométricos en cuencas

Parámetro	Símbolo	Fórmula/definición	Unidad
<b>Geometría de la cuenca</b>			
Área	$A$	Medido en el mapa SIG	km <sup>2</sup>
Área del rectángulo equivalente a la cuenca	$A_r$	$A_r = La_{m\acute{a}x}$	km <sup>2</sup>
Lado mayor rectángulo equivalente	$L_{may}$	$L_{may} = \sqrt{A} \left( \frac{K_c}{1.12} + \sqrt{\left( \frac{K_c}{1.12} \right)^2 - 1} \right)$	km
Lado menor rectángulo equivalente	$L_{men}$	$L_{men} = \sqrt{A} \left( \frac{K_c}{1.12} - \sqrt{\left( \frac{K_c}{1.12} \right)^2 - 1} \right)$	km
Perímetro	$P$	Medido en el mapa SIG	km
Longitud	$L$	Medido en el mapa SIG	km
Ancho promedio	$a$	$a = A/L$	km
Ancho máximo	$a_{m\acute{a}x}$	Medido en el mapa SIG, perpendicular a la longitud de la cuenca	km
Diámetro	$D$	$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$	km
Perímetro de un círculo igual al área de la cuenca	$P_c$	$P_c = \pi \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$	km
<b>Gradiente y forma del relieve de la cuenca</b>			
Altitud mínima	$h$	Lectura de curvas de nivel de la carta topográfica	msnm

Altitud máxima	$H$	Lectura de curvas de nivel de la carta topográfica	msnm
Altitud media	$H_m$	Estimada del SIG	msnm
Relieve máximo	$R_m$	$R_m = H - h$	msnm
Radio del relieve	$R$	$R = R_m / L$	msnm/k m
Relieve relativo	$R_r$	$R_r = R_m / P$	–
Pendiente media (criterio de Alvord)	$P_m$	$P_m = D \times L_{total}$ curvas de nivel / A	%
Altitud de la naciente del cauce principal	$H_{nac}$	Lectura de curvas de nivel del mapa	msnm
Altitud del desagüe del cauce principal	$h_{des}$	Lectura de curvas de nivel del mapa	msnm
Altitud del cauce principal en su origen como cauce de orden mayor	$H_{com}$	Lectura de curvas de nivel del mapa	msnm
Pendiente media del perfil longitudinal del cauce principal desde la naciente hasta la desembocadura	$P_{cpm}$	Lectura de curvas de nivel del mapa	m/m
Relieve máximo del cauce principal	$R_{mcp}$	$R_{mcp} = H_{nac} - h_{des}$	msnm
Factor topográfico	$F_t$	$F_t = R_{mcp} \sqrt{P_{cpm}}$	–
Integral hipsométrica	$IH$	$IH = (H_m - h) / (H - h)$	–
Coeficiente de masividad	$C_m$	$C_m = H_m / A$	m/km <sup>2</sup>
Coeficiente orográfico	$C_o$	$C_o = (H_m \text{ en km})^2 / A$	–
Número de rugosidad	$NR$	$NR = R_m A^{-0.5}$	–

<b>Forma de la cuenca</b>			
Orientación de la cuenca	–	Dirección con respecto al norte geográfico. Se mide sobre el mapa	°
Elongación	$E$	$E = 1.129 \frac{A^{0.5}}{L}$	–
Coeficiente de compacidad	$K_c$	$K_c = 0.28 \frac{P}{\sqrt{A}}$	–
Índice de alargamiento	$I_a$	$I_a = \frac{L}{a_{\text{máx}}}$	–
Índice de homogeneidad	$I_h$	$I_h = A/A_r$	–
Factor de forma	$F_f$	$F_f = \frac{A}{Lcp^2}$	–
Alargamiento de Caquot	$A_c$	$A_c = \frac{L}{A^{0.5}}$	–
Radio de elongación	$R_e$	$R_e = D/L$	–
Radio de circularidad	$RC$	$RC = \frac{4\pi A}{P^2}$	–
Índice de forma	$IF$	$IF = P/2\pi A$	–
Índice entre el largo y el área de la cuenca	$ICo$	$ICo = D/A$	–
Coeficiente de forma	$C_f$	$C_f = am/L$ $am =$ ancho medio de la cuenca $= a$	–
Coeficiente de redondez	$C_r$	$C_r = \frac{\pi L^2}{4A}$	–
<b>Extensión de la red de drenaje</b>			
Longitud del cauce principal	$L_{cp}$	Medido en el mapa SIG	km
Orden mayor del río principal	–	Del mapa SIG	–

Longitud recta inicio y final del cauce principal	$L_{vm}$	Medido en el mapa SIG	km
Índice de sinuosidad	$S_t$	$S_t = L_{cp}/L_{vm}$	–
Longitud total de las corrientes de la red de drenaje	$L_{tc}$	$L_{tc} = \sum L_c$	km
		$L_c =$ longitud de c/u de las corrientes de la red de drenaje	
		Medido en el mapa SIG	
Densidad de drenaje	$D_d$	$D_d = L_{tc}/A$	km / km <sup>2</sup>
Patrón o tipo de drenaje	–	Interpretación del arreglo de las corrientes que conforman la red de drenaje sobre el mapa	–
Coefficiente de mantenimiento del canal	$C_{mc}$	$C_{mc} = \frac{A}{L_{tc}}$	km <sup>2</sup> /km
Extensión media de la escorrentía superficial	$E_m$	$E_m = A/(4L_{tc})$	km

Se representó la curva hipsométrica de las cuencas, que es una curva de doble eje donde la ordenada representa la cota altitudinal en msnm (con una equidistancia de 200 m) y la abscisa es el área por encima o por debajo de una cota (%), tal como lo estableció Strahler (1964). Esta curva es importante porque nos proporciona información sobre las etapas del paisaje y los procesos de erosión que ocurren en la cuenca (Cruz *et al.*, 2015). El tiempo de concentración ( $T_c$ ) se calculó como el valor promedio obtenido de fórmulas empíricas desarrolladas para diferentes condiciones.

## Resultados y discusión

Las superficies de las cuencas Anya y Mchique son 48.03 km<sup>2</sup> y 28.55 km<sup>2</sup>; sus perímetros son de 31.59 km y 39.33 km, respectivamente, siendo la cuenca Mchique de mayor perímetro. La orientación de Anya es hacia el suroeste y Mchique está orientada hacia el noreste. El rectángulo equivalente de la cuenca Anya tiene por lados 4.11 km y 11.68 km, y los de Mchique 1.58 km y 18.08 km, lo que nos da una idea de la extensión longitudinal de Mchique. Las alturas medias son 3 700 msnm y 3 831.42 msnm en Anya y Mchique, siendo las pendientes medias ( $P_m$ ) de las cuencas iguales a 20.9 % y 15.8 %, respectivamente, que corresponden a relieves fuertemente accidentados ( $P_m > 15$  %) típicos de cordillera, las que influyen en la velocidad de la escorrentía superficial (Pérez, 1979). Por un lado, respecto a la curva hipsométrica y su forma, se infiere que la cuenca Anya se encuentra en una etapa de madurez y equilibrio, representando una actividad erosiva media (curva tipo B); por otro lado, la cuenca Mchique es joven, reflejando un gran poder erosivo y un potencial de alta actividad (curva tipo A). Las altitudes medianas son 3 600 msnm y 3 800 msnm para Anya y Mchique, respectivamente.

En cuanto al relieve, los valores máximos de cada una de las cuencas Anya y Mchique son 1 080 m y 932 m, y del cauce principal de

sus ríos son 273.23 m y 728.52 m, respectivamente; los coeficientes de masividad ( $Cm$ ) son 77.04 y 134.20 m/km<sup>2</sup>, respectivamente; los coeficientes orográficos son 0.29 y 0.51, respectivamente; y los números de rugosidad de Melton ( $NR$ ) resultaron 155.84 y 174.43, respectivamente. Los radios de relieve ( $R$ ), definido como el cociente del relieve máximo de la cuenca entre la longitud de la cuenca, resultaron de 120 msnm/km en Anya y de 83.44 msnm/km en Mchique (Tabla 2). El relieve influye de forma significativa en la velocidad de los procesos erosivos en una cuenca, ya que determina la dirección e intensidad del movimiento de agua y sedimentos (Schumm, 1977). Los resultados reflejan que la cuenca del río Mchique tiene los valores más altos del coeficiente de masividad ( $Cm$ ), coeficiente orográfico y número de rugosidad de Melton ( $NR$ ), respectivamente; sin embargo, en los dos casos, los valores obtenidos son típicos de cordillera y representan zonas montañosas, con relieves muy accidentados y de un alto potencial erosivo. El radio de relieve es mayor en la cuenca Anya por su mayor diferencia topográfica y menor longitud de cuenca que Mchique.

**Tabla 2.** Resultados de cálculo de parámetros morfométricos en las cuencas Anya y Mchique.

Parámetro	Unidad	Magnitud	
		Anya	Mchique
<b>Geometría de la cuenca</b>			
Área	km <sup>2</sup>	48.03	28.55
Área del rectángulo equivalente a la cuenca	km <sup>2</sup>	48.00	28.57

Lado mayor rectángulo equivalente	km	11.68	18.08
Lado menor rectángulo equivalente	km	4.11	1.58
Perímetro	km	31.59	39.33
Longitud	km	9.00	11.17
Ancho promedio	km	5.34	2.56
Ancho máximo	km	7.77	2.84
Diámetro	km	7.82	6.03
Perímetro de un círculo igual al área de la cuenca	km	24.57	18.94
<b>Gradiente y forma del relieve de la cuenca</b>			
Altitud mínima	msnm	3 240	3 308
Altitud máxima	msnm	4 320	4 240
Altitud media	msnm	3 700	3 831.4
Relieve máximo	msnm	1 080	932
Radio del relieve	msnm/km	120	83.44
Relieve relativo	–	3.8	2.1
Pendiente media (Alvord)	%	20.9	15.8
Altitud de la naciente del cauce principal	msnm	3 529.2	4064
Altitud del desagüe del cauce principal	msnm	3 256	3 335.5
Altitud del cauce principal en su origen como cauce de orden mayor	msnm	3 298	3 424
Pendiente media del perfil longitudinal del cauce principal desde la naciente hasta la desembocadura	m/m	0.03	0.06

Relieve máximo del cauce principal	msnm	273.23	728.52
Factor topográfico	–	43.2	178.45
Integral hipsométrica	–	0.43	0.56
Coefficiente de masividad	m/km <sup>2</sup>	77.04	134.2
Coefficiente orográfico	–	0.29	0.51
Número de rugosidad	–	155.84	174.43
<b>Forma de la cuenca</b>			
Orientación de la cuenca	°	19° SO	28°NE
Elongación	–	0.87	0.54
Coefficiente de compacidad	–	1.28	2.06
Índice de alargamiento	–	1.16	3.93
Índice de homogeneidad	–	1.001	0.999
Factor de forma	–	0.38	0.2
Alargamiento de Caquot	–	1.3	2.09
Radio de elongación	–	0.87	0.54
Radio de circularidad	–	0.6	0.23
Índice de forma	–	0.1	0.22
Índice entre el largo y el área de la cuenca	–	0.16	0.21
Coefficiente de forma	–	0.59	0.23
Coefficiente de redondez	–	1.32	3.43
<b>Extensión de la red de drenaje</b>			
Longitud del cauce principal	km	11.3	12
Orden mayor del río principal	–	3	3

Longitud recta inicio y final del cauce principal	km	9.3	10.3
Índice de sinuosidad	–	1.22	1.17
Longitud total de las corrientes de la red de drenaje	km	41.12	25.56
Densidad de drenaje	km/km <sup>2</sup>	0.86	0.9
Patrón o tipo de drenaje	–	Dendrítico	Sub-dendrítico
Coefficiente de mantenimiento del canal	km <sup>2</sup> /km	1.17	1.12
Extensión media de la escorrentía superficial	km	0.29	0.28

Con respecto a los perfiles longitudinales de los ríos Anya y Mchique, se obtuvieron pendientes promedio de 3 y 6 %, respectivamente; y longitudes de corrientes principales iguales a 11.3 y 12 km, respectivamente; el río Anya tiene un lecho conformado por tres zonas: una zona alta (de mayores pendientes en el sector cordillerano), media y baja (coincidente con el valle). El río Mchique se desarrolla a partir de un macizo rocoso, con una zona vadosa (bofedal) en la mitad de su recorrido, y su pendiente muestra cambios abruptos debido al control litológico y estructural, inclusive muy cerca de su confluencia con el río Mantaro. Con respecto al lecho de los ríos, Anya y Mchique muestran algunas diferencias: el río Anya tiene un lecho poco rocoso y parcialmente vegetado, siendo sinuoso en la parte baja; el río Mchique no es sinuoso y posee un lecho rocoso en toda su trayectoria (Grados, 2012), por lo que presenta acarreo de materiales de mayor peligrosidad.

Los coeficientes de compacidad  $K_c$  de las cuencas Anya y Mchique son 1.28 y 2.06, respectivamente; esto significa que la forma de la cuenca Anya es más parecida a un círculo ( $K_c = 1$ ) y la cuenca Mchique es más alargada. Respecto al factor de forma ( $F_f$ ), que es el cociente entre el área de la cuenca y el cuadrado de la longitud de la cuenca, resultan 0.38 y 0.20, respectivamente, lo que sugiere formas distintas a la de un círculo de  $F_f = 0.7854$ , y que las cuencas Anya y Mchique son oblongas, siendo la cuenca Mchique mucho más alargada que la cuenca Anya. La forma alargada es menos susceptible a las inundaciones en situaciones de precipitación extrema, pero la posibilidad de que la lluvia cubra toda la extensión, incluidos los ríos tributarios, también es baja, pues la inundación golpea el río principal en varios puntos (Medeiros *et al.*, 2019).

El radio de circularidad ( $R_c$ ) está influenciado por la longitud y frecuencia de las corrientes, estructura geológica, cobertura del suelo, clima y pendiente de la cuenca (Waikar & Nilawar, 2014). Los valores altos del radio de circularidad indican una etapa de madurez de la topografía (Rai *et al.*, 2017). En este caso, los radios de circularidad son 0.60 y 0.23 para Anya y Mchique, los cuales son valores bajos y son indicativos de que la topografía está en formación (juventud) en ambas cuencas, siendo Mchique más joven que Anya.

El radio de elongación ( $R_e$ ) es el diámetro de un círculo de área igual al área de drenaje de la cuenca dividido entre la máxima longitud de la cuenca. Tiene valores que varían entre 0.6 y 1.0, en un rango amplio de climas y geología. Cuando  $R_e < 0.88$  se considera elongado y usualmente está asociado con relieves y pendientes pronunciados (Strahler, 1964; citado por Kabite & Gessese, 2018). Se obtuvo  $R_e$  de 0.87 y 0.54, lo que

significa que la cuenca Anya es oval oblonga y la cuenca Mchique tiene mayor elongación.

La red de drenaje contiene cauces o corrientes de agua de recorrido corto y régimen intermitente en grandes porcentajes (51.9 % Anya y 47.4 % Mchique) con longitud total de las corrientes de 41.12 km y 25.56 km en Anya y Mchique, respectivamente. Horton (1945) introdujo la densidad de drenaje ( $D_d$ ) como un importante indicador de escala lineal de los elementos de forma de la tierra y la erosión de la topografía de las corrientes, la cual se obtiene del cociente de la longitud del total de corrientes (km) entre el área de la cuenca ( $\text{km}^2$ ). La densidad de drenaje es un indicador de la eficiencia de drenaje de las cuencas y varía de 0.5  $\text{km}/\text{km}^2$  en cuencas con drenaje pobre, y 3.5  $\text{km}/\text{km}^2$  a más para cuencas bien drenadas (Mejía, 2012). Las  $D_d$  de las cuencas Anya y Mchique son 0.86 y 0.95  $\text{km}/\text{km}^2$ , respectivamente, correspondiéndoles una baja densidad debido a la corta longitud de sus cauces y poca extensión de sus cuencas de drenaje. En cuencas de mayor tamaño, la baja densidad de drenaje conduce a inferir una textura de drenaje gruesa, mientras que la alta densidad de drenaje conduce a una textura de drenaje fina, un alto escurrimiento y un potencial de erosión del área de la cuenca (Kabite & Gessesse, 2018). Ambas cuencas tienen un sistema hidrogeomorfológico de orden 3, con patrones de drenaje dendrítico en Anya y subdendrítico en Mchique; el patrón de drenaje hidrológicamente dendrítico refleja homogeneidad en textura de los estratos de subsuelo y el patrón subdendrítico, control estructural (Banerjee, Singh, & Pratap, 2017).

Las pequeñas áreas de estas cuencas implican tiempos de concentración cortos, en las cuales toda el área contribuye a la esorrentía superficial; se espera que los hidrogramas sean de picos pronunciados y

corta duración, es decir, en presencia de una tormenta de extensión considerable, toda la cuenca se activa y aporta agua, alcanzando el gasto de equilibrio. Los resultados de los tiempos de concentración ( $T_c$ ) de las cuencas Anya y Mchique son 3.20 y 2.21 horas, respectivamente, obtenidas del promedio de las ecuaciones consideradas; el valor mayor en Anya se debe a su menor pendiente, 3 %, frente al 6 % de Mchique, no obstante tener una menor longitud de su corriente principal de 11.3 km con respecto a Mchique, que es de 12.0 km (Tabla 3).

**Tabla 3.** Tiempos de concentración en horas de las cuencas Anya y Mchique.

Tiempos de concentración (hr)	Ecuación	Cuenca Anya	Cuenca Mchique
Giandiotti	$T_c = \frac{4\sqrt{A} + 1.5L}{25.3\sqrt{SL}}$	3.49	1.82
Kirpich	$T_c = 0.06628 \left[ \frac{L^{0.77}}{S^{0.385}} \right]$	1.84	1.32
California (U.S.B.R.)	$T_c = \left[ \frac{0.87075L^3}{H} \right]^{0.385}$	1.84	1.32
Bransby - Williams	$T_c = 14.6 L A^{-0.1} S^{-0.2} / 60$	3.98	3.66
Passini	$T_c = \frac{[0.108 (AL)^{1/3}]}{S^{0.5}}$	5.86	3.07
Pérez	$T_c = \frac{L}{72 \left( \frac{H}{L} \right)^{0.6}}$	1.52	0.90

Témez	$T_c = 0.3 \left[ \frac{L}{S^{0.25}} \right]^{0.76}$	3.89	3.38
Desviación estándar		0.95	0.29
Varianza		0.91	0.09
Máximo		5.86	3.66
Mínimo		1.52	0.90
<b>Promedio final</b>		<b>3.20</b>	<b>2.21</b>

## Conclusiones

El análisis morfométrico de cuencas es la base de los estudios hidrológicos como parte de los estudios en recursos hídricos. El uso de los sistemas de información geográfica, específicamente el *Arc GIS* y técnicas computacionales, permiten la obtención de resultados para un entendimiento rápido de la dinámica física de la red de drenaje de cuencas hidrográficas, en este caso de los ríos Anya y Mchique, afluentes del río Mantaro en Junín, Perú.

Las cuencas estudiadas poseen paisajes montañosos con fuertes desniveles, en las que, a través del análisis morfométrico, se concluye que sus capacidades erosivas se ven acentuadas por sus pendientes, más que por sus índices de compacidad y elongación; y sus capacidades de acarreo y transporte de materiales por la composición estructural del

lecho de sus ríos. Por los parámetros identificados, se infiere que en ambas cuencas existe un riesgo de avenidas, moderadas en Anya y bajas en Mchique, existiendo similitud hidrológica entre ambas cuencas.

La información reportada en este estudio puede servir a otros de índole hidrológico e hidráulico; por ejemplo, en modelos de generación de escorrentía, además, utilizando la teoría de similitud hidráulica es posible aplicar los resultados obtenidos trasladando modelos de pequeña escala a prototipos de gran escala para hacer los comparativos necesarios.

### **Agradecimientos**

Los autores expresamos nuestro agradecimiento a la Universidad San Cristóbal de Huamanga y al Programa de Doctorado en Recursos Hídricos de la Universidad Nacional Agraria La Molina por permitirnos desarrollar labor docente y de investigación.

### **Referencias**

- Banerjee, A., Singh, P., & Pratap, K. (2017). Morphometric evaluation of Swarnrekha watershed, Madhya Pradesh, India: An integrated GIS-based approach. *Journal Applied Water Science*, 7, 1807. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0354-3>.
- Córdova, M. (2015). *Estimación de caudales medios naturalizados en la cuenca del río Mantaro mediante el método de regionalización estadística* (tesis para optar el título de Ingeniero Civil), Pontificia Universidad Católica del Perú. Lima, Perú. Recuperado de <http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/6273>

- Cruz, B., Gaspari, F. J., Rodriguez, A. M., Carrillo, F. M., & Telles, J. (2015). Análisis morfométrico de la cuenca hidrográfica del río Cuale, Jalisco, México. *Revista Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*, (64), 26-34. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/674/67441039004.pdf>
- García, E., & Otto, M. (2015). Caracterización ecohidrológica de humedales alto andinos usando imágenes de satélite multitemporales en la cabecera de cuenca del río Santa, Ancash, Perú. *Ecología Aplicada*, 14, 115-125.
- Grados, D. (2012). *Estudio de avenidas en las cuencas del Anya y Mchique, departamento de Junín, Perú (Período 2011-2012)* (tesis para optar el título de Ingeniero Agrícola), Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.
- Horton, R. E. (1945). Erosional development streams and their drainage basins: Hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin*, 56, 275-280.
- Jardí, M. (1985). Forma de una cuenca de drenaje. Análisis de las variables morfométricas que nos la definen. *Revista de Geografía*, (19), 41-68.
- Kabite, G., & Gessesse, B. (2018). Hydro-geomorphological characterization of Dhidhessa River Basin, Etiopia. *International Soil and Water Conservation Research Journal*, 6(2), 175-183. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.02.003>
- Liniger, H., Weingartner, R., & Grosjean, M. (1998). *Mountains of the World: Water towers for the 21st Century*. Berne, Switzerland: Centre for Development and Environment.

- Medeiros, F., Lima, J., Silva, R., Pereira, S., Freitas, A., Lima, A., Lima, L., Silva, J. L., & Monte, A. (2019). Analysis of morphometric variables of river Espinharas hydrographic sub-basin using geographic information system. *Journal of Experimental Agriculture International*, 31(6), 1-18. Recuperado de <https://doi.org/10.9734/jeai/2019/v31i63008>
- Mejía, A. (2012). *Hidrología aplicada*. Lima, Perú: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Miller, V. C. (1953). *A quantitative geomorphic study of drainage in the Clinch Mountain area, Virginia and Tennessee*. Office of Naval Research, Geography Branch, Project NR 389-042, Technical Report, 3. Columbia, USA: Columbia University.
- Oruonye, E. D., Ezekiel, B. B., Atiku, H. G., Baba, E., & Musa, N. I. (2015). Drainage basin morphometric parameters of river Lamurde: Implication for hydrologic and geomorphic processes. *Journal of Agriculture and Ecology Research International*, 5(2), 1-11. DOI: 10.9734/JAERI/2016/22149
- Pérez, J. (1979). *Fundamentos del ciclo hidrológico*. Caracas, Venezuela: Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ingeniería, Departamento de Meteorología e Hidrología.
- Rai, P. K., Mohan, K., Mishra, S., Ahmad, A., & Mishra, V. A. (2017). A GIS-based approach in drainage morphometric analysis of Kanhar River Basin, India. *Journal Applied Water Science*, 7, 217. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0238-y>
- Schumm, A. (1977). *The fluvial system*. New York, USA: John Wiley & Sons.

- Strahler, A. N. (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 439-476). New York, USA: McGraw- Hill.
- Vieceli, N., Bortolin, T. A., Abritta-Mendes, L., Bacarim, G., Cemin, G., & Schneider, V. E. (2015). Morphometric evaluation of watersheds in Caxias do Sul City, Brazil, using SRTM (DEM) data and GIS. *Environmental Earth Sciences*, 73(9), 5677-5685. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3823-3>
- Waikar, M. L., & Nilawar, A. P. (2014). Morphometric analysis of a drainage basin using Geographical Information System: A case study. *International Journal of Multidisciplinary and Current Research*, (2), 179-184. Recuperado de <http://ijmcr.com/wp-content/uploads/2014/02/Paper32179-184.pdf>