



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua



Laguna de Atezca, Molango de Escamilla, Hidalgo, México. Foto: Severino Velasco Vite.



Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

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

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

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

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

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

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Jaime 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. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Hidráulica
Dr. Martín Dagoberto Mundo Molina
Universidad Autónoma de Chiapas, México

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

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

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

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

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

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

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marcano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vitorio Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schreiner**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. 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 Vizcaino**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontra**, consultor • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, EUA • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de Postgraduados • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Rafael Val Segura**, Sistema de Aguas de la Ciudad de México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar**, Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Ing. Raquel Duque**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Colombia • **Dr. Raúl Antonio Lopardo**, Instituto Nacional del Agua, Argentina • **Dr. Rodolfo Silva Casarín**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, consultor • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Efectos de los embalses artificiales sobre la evapotranspiración y la avifauna

Daniela Girolimetto

Pablo Perepelizin

Elisabet Walker

Estudio topo-batimétrico e hidrológico del sistema hídrico "Laguna La Picasa", Argentina

Gabriela Alejandra Ponce

Sebastián Grande

Alejo Juan Sebastián Testa-Tacchino

Andrés Rodríguez

Comparative analysis of annual and monthly peak flow tendencies, considering two periods in north-central Chile

Roberto Pizarro

Pablo García-Chevesich

Francisco Balocchi

Juan Pino

Alfredo Ibáñez

Claudia Sangüesa

Carlos Vallejos

Romina Mendoza

Ben Ingram

Jonathan O Sharp

Estimation of chlorophyll-a in urban lakes using drones

Myrna Nevárez

Mario Sigala

Aplicación de modelos hidrológicos e hidráulicos para cuantificación de escurrimientos superficiales del sistema endorreico cuenca Laguna La Picasa

Gabriela Alejandra Ponce

Sebastián Grande

Matías Eder

Alejo Juan Sebastián Testa-Tacchino

Claudio Alejandro Carignano

Andrés Rodríguez



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Effects of artificial reservoirs on evapotranspiration and bird's fauna 1

Daniela Girolimetto

Pablo Perepelizin

Elisabet Walker

Topo-bathymetric and hydrological study of the water system "Lagoon La Picasa", Argentina 39

Gabriela Alejandra Ponce

Sebastián Grande

Alejo Juan Sebastián Testa-Tacchino

Andrés Rodríguez

Análisis comparativo de la tendencia de los caudales punta anuales y mensuales, para dos periodos en Chile centro-norte 73

Roberto Pizarro

Pablo García-Chevesich

Francisco Balocchi

Juan Pino

Alfredo Ibáñez

Claudia Sangüesa

Carlos Vallejos

Romina Mendoza

Ben Ingram

Jonathan O Sharp

Estimación de clorofila-a en lagos urbanos mediante el uso de drones 101

Myrna Nevárez

Mario Sigala

Application of hydrological and hydraulic models to quantify surface runoff in the endorheic system of the La Picasa Lagoon basin 136

Gabriela Alejandra Ponce

Sebastián Grande

Matías Eder

Alejo Juan Sebastián Testa-Tacchino

Claudio Alejandro Carignano

Andrés Rodríguez

| | | |
|---|--|-----|
| Análisis de la seguridad hídrica y su contexto en el mundo, 2000-2019 | <i>Analysis of water security and its worldwide context, 2000-2019</i> | 200 |
| <i>Andrés De-la-Rosa</i> | Andrés De-la-Rosa | |
| <i>Laura C. Ruelas-Monjardín</i> | Laura C. Ruelas-Monjardín | |
| <i>Mariana Villada-Canela</i> | Mariana Villada-Canela | |
| <i>Ofelia Andrea Valdés-Rodríguez</i> | Ofelia Andrea Valdés-Rodríguez | |
| <i>Robert Manson</i> | Robert Manson | |
| <i>Rene Murrieta-Galindo</i> | Rene Murrieta-Galindo | |

| | | |
|---|--|-----|
| A novel in situ and graded sampling system for seawater microplastics | <i>Un novedoso sistema de muestreo in situ y de clasificación para microplásticos presentes en el agua del mar</i> | 251 |
| <i>Hongmin Lv</i> | Hongmin Lv | |
| <i>Nan Gao</i> | Nan Gao | |
| <i>Zhongliang Sun</i> | Zhongliang Sun | |
| <i>Xiangfeng Kong</i> | Xiangfeng Kong | |

| | | |
|---|---|-----|
| Estimación teórica de la potencia disponible en las fuentes de energía marina en México | <i>Theoretical assessment of the available power from the marine energy sources in Mexico</i> | 287 |
| <i>Erick Iván García-Santiago</i> | Erick Iván García-Santiago | |
| <i>Edgar Mendoza</i> | Edgar Mendoza | |
| <i>Rodolfo Silva</i> | Rodolfo Silva | |

| | | |
|--|---|-----|
| Precio sombra y costo real del agua para riego en Acámbaro, Guanajuato | <i>Shadow price and real cost of water for irrigation in Acámbaro, Guanajuato</i> | 326 |
| <i>Juan Trujillo-Murillo</i> | Juan Trujillo-Murillo | |
| <i>Arturo Perales-Salvador</i> | Arturo Perales-Salvador | |

Notas (originales)

Notes (original)

| | |
|--|--|
| Filtro con elementos de bagazo de caña de azúcar para el tratamiento de aguas residuales de lavadoras de autos en la ciudad de Ambato, Ecuador | |
| <i>Fabian Morales-Fiallos</i> | |
| <i>Lenin Maldonado Narváez</i> | |
| <i>Galo Nuñez-Aldás</i> | |
| <i>Geovanny Paredes-Cabezas</i> | |
| <i>Rodney Hechavarría</i> | |

Notas (traducción)

Notes (translation)

| | |
|--|-----|
| <i>Filter based on sugar cane bagset for the treatment of wastewater from car washers in the city of Ambato, Ecuador</i> | 365 |
| <i>Fabian Morales-Fiallos</i> | |
| <i>Lenin Maldonado Narváez</i> | |
| <i>Galo Nuñez-Aldás</i> | |
| <i>Geovanny Paredes-Cabezas</i> | |
| <i>Rodney Hechavarría</i> | |

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-01

Artículos

Efectos de los embalses artificiales sobre la evapotranspiración y la avifauna

Effects of artificial reservoirs on evapotranspiration and bird's fauna

Daniela Girolimetto¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7608-3143>

Pablo Perepelizin², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7866-6601>

Elisabet Walker³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4287-4828>

¹Universidad Nacional de San Luis, Facultad de Turismo y Urbanismo, Villa de Merlo, San Luis, Argentina, girolimettod@gmail.com

²Universidad Nacional de San Luis, Facultad de Turismo y Urbanismo, Villa de Merlo, San Luis, Argentina, pvpere@hotmail.com

³Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Santa Fe Capital, Santa Fe, Argentina / Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina, walkerelisabet@yahoo.com.ar



Autora para correspondencia: Daniela Girolimetto,
girolimettod@gmail.com

Resumen

San Luis es una provincia Argentina cuyo clima semiárido propició la construcción de embalses en todo su territorio, generando preocupación por los efectos ambientales e hidrológicos a escala local y regional que pudieran provocar. En este sentido, la evapotranspiración (ET) —principal salida de agua de cualquier ecosistema— constituye una parte importante del problema del balance hidrológico. A su vez, las comunidades de aves responden a la presencia de nuevos espejos de agua, donde la humedad representa una de las variables más relevantes y determinantes en la composición de la vegetación y disponibilidad de alimento. Es por ello que en este trabajo se relacionó la ET como un subrogante de la humedad, con la riqueza y abundancia de aves. Así, a partir de datos remotamente censados de ET, se determinó la dinámica espacio-temporal de dicha variable antes y después de la construcción de los embalses, obteniéndose umbrales espaciales de impacto sobre la misma. Además, se estudió la composición y abundancia de aves asociadas con los espejos de agua, y se correlacionó dicha información con la dinámica de la ET y la vegetación. Los resultados indican un incremento en los valores medios de ET hasta los 500 m de la margen de los embalses. Nuevos espejos de agua y mayores valores de ET, junto con hábitats heterogéneos con disturbios moderados, se corresponden con altos valores de diversidad de

aves. Los embalses con fines turísticos se relacionan con nuevas urbanizaciones y aves generalistas.

Palabras clave: embalses artificiales, sensores remotos, evapotranspiración, avifauna, vegetación.

Abstract

San Luis is an Argentine province whose semi-arid climate led to the construction of artificial water bodies throughout its territory, generating concern about the environmental and hydrological effects, on a local and regional scale, that these reservoirs could cause. In this sense, evapotranspiration (ET), the main water loss in any ecosystem, represents an important part of the water balance. Likewise, bird communities respond to the presence of new water mirrors, where the humidity represents one of the most relevant variables determining the vegetation composition and food availability. For this reason, ET was related to bird richness and abundance in this study, using ET as a surrogate of humidity. Thus, based on remotely sensed ET data, the time-space dynamics of the ET were determined before and after the construction of the reservoirs, obtaining space thresholds of their impact. In addition, the bird's composition, and abundance were related to water mirrors here and correlated with the ET and vegetation dynamics. Results indicate an increase in the ET means values up to 500 m from the reservoir's banks. New water mirrors, higher ET values, and

heterogeneous habitats with moderate disturbance correlate to high bird diversity. Reservoirs used for touristic purposes are related to new urbanizations and generalist birds.

Keywords: Artificial reservoirs, remote sensing, evapotranspiration, bird's fauna, vegetation.

Recibido: 27/12/2020

Aceptado: 02/07/2021

Introducción

Los embalses artificiales son construidos con diferentes fines, como la generación de energía eléctrica, provisión de agua potable y de riego, regulación de crecidas, y también como atractivo turístico. A su vez, los embalses se consideran la principal herramienta en el control y manejo del recurso hídrico, cumpliendo un rol fundamental en zonas áridas o semiáridas, donde actúan como un paliativo ante la falta de agua para consumo humano. Sin embargo, la literatura científica y los debates

internacionales ponen en constante cuestionamiento la efectividad de los embalses en el manejo sostenible del agua y la pertinente construcción de nuevos proyectos de infraestructura hidráulica (Insuasty-Rodriguez, 2016; Stanley & Doyle, 2003).

A su vez, existe preocupación por los efectos ambientales de importancia local y regional que los embalses artificiales provocan al generarse nuevos ecosistemas y modificarse otros (Chani & Echevarría, 2000). Específicamente, cuando se construye un cuerpo de agua artificial en un lugar donde antes no existía, las variables del ciclo hidrológico y el balance hídrico cambian, produciéndose modificaciones en la climatología local en primera instancia y regional con posterioridad (Vörösmarty & Sahagian, 2000). Esta problemática adquiere mayor importancia en zonas áridas y semiáridas, donde la ET se ve incrementada cuando se suman embalses artificiales que propician la evaporación, convirtiéndose en la componente con mayor impacto en el ciclo hidrológico (Vásquez-Méndez, Ventura-Ramos, & Acosta-Gallegos, 2011).

A pesar de su importancia, la medición de la ET no es tarea sencilla debido a la cantidad de variables involucradas en su estimación que, en general, no están disponibles o son escasas (Vásquez-Méndez *et al.*, 2011). No obstante, la tecnología satelital permite cuantificar el flujo de energía radiante que proviene de las diferentes superficies, proporcionando información que permite caracterizar las funciones y propiedades de los diferentes ecosistemas en general (Girolimetto & Venturini, 2014). Así, los sensores remotos ofrecen información sobre las

condiciones de la superficie de la tierra a escalas espaciales y temporales impensadas para redes de monitoreo locales, favoreciendo la celeridad en la obtención de las variables estudiadas (Buendía-Rodríguez, Terrazas-Domínguez, & Vargas-Pérez, 2002). De esta manera, la comunidad científica ha desarrollado diversas metodologías que permiten estimar las variaciones espacio-temporales de la ET a partir de datos remotamente censados (Barraza, Restrepo-Coupe, Huete, Grings, & Van Gorsel, 2015; Girolimetto & Venturini, 2014; Jiang & Islam, 2001; Knipper, Hogue, Scott, & Franz, 2017; Norman *et al.*, 2003; Venturini, Islam, & Rodríguez, 2008; Walker, García, Venturini, & Carrasco, 2019).

Los embalses representan nuevos hábitats que generan modificaciones en las comunidades vegetales: algunas desaparecen (bosques y arbustales) y otras prosperan (acuáticas y palustres) como consecuencia del área inundada. Por otra parte, las aves son capaces de aprovechar dichos espacios dinámicos por su capacidad de desplazamiento. Referente a esto, algunos grupos de aves se beneficiarán con la presencia de nuevos ambientes y recursos, y otros se verán perjudicados. Esto permite hacer un seguimiento de los cambios ambientales mediante la observación de las aves como bioindicador (Chace & Walsh, 2006; Cid & Caviedes-Vidal, 2005; Filloy & Bellocq, 2007; Perepelizin, Melidone, Generoso, & Gonzalez-Fabiano, 2019). Por otro lado, el uso de variables cuantificadas mediante metodologías simples y de rápida aplicación provenientes de la tecnología satelital facilitaría la comprensión de dinámicas más complejas ligadas con los

cambios en el uso de la tierra y sus comunidades, cuyo estudio requiere un gran esfuerzo de muestreo.

Los estudios sobre embalses artificiales en regiones semiáridas y sus efectos en el ciclo hidrológico y las comunidades de aves son escasos. Por ello, la cuantificación y el análisis de la ET asociada con la construcción de cuerpos de agua artificiales y los efectos sobre la vegetación y las comunidades de aves brindarían información de base para la conservación, planificación y manejo de los recursos hídricos a zonas con escasa disponibilidad de datos para la toma de decisiones.

Materiales y métodos

El Chaco Seco es una de las ecorregiones argentinas más extensas, ubicada al norte del país y compartida con países vecinos. Consiste en una vasta planicie con suave pendiente hacia el este, y cuya vegetación característica es bosques xerófilos con zonas de sabanas y pastizales. Al sur de la ecorregión, la presencia de serranías determina la conformación de bosques serranos, rasgo característico de la subregión denominada Chaco Serrano.

La provincia de San Luis, Argentina, pertenece a la subregión antes mencionada y presenta una gran variedad de comunidades vegetales: bosques de algarrobo, chañar y quebracho blanco; arbustales de tala y espinillo; zonas de pasturas, y riberas de vegetación palustre, entre otros. Cuenta con una política hídrica basada en la construcción de reservas de agua artificiales que garantizan la provisión de agua a sus habitantes. Los embalses, distribuidos en toda la provincia, hoy suman un total de 20 (<http://slagua.sanluis.gov.ar/>).

Como una primera etapa del estudio, se analizaron los embalses Boca de Río, Piscu Yaco y Saladillo, ubicados en el noreste de la provincia de San Luis (Figura 1), en una zona geográfica dominada por sierras y valles. La Tabla 1 muestra el año de llenado, volumen, superficie y ubicación (latitud y longitud) de los tres embalses mencionados.

Tabla 1. Año de llenado, volumen, superficie, latitud y longitud de los embalses Boca de Río, Piscu Yaco y Saladillo (elaboración propia).

| Embalse | Año de llenado | Volumen (Hm ³) | Superficie (Ha) | Latitud | Longitud |
|-------------|----------------|----------------------------|-----------------|---------------|---------------|
| Boca de Río | 2012 | 15.24 | 120 | 32° 57' 09" S | 65° 08' 28" O |
| Piscu Yaco | 2010 | 1 | 17 | 32° 32' 55" S | 64° 55' 52" O |
| Saladillo | 2011 | 45 | 296 | 33° 09' 49" S | 65° 56' 21" O |

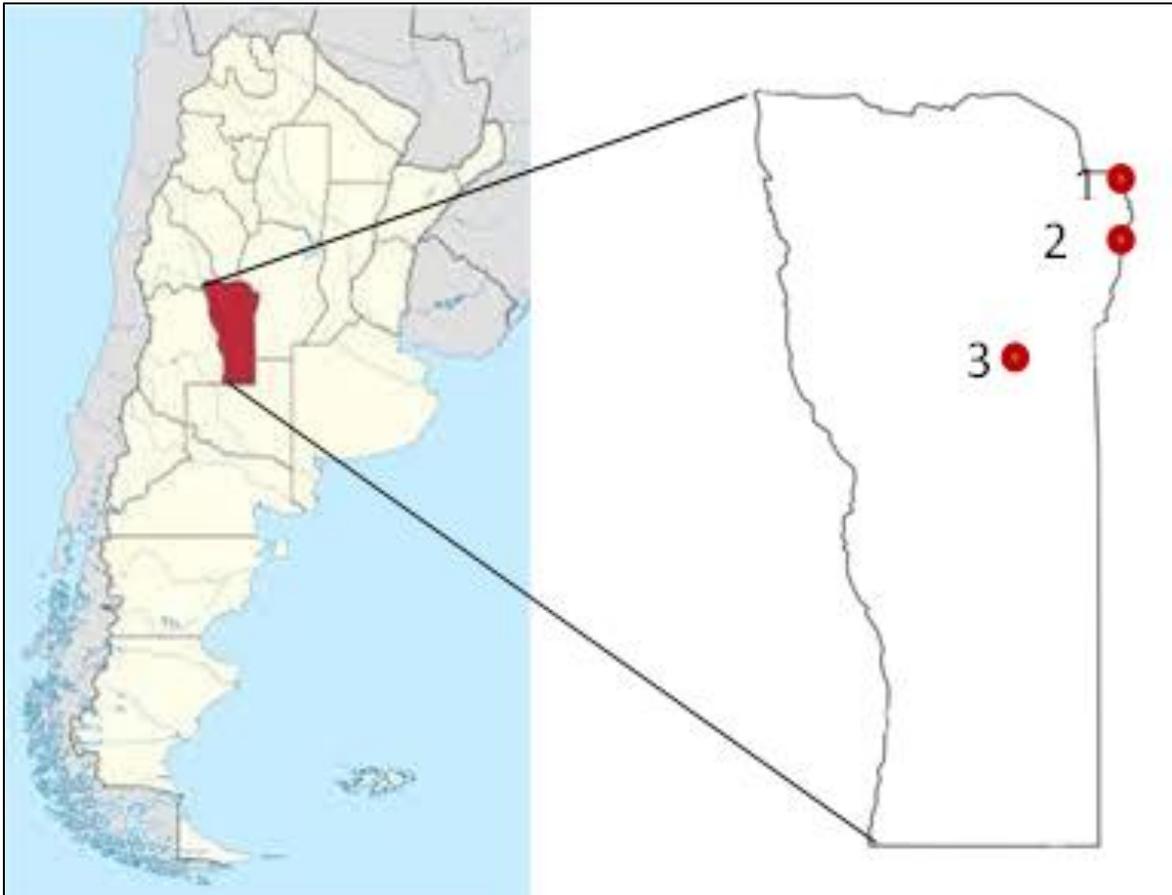


Figura 1. Ubicación de los embalses: 1: Boca de Río; 2: Piscu Yaco y 3: Saladillo (círculos rojos). Provincia de San Luis, Argentina (elaboración propia).

Método de Jiang e Islam (2001)



Con el fin de estimar la ET en los embalses mencionados se utiliza el método propuesto por Jiang e Islam (2001). Se seleccionaron imágenes satelitales de las misiones Landsat 5 y Landsat 8 distribuidas en el periodo 2004-2018, considerando al menos tres fechas anteriores y tres posteriores a la que corresponde con el momento de llenado de cada uno de los embalses.

La metodología publicada por Jiang e Islam (2001) se caracteriza por ser simple y de rápida aplicación, favoreciendo la celeridad en la obtención de la ET. Permite estimar la ET real a partir de un gráfico contextual que relaciona el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI), la temperatura de la superficie (T_s), y la ecuación de Priestley y Taylor (1972), derivando la siguiente ecuación para aproximar la ET:

$$ET = \phi \left[\frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \right] (R_n - G) \quad (1)$$

donde ϕ es el parámetro de Jiang e Islam; Δ , la pendiente de la curva presión de vapor de saturación; γ , la constante psicrométrica; R_n , la radiación neta a nivel de la superficie, y G es el flujo de calor del suelo.

Para obtener el valor de ϕ los autores utilizaron el espacio generado por la relación NDVI- T_s (Figura 2).

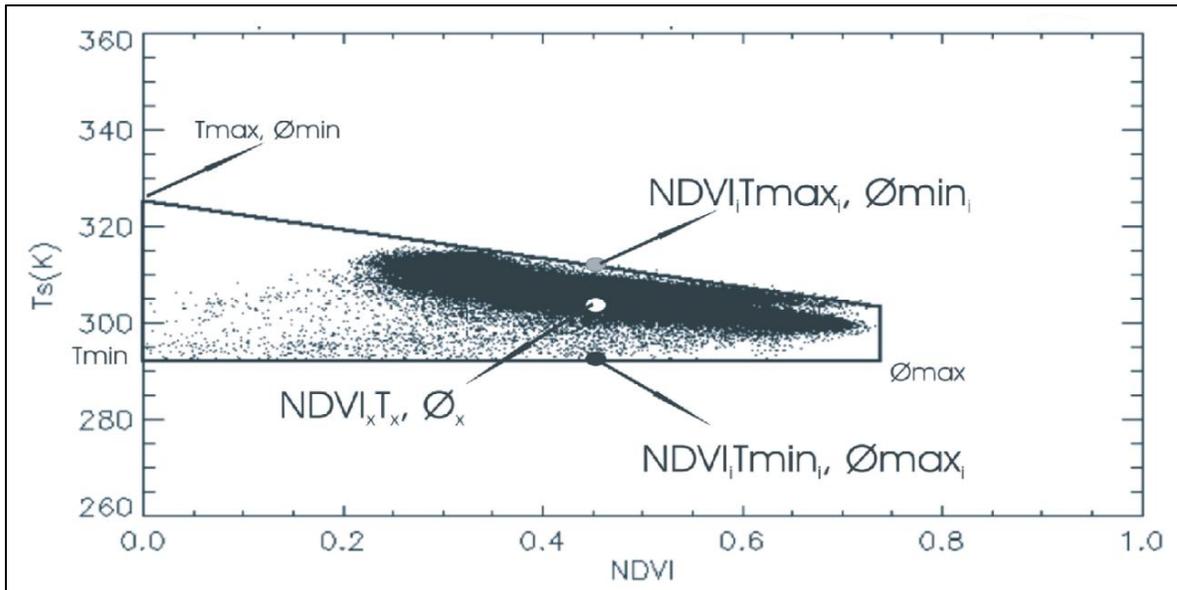


Figura 2. Ejemplo de espacio contextual NDVI- T_s (elaboración propia).

Así, los autores definieron dos bordes: el borde superior o borde cálido asociado con altos valores de T_s , bajos valores de ϕ y mínima ET; y el borde inferior o borde frío vinculado con bajas temperaturas, máximos valores de ϕ y máxima ET. De esta forma, el valor de ϕ varía dentro del espacio NDVI- T_s de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\phi_i = 1.26 \frac{T_{max} - T_i}{T_{max} - T_{min}} \quad (2)$$

donde T_{\max} y T_{\min} son las temperaturas máximas y mínimas respectivamente, para una clase dada de vegetación, y T_i es la T_s de un píxel dado.

Esta metodología permite el uso de la temperatura de banda (T_b) en reemplazo de la T_s cuando las condiciones atmosféricas de una región se consideran estables (Bayala, 2011). La T_b puede ser determinada a través de la ecuación inversa a la ley de Planck (Bayala, 2011):

$$T_b = \frac{C_2}{\lambda \ln \left[\frac{\varepsilon C_1}{\pi \lambda^5 R} + 1 \right]} \quad (3)$$

donde λ es la longitud de onda de la banda térmica; R , la radiancia espectral; ε , la emisividad espectral del cuerpo a una determinada longitud de onda; π , la constante matemática equivalente a 3.14159; la constante universal C_1 es igual a $1.19108 \times 10^8 \text{ W } \mu\text{m}^4 \text{ m}^2 \text{ sr}^{-1}$, y C_2 es igual a $1.43877 \times 10^4 \text{ } \mu\text{mK}$ (Prata, Caselles, Coll, Sobrino, & Ottlé, 1995).

A su vez, bajo igualdad de condiciones atmosféricas, la Ecuación (1) se convierte en:

$$ET = \phi_i \text{ Constante} \quad (4)$$

Por lo que \emptyset puede considerarse como un subrogante de ET (Girolimetto, 2008).

De esta forma, bajo el supuesto de que en la zona en estudio las condiciones atmosféricas no varían, en este trabajo la metodología de Jiang e Islam se aplicó usando T_b y considerando que \emptyset es un subrogante de ET.

Diseño muestral para el análisis de la ET

El diseño muestral consistió en el trazado de anillos (*buffers*) alrededor de cada embalse a distancias de 100, 200, 300, 400, 500, 1 000, 1 500 y 2 000 m del borde de los mismos, y enmascarando el espejo de agua (Figura 3).

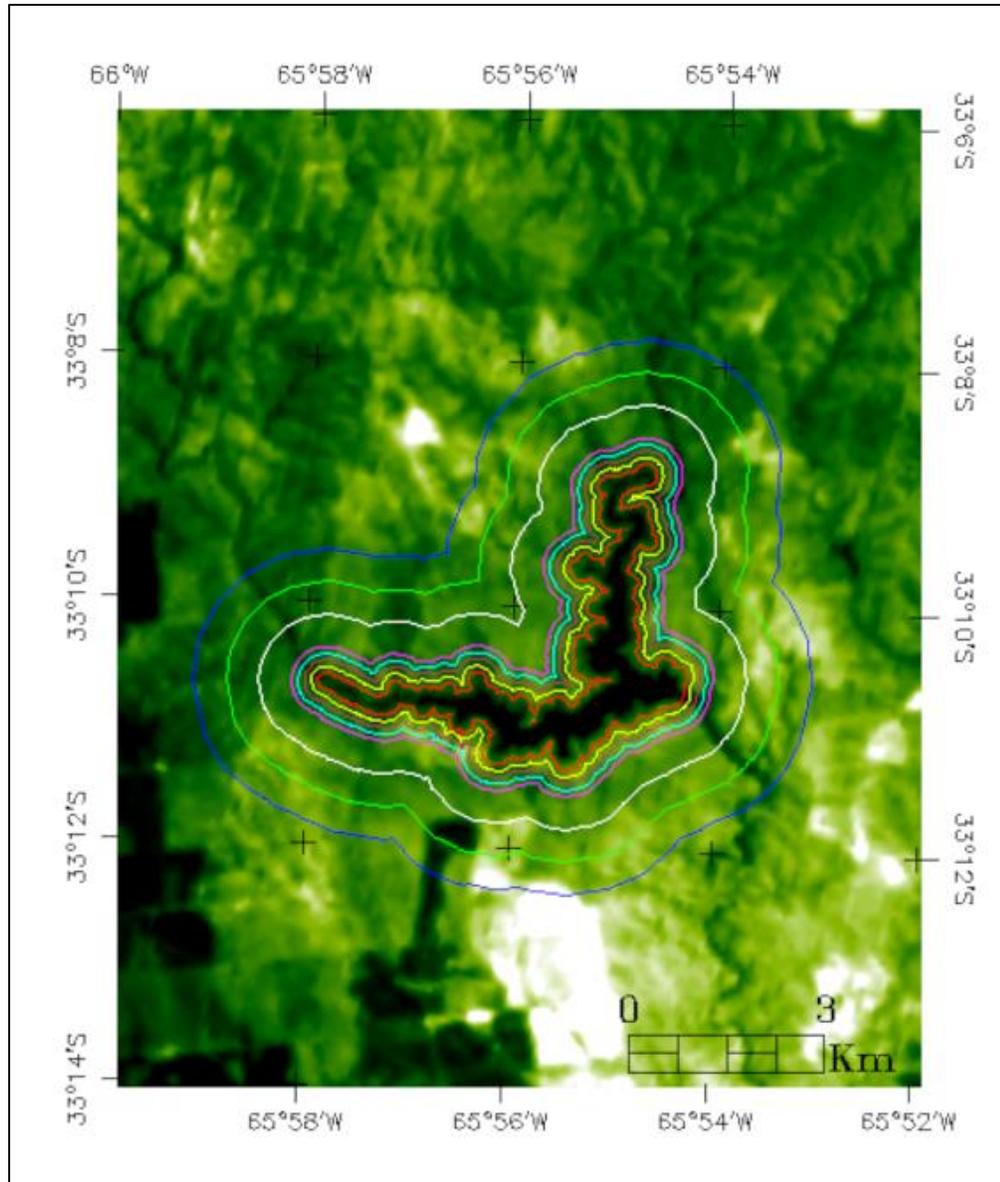


Figura 3. Embalse Saladillo y *buffers*. Imagen Landsat 8. Fecha de adquisición: 28/01/2017 (elaboración propia).

Luego, en cada anillo, se extrajeron 10 parcelas aleatorias de 10 píxeles cada una y se obtuvieron los valores medios de \emptyset en cada parcela. Esto se repitió para cada embalse y para cada año analizado, anterior y posterior a la construcción de los cuerpos de agua. Posteriormente, los valores de \emptyset medios se sometieron a la prueba estadística T para muestras apareadas, con el fin de determinar si la construcción de los embalses constituía un factor de cambio sobre \emptyset a escala local y, en ese caso, evaluar el umbral espacial de dicho cambio.

Finalmente, con el fin de determinar variaciones regionales, se contrastaron los valores medios de \emptyset entre embalses antes y después de su creación mediante el test estadístico ANOVA con prueba de Tukey.

Diseño muestral aplicado al estudio de las aves

Las aves ligadas con los embalses estudiados se muestrearon mediante 42 puntos de conteo de 50 m de radio por cinco minutos (30 en embalses y 12 en arroyos naturales) durante la primavera y el verano de 2019 a 2020 al amanecer o atardecer, coincidiendo con la máxima actividad reproductiva y de emisión de cantos. En cada censo se registró la totalidad de especies vistas y escuchadas, manteniendo un mínimo de 150 m entre

puntos para evitar repeticiones y tratando de abarcar la mayor cantidad de ambientes presentes. Se consideraron tanto las especies del espejo de agua como de su periferia. Para contrastar las comunidades de aves ligadas con los embalses se utilizaron como control zonas de arroyos naturales de características similares previas a la construcción de los embalses en la zona de Achiras (33° 08' 44 S; 65° 04' 59 W) y Villa Elena (32° 30' 27 S; 64° 57' 55 W) (Figura 4).

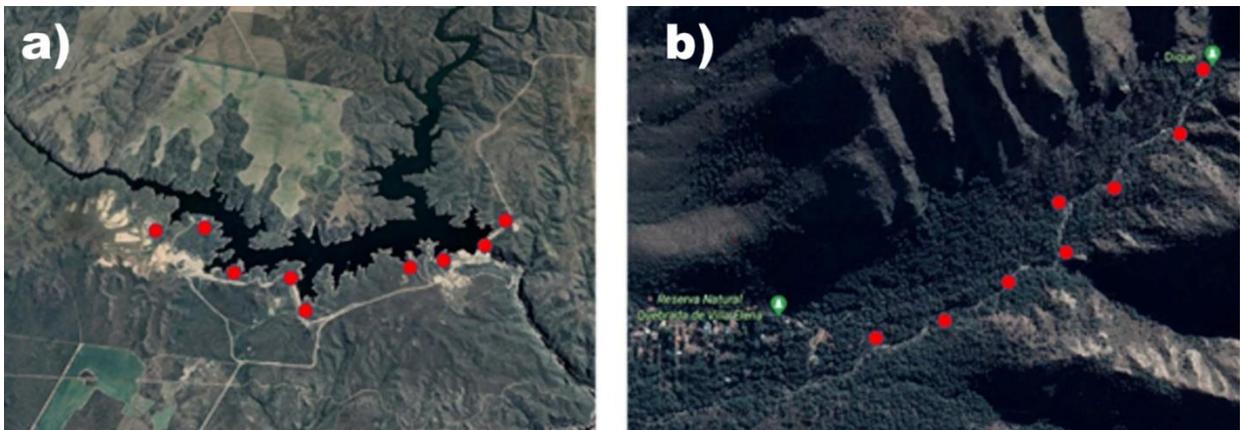


Figura 4. Esquema de muestreo de las comunidades de aves por puntos de conteo de 50 m de radio (círculos rojos): (a) en las proximidades del embalse, ejemplo Saladillo, y (b) en arroyos naturales, ejemplo Villa Elena (elaboración propia con base en *Google Earth Pro*).

Posteriormente, las aves se clasificaron por grupos ecológicos —según el hábitat principal aprovechado— en aves de bosque, humedal, generalistas (aquellas que se encuentran en una gran variedad de

ambientes) y de pastizal (Bibby, Jones, & Mardsen, 1998; Perepelizin *et al.*, 2019). Para reconocer variaciones en la riqueza entre los diferentes grupos ecológicos presentes en cada embalse y las variaciones de cada grupo ecológico entre diferentes embalses se utilizó la prueba de ANOVA con la comparación entre pares de Tukey, o la prueba de Kruskal Wallis cuando no se cumplieron los supuestos estadísticos.

La información de las comunidades de aves se complementó con datos de vegetación y usos del suelo considerando proporción de árboles, arbustos, hierbas, suelo desnudo, vegetación exótica, pavimento y edificaciones, así como por estimación visual de cobertura vegetal o proporción edificada en campo (Perepelizin *et al.*, 2019).

Finalmente, mediante un gráfico de análisis de componentes principales se relacionaron las variables de vegetación, usos del suelo y ET de cada embalse estudiado. Este análisis permite visualizar en una representación bidimensional posibles correlaciones entre un gran número de variables perdiendo la menor cantidad de información (varianza).

Resultados y discusión



Análisis espacio/temporal a escala local de ET

La Tabla 2 muestra los valores de p_{valor} hallados mediante la prueba estadística T para muestras apareadas aplicada a los valores medios de \emptyset antes y después de la creación de los embalses artificiales.

Tabla 2. Valores de p_{valor} para \emptyset medios antes y después de la creación de los embalses artificiales Boca de Río, Piscu Yaco y Saladillo (elaboración propia).

| Buffers (m) | p_{valor} Embalse Boca de Río | p_{valor} Embalse Piscu Yaco | p_{valor} Embalse Saladillo |
|------------------------|--|---|--|
| 100 | < 0.0001 | < 0.0001 | 0.0134 |
| 200 | 0.0011 | < 0.0001 | 0.4336 |
| 300 | 0.0002 | < 0.0001 | 0.0655 |
| 400 | 0.0007 | 0.0001 | 0.1433 |
| 500 | 0.0051 | < 0.0001 | 0.1641 |
| 1000 | 0.1359 | 0.0001 | 0.5693 |
| 1500 | 0.0518 | 0.0003 | 0.0089 |

| | | | |
|------|--------|--------|--------|
| 2000 | 0.6636 | 0.0005 | 0.0435 |
|------|--------|--------|--------|

El embalse Piscu Yaco, el más pequeño en superficie y volumen (ver Tabla 1), presentó valores de p_{valor} inferiores de 0.05 (Tabla 2) a 2 000 m. Sin embargo, las variaciones en los valores medios de \emptyset arrojados por el análisis estadístico podrían deberse no a la influencia del espejo de agua sino a un cambio en el uso del suelo con fines turísticos. Este proceso se representa con una intensa urbanización, consecuencia de una marcada migración por amenidad y construcción de segundas residencias en la zona de influencia del dique luego de su creación. La Figura 5 (a, b) muestra el área correspondiente del dique Piscu Yaco para el año 2001 y el año 2018, respectivamente, donde se remarca el anillo de los 2 000 m (anillo rojo), y el área *zoom* (rectángulo amarillo). Claramente en la Figura 5 (b), en la que se ha acercado la altura del ojo de *Google Earth Pro* con el fin de lograr una mejor observación, es posible advertir los delineamientos de las urbanizaciones que en la actualidad siguen creciendo a un ritmo acelerado (Trivi, 2018).

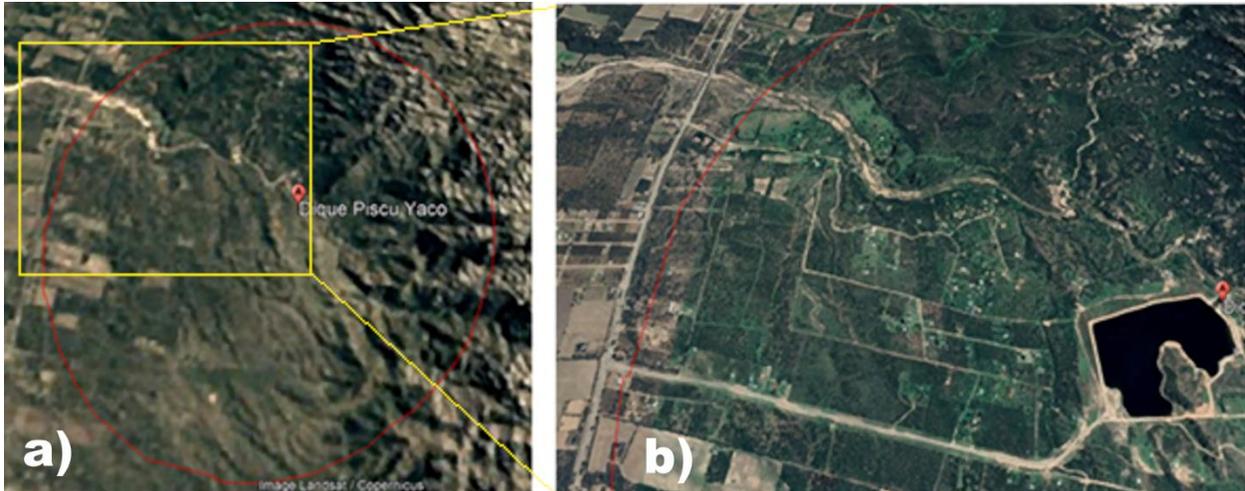


Figura 5. Embalse Pisco Yaco. *Buffer* a 2 000 m y *área zoom*: (a) año 1998 y (b) año 2016 (elaboración propia con base en *Google Earth Pro*).

El embalse Saladillo, el de mayores dimensiones en superficie y volumen (296 ha, 45 hm³), y de forma más irregular, presentó diferencias significativas en los valores medios de ϕ antes y después de la creación del embalse a 100 m, y entre 1 500 y 2 000 m del borde del embalse (Tabla 2). El escaso efecto espacial con la aparición del cuerpo de agua (hasta los 100 m) donde se observó un aumento en los valores medios de ϕ podría deberse a una estructura topográfica del embalse con bordes abruptos y forma serpenteante; una estructura diferente a la homogénea que presenta el dique Boca de Río. En otras palabras, las formas homogéneas de la topografía podrían facilitar un umbral de impacto más amplio sobre la ET. Las diferencias significativas en los valores medios de ϕ a 1 500 y 2 000 m podrían deberse a un cambio en el uso del suelo por

el avance de la frontera agrícola en la zona de influencia del dique, las que datan de la década de 1990 aproximadamente. Entre los 1 500 y 2 000 m se registró una disminución en los valores medios de ϕ . Este hecho, asociado con procesos agrícolas, es concordante con lo encontrado por Tarcetano (2018), quien observó una disminución en los valores medios de ϕ , producto de los desmontes de tierras destinadas a la agricultura en la zona del Valle del Conlara, San Luis, Argentina. En la Figura 6 (a) se observa que en el decenio de 1980 aún no se había iniciado el proceso agrícola en la zona. En la Figura 6 (b), año 2016, es posible visualizar el proceso agrícola en el anillo de 1 500 a 2 000 m, pudiéndose vislumbrar un avance hacia distancias inferiores de los 1 500 m desde la costa del embalse.

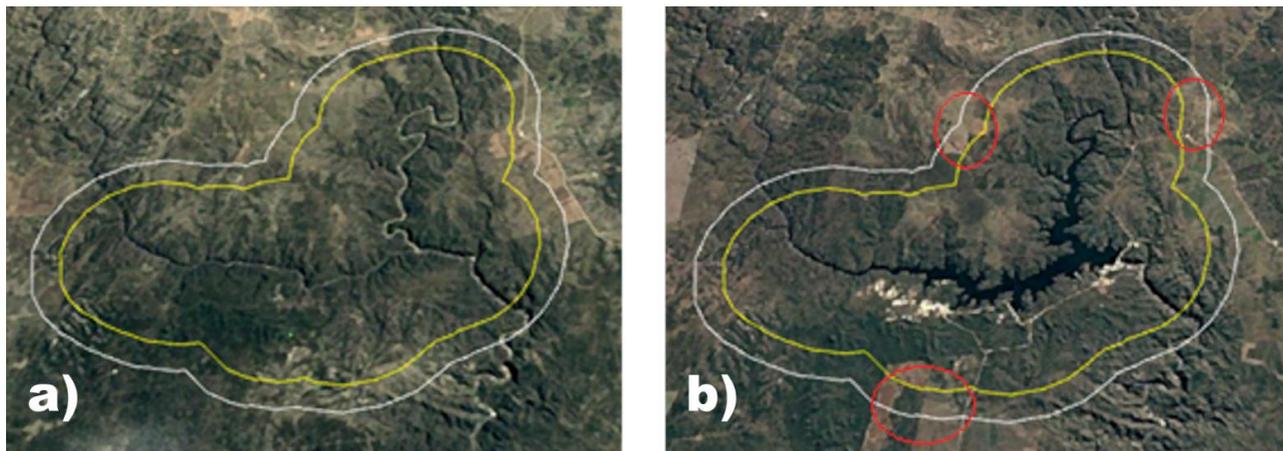


Figura 6. Embalse Saladillo y *buffers* a 1 500 m y 2 000 m: (a) año 1984 y (b) año 2016; se resaltan en rojo los cambios en el uso de suelo con fines agrícola (elaboración propia con base en *Google Earth Pro*).

El análisis local indicaría que la construcción de los embalses afectaría los valores medios de \emptyset hasta un umbral no mayor de los 500 m del borde del espejo de agua, dependiendo de las dimensiones del embalse, tamaño del espejo e irregularidades del perímetro. Variaciones en los valores medios de \emptyset para umbrales mayores a los 500 m estarían asociados con cambios en el uso del suelo por avance de la frontera agrícola y con los procesos de urbanización.

En cuanto a la dinámica temporal, se observa una tendencia en el aumento del valor medio de \emptyset luego de la construcción de los embalses, en coincidencia con los resultados estadísticos obtenidos y mostrados en la Tabla 2. La Figura 7 muestra, a modo de ejemplo, los valores medios de \emptyset para todos los años anteriores y posteriores a la construcción del embalse del dique Boca de Río a una distancia de 500 m, umbral hasta donde la estadística arroja diferencias significativas para el embalse tomado como ejemplo. En la mencionada Figura se aprecia que los puntos tienden a acomodarse por arriba de la línea a 45°, lo cual indica que los valores medios de \emptyset luego de la construcción del embalse son mayores que los valores medios de \emptyset antes de la construcción del mismo embalse.

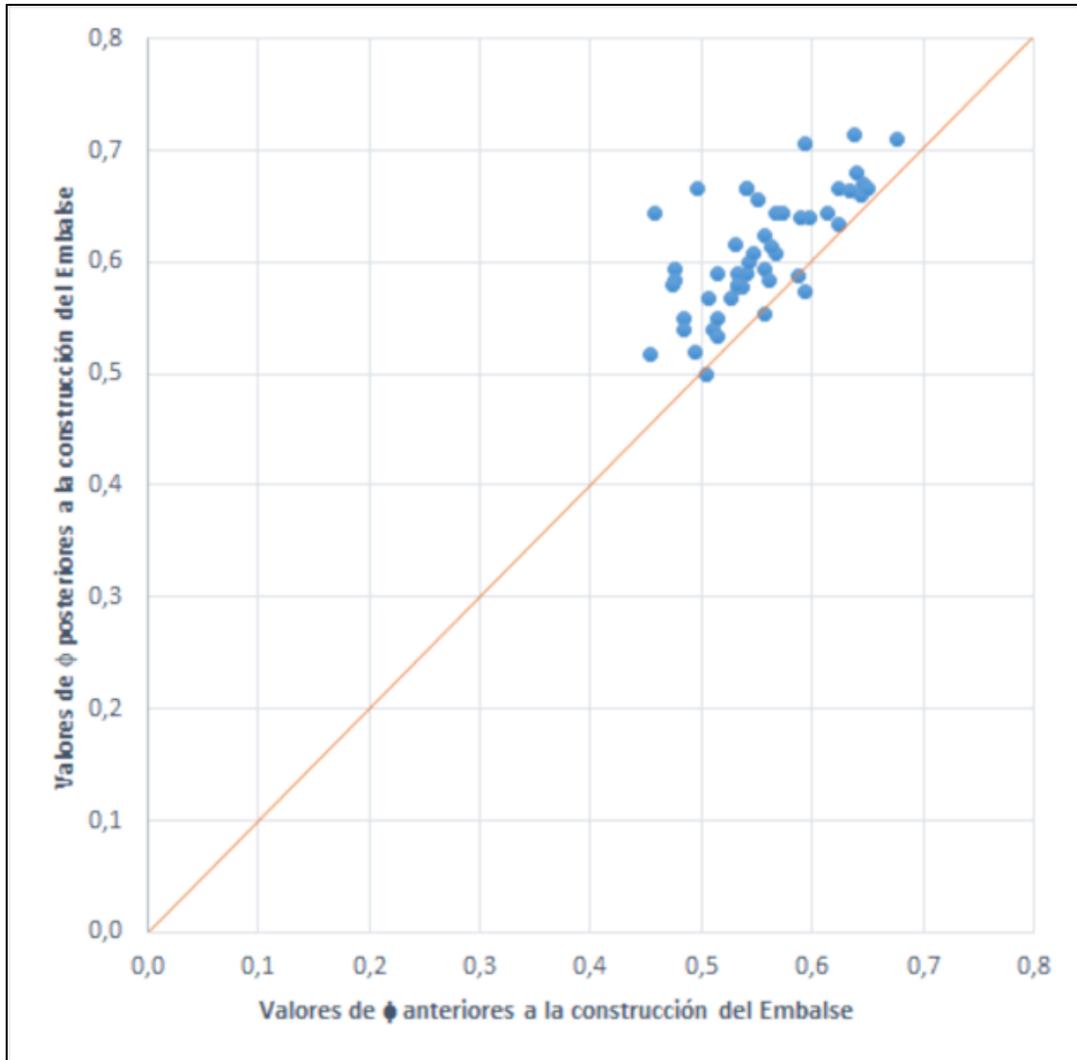


Figura 7. Dinámica espacio-temporal del embalse Boca de Río (elaboración propia).

Análisis espacio-temporal a escala regional de ET

En la Tabla 3 se observan los valores medios de \emptyset antes y después de la aparición de los embalses, hasta una distancia de 500 m de su costa y las diferencias significativas del test de ANOVA prueba de Tukey.

Tabla 3. Valores medios de \emptyset antes y después de la creación de los embalses artificiales. Las letras a, b, c determinan las diferencias significativas entre embalses (ANOVA prueba de Tukey, $p_{\text{valor}} < 0.05$) (elaboración propia).

| Distancia (m) | Antes del embalse | | | Después del embalse | | |
|------------------|-------------------|----------------|-----------|---------------------|----------------|--------------|
| | Piscu Yaco | Boca de Río | Saladillo | Piscu Yaco | Boca de Río | Saladillo |
| 100 | 0.48a | 0.55b | 0.72c | 0.59a | 0.66b | 0.75c |
| 200 | 0.49a | 0.55b | 0.70c | 0.57a | 0.60a | 0.69b |
| 300 | 0.50a | 0.55a | 0.69b | 0.57a | 0.60a | 0.67b |
| 400 | 0.50a | 0.56a | 0.68b | 0.56a | 0.60a | 0.66b |
| 500 | 0.50a | 0.56a | 0.67b | 0.56a | 0.59ab | 0.66b |

El análisis a nivel regional muestra valores medios de \emptyset significativamente diferentes para los tres embalses a los 100 m (expresados en letras en la Tabla 3 acorde con la salida del test) tanto antes como después de la construcción de los embalses. El mismo comportamiento se observa a los 200 m antes de la creación de los embalses, pero no así luego de la aparición de los mismos. Esto significaría que la aparición de los espejos de agua no solamente incrementa el valor medio de \emptyset sino que su efecto se observa a mayor distancia de su costa, dando como resultado variaciones a nivel regional, donde embalses de pequeño volumen equiparan sus valores medios de \emptyset con otros de mayores dimensiones. Resultados similares encontraron Levi, Jaramillo y Andricevie (2015), quienes trabajaron en una zona dominada por embalses de uso hidroeléctrico en la cuenca transfronteriza del río Sava en Europa sudoriental, hallando que el aumento en los valores de la ET está vinculado con los desarrollos hidroeléctricos.

Análisis asociado con aves y vegetación

Mediante los censos de aves se identificaron 124 especies (1 588 individuos). La Tabla 4 muestra los valores medios de riqueza por grupos



ecológicos de aves (media \pm desvío estándar), donde se observan diferencias significativas entre los grupos ecológicos estudiados. En el embalse Piscu Yaco se registraron 62 especies de aves, donde más de la mitad (33 especies) fueron aves generalistas, valor cinco veces mayor que el resto de los grupos. En el dique Boca de Río se registraron 63 especies de aves con valores medios relativamente similares entre grupos; esto puede deberse a una heterogeneidad de hábitats en relativo buen estado de conservación. El embalse Saladillo, con 43 especies registradas, cuenta con mayores valores medios de riqueza de aves para los grupos de especies de humedal y generalistas; valores relacionados posiblemente con la presencia de un espejo de agua de mayor volumen y con la presencia de disturbios, en este caso, de suelo desnudo.

Tabla 4. Riqueza de aves por grupos ecológicos (media \pm desvío estándar). Las letras a, b, c indican diferencias significativas entre grupos, y ns: no significativo (elaboración propia).

| | Bosque | Humedal | Generalistas | Pastizal |
|--------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Piscu Yaco | 2.25 \pm 2.18a | 1.83 \pm 2.12a | 11.58 \pm 3.20b | 0.58 \pm 1.00a |
| Boca de Río | 1.44 \pm 1.81ns | 5.00 \pm 5.39ns | 5.89 \pm 4.83ns | 1.33 \pm 1.00ns |
| Saladillo | 1.89 \pm 1.27ab | 3.56 \pm 2.07b | 6.00 \pm 1.87c | 1.33 \pm 1.00a |

| | | | | |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Arroyos Naturales | 1.83 ± 2.21 ^a | 1.58 ± 2.07 ^a | 4.17 ± 1.64 ^b | 1.67 ± 1.30 ^a |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|

Finalmente, los muestreos en arroyos naturales arrojaron un total de 57 especies de aves, con valores medios de riqueza superiores para el grupo de aves generalistas. Sin embargo, aunque el valor de aves generalistas supera en este caso al doble que el resto de los grupos, es un valor dentro del rango de datos registrado para el resto de los embalses; el embalse Piscu Yaco es el único con valores medios de riqueza de aves generalistas significativamente superiores al resto ($p_{\text{valor}} = 0.0002$). Un valor superior en los arroyos naturales de generalistas puede estar ligado con modificaciones del hábitat, como la cercanía a la ruta asfaltada, tránsito y campos ganaderos.

El método de componentes principales es útil para reducir la dimensionalidad de un problema de múltiples variables, de modo que un subconjunto de ellas concentre la mayor parte de la variabilidad contenida en las variables originales. Bajo este concepto se aplicó la mencionada metodología, obteniéndose la Figura 8. Dicha figura relaciona las variables de vegetación, otros usos de suelo y valores medios de \emptyset . La Figura 8 indica que cada embalse se relaciona con diferentes variables de vegetación y uso del suelo. El embalse Piscu Yaco se asocia principalmente con la presencia de árboles y edificaciones (valores medios de cobertura: 8.7 y 1.1 %, respectivamente); Boca de Río con hierbas, vegetación exótica y pavimento (48.8, 0.7 y 3.1 %, respectivamente); y

Saladillo con la presencia de suelo desnudo (12.5 %) y mayores valores de ϕ (media = 0.73), existiendo una correlación significativa entre estas últimas dos variables ($p = 0.0485$).

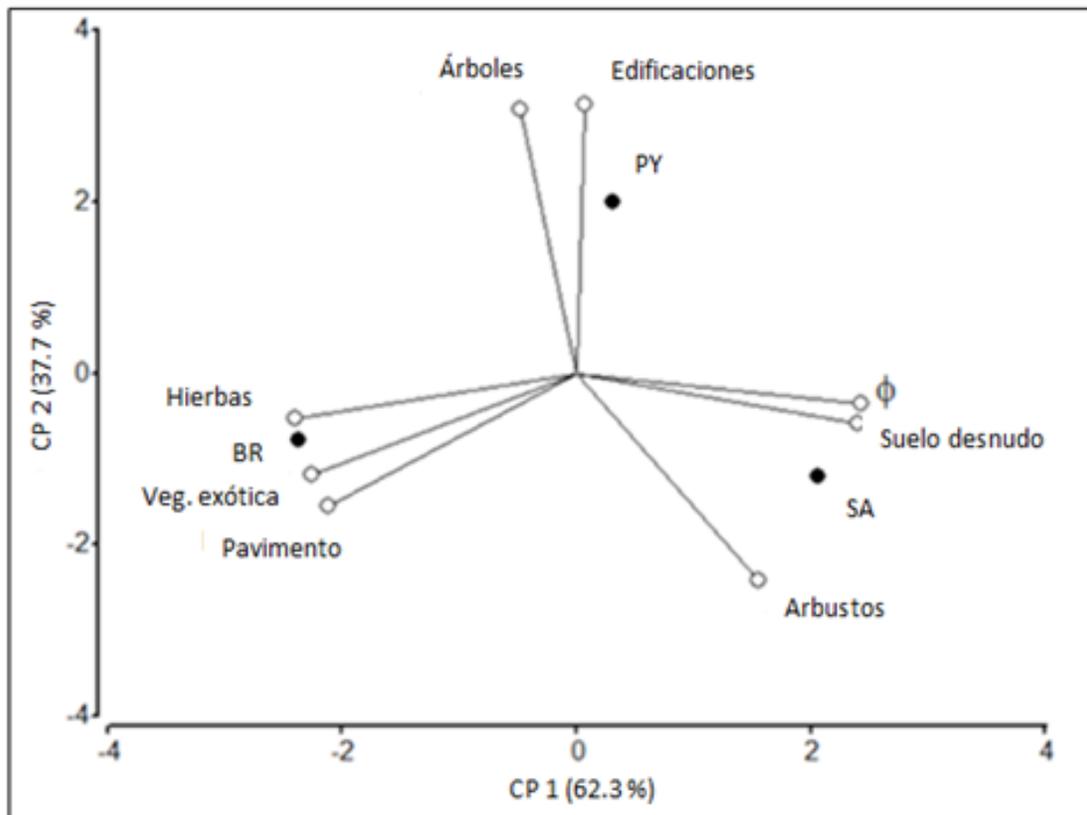


Figura 8. Análisis de componentes principales: CP, componente principal; PY, embalse Piscu Yaco; BR, embalse Boca de Río; SA, embalse Saladillo; ϕ , índice subrogante de la evapotranspiración. Entre paréntesis, el porcentaje de varianza que explica el eje (elaboración propia).

La información graficada es coherente con las características de cada embalse. El dique Piscu Yaco está emplazado en una zona relativamente bien conservada de bosque nativo, y debido a su transformación a uso turístico cuenta con construcciones destinadas a la gastronomía, zona de *camping*, segundas residencias y hospedajes. Boca de Río, en cambio, está emplazado sobre la Ruta Provincial 1, lindando con campos de uso agrícola-ganadero, lo cual explica la presencia de pavimento, hierbas y vegetación exótica ligada con zonas disturbadas. Finalmente, Saladillo, emplazado en una zona de bosque bajo en relativo buen estado de conservación, presenta en su periferia zonas erosionadas sin cobertura vegetal y nuevas áreas desmontadas con fines productivos.

Los resultados indican una relación entre los valores medios de \emptyset , la estructura de la vegetación y usos de la tierra, y las aves. Valores elevados de \emptyset se relacionan con coberturas más densas de vegetación o zonas boscosas. A su vez, se observa un incremento en los valores medios de \emptyset con la aparición de los embalses y con el cambio de uso de la tierra relacionado al avance de la urbanización y uso turístico, donde se propicia el riego. Esta modificación del espacio beneficia a las aves generalistas, capaces de aprovechar una gran variedad de hábitats y ambientes artificiales con altos grados de disturbios antrópicos, incluyendo fuentes de alimento y refugio, y perjudicando a otras, como a las aves de bosque (Faggi & Perepelizin, 2006; Perepelizin *et al.*, 2019).

Coincidiendo con esto, los valores máximos de aves generalistas encontrados en Piscu Yaco se explicarían debido a la presencia de edificaciones y una constante actividad turística en el sitio en primavera-verano. Similares resultados fueron descritos en balnearios turísticos de la costa atlántica argentina, donde se viene sufriendo una fuerte conversión del paisaje de pastizales y dunas naturales a zonas urbanizadas y bosques de especies exóticas. En ese escenario, Faggi, Perepelizin y Dadón (2010) indican un incremento de aves oportunistas y ligadas con espacios urbanos relacionados con las nuevas forestaciones y el avance de la urbanización, correspondiendo a mayores valores de ET y menor temperatura de la superficie del suelo respecto a las dunas abiertas, donde dominan las aves insectívoras.

Por otro lado, la introducción de espejos de agua de volúmenes considerables y de formas más homogéneas se asocia con un incremento de los valores medios de \emptyset a una distancia mayor de su costa. Sumado a esto, hábitats heterogéneos en relativo buen estado de conservación y presencia de disturbios moderados darían como resultado altos valores de diversidad de aves, como se observa en Boca de Río. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Chani y Echevarría (2000), quienes observan valores aproximados de riqueza de aves (145 especies) a los obtenidos en el presente trabajo, y concluyen que los embalses artificiales del Chaco Serrano funcionan como hábitats de alta diversidad de aves, que se comportan de forma similar a los humedales naturales chaqueños; ello significaría que a pesar de tratarse de sitios generados artificialmente,

estos hábitats contribuyen a mantener la biodiversidad de la región, considerando la acelerada pérdida de humedales naturales por relleno o contaminación, como se manifestó en el incremento de aves de humedal en Boca de Río, en comparación con los sitios de arroyos naturales muestreados.

Por último, los valores medios de \emptyset pueden disminuir debido a la transformación del uso del suelo de áreas boscosas a usos productivos. Es el caso de lo observado a 1 500-2 000 m de las márgenes del embalse Saladillo, donde a pesar de tratarse de un embalse de gran volumen y con bosques nativos en su entorno, el avance de los desmontes impacta en los valores de \emptyset y en la representación de aves generalistas (Tarcetano, 2018).

Conclusiones

Los estudios sobre embalses artificiales y sus efectos sobre la ET y las comunidades de aves son escasos y muy difíciles de encontrar en la literatura, por ello su estudio resulta relevante y de interés en zonas

semiáridas, donde la construcción de embalses resulta ser, en muchos casos, una política hídrica común.

En este trabajo se estudió la ET a partir de \emptyset como un subrogante de la misma. La dinámica espacio-temporal a escala local indicaría que la construcción de los embalses afectaría los valores medios de \emptyset hasta un umbral no mayor de los 500 m dependiendo de las dimensiones del embalse, tamaño del espejo de agua e irregularidades del perímetro. Variaciones en los valores medios de \emptyset para umbrales mayores a los 500 m estarían asociados con cambios en el uso del suelo por avance de la frontera agrícola y con los procesos de urbanización. A nivel regional se observó que embalses de pequeño volumen equiparan sus valores medios de \emptyset con otros de mayores dimensiones. Si bien los resultados asociados con \emptyset son preliminares, insinúan aumentos locales y regionales en dicha variable luego de la construcción de los embalses, aumentos que lógicamente deberían impactar en el balance hídrico de la zona y en otras variables que forman parte del mismo.

Asimismo, el presente trabajo determinó relaciones entre los valores medios de \emptyset , la estructura de la vegetación, y otros usos de la tierra y las aves, donde la aparición de embalses, el aumento de los valores medios de \emptyset en su periferia y ambientes heterogéneos con disturbios moderados se corresponden con los valores máximos de diversidad de aves, lo cual remarca su importancia como sitios de conservación de biodiversidad. En contrapartida, zonas de embalses con fines turísticos se relacionaron con una mayor urbanización y aves generalistas urbanas.

Los resultados obtenidos nos estimulan a continuar trabajando en el tema, incorporando mayor cantidad de embalses y ahondando en otras variables que forman parte del balance de agua de la región.

Agradecimientos

El presente trabajo se realizó a partir del proyecto PROIPRO 11-0118 (Res. C.S. 126/2018) de la Universidad Nacional de San Luis, Argentina. Queremos agradecer especialmente al doctor Germán Roitman, que ha participado amablemente y de forma desinteresada en los muestreos de campo.

Referencias

- Barraza, V., Restrepo-Coupe, N., Huete, A., Grings, F., & Van Gorsel, E. (2015). Passive microwave and optical index approaches for estimating surface conductance and evapotranspiration in forest ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213, 126-137. DOI: 10.1016/j.agrformet.2015.06.020
- Bayala, M. (2011). *Generación de mapas de temperatura radiativa de superficie utilizando datos de baja resolución espacial mediante técnicas de remuestreo* (tesis de Magister en aplicaciones espaciales en alerta y respuesta temprana a emergencias). Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich, Córdoba, Argentina.

- Bibby, C., Jones, M., & Mardsen, S. (1998). *Expedition field techniques. Bird Surveys*. London, UK: Expedition Advisory Centre.
- Buendía-Rodríguez, E., Terrazas-Domínguez, S., & Vargas-Pérez, E. (2002). Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso de suelo y vegetación en una región del Oriente del Valle de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 8(1), 13-19. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=629/62980102>
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46-69. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.08.007
- Chani, J. M., & Echevarría, A. L. (2000). Los embalses artificiales y la biodiversidad, un caso de estudio. *Acta Zoológica Lillioana*, 45(2), 165-172.
- Cid, F. D., & Caviedes-Vidal, E. (2005). Avifauna del embalse La Florida (San Luis, Argentina). *Actualidades Ornitológicas*, 125, 10-18.
- Faggi, A. M., & Perepelizin, P. V. (2006). Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 8(2), 289-297.
- Faggi, A. M., Perepelizin, P. V., & Dadón, J. (2010). South Atlantic tourist resorts: Predictors for changes induced by afforestation. In: Müller, N., Werner, P., & Kelcey, J. C. (eds.). *Urban biodiversity*

- and design* (pp. 363-379). Hoboken, USA: Blackwell Publishing Ltd. DOI: 10.1002/9781444318654.ch19
- Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2007). Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2-4), 291-298. DOI: 10.1016/j.agee.2006.09.013
- Girolimetto, D. (2008). *Influencia de la resolución espacial de la temperatura de superficie teledetectada en el contexto NDVI-Ts* (tesis de maestría). Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina.
- Girolimetto, D., & Venturini, V. (2014). Evapotranspiration and Water Stress estimation from TIR and SWIR bands. *Agriculture, Forestry and Fisheries*, 3(1), 36-45. DOI: 10.11648/j.aff.s.2014030601.16
- Insuasty-Rodriguez, A. (2016). ¿Qué está pasando con el agua en el Valle de Aburrá (Medellín-Colombia)? *El Agora USB*, 16(1), 305-314.
- Jiang, L., & Islam, S. (2001). Estimation of surface evaporation map over southern Great Plains using remote sensing data. *Water Resources Research*, 37(2), 329-340. DOI: 10.1029/2000WR900255
- Knipper, K., Hogue, T., Scott, R., & Franz, K. (2017). Evapotranspiration estimates derived using multi-platform remote sensing in a semiarid region. *Remote Sensing*, 9(3), 184. DOI: 10.3390/rs9030184

- Levi, L., Jaramillo, F., & Andricevie, R. (2015). Hydroclimatic changes and drivers in the Sava River Catchment and comparison with Swedish catchments. *Ambio*, 44(7), 624-634. DOI: 10.1007/s13280-015-0641-0
- Norman, J., Anderson, M., Kustas, W., French, A., Mecikalski, J., & Torn, R. (2003). Remote sensing of surface energy fluxes at 101-m pixel resolutions. *Water Resources Research*, 39(8), 1221-1232. DOI: 10.1029/2002WR001775
- Perepelizin, P. V., Melidone, M. J., Generoso, A., & Gonzalez-Fabiano, S. (2019). Entre la sierra, el campo y la ciudad: caracterización de las aves de la Villa de Merlo, San Luis. En: Paredes, S., & Girolimetto, D. (comps.). *Memorias del 2do Congreso Internacional de Turismo en Serranías, Investigación y Gestión del Patrimonio*. San Luis, Argentina: Nueva Editorial Universitaria.
- Prata, A. J., Caselles, V., Coll, C., Sobrino, J. A., & Otlé, C. (1995). Thermal remote sensing of land surface temperature from satellites: Current status and future prospects. *Remote Sensing Review*, 12(3-4), 175-224.
- Priestley, CH. B., & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81-92. DOI: 10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2

- Stanley, E. H., & Doyle, M. W. (2003). Trading off: The ecological effects of dam removal. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 15-22. DOI: 10.1890/1540-9295(2003)001[0015:TOTEEO]2.0.CO;2
- Tarcatano, D. C. (2018). *Efectos de la deforestación sobre componentes del ciclo hidrológico en la región de los bosques secos del Valle del Conlara (San Luis) mediante datos satelitales* (trabajo de intensificación para obtener el grado de Licenciado en Ciencias Ambientales). Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.
- Trivi, N. (2018). Turismo, migración de amenidad y expansión urbana privatizada en el Valle del Conlara (San Luis, Argentina). *Huellas*, 22(2), 11-33. Recuperado de <https://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/huellas/article/view/2639/3445>
- Vásquez-Méndez, R., Ventura-Ramos, E., & Acosta-Gallegos, J. (2011). Habilidad de estimación de los métodos de evapotranspiración para una zona semiárida del centro de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 2(3), 399-415.
- Venturini, V., Islam, S., & Rodríguez, L. (2008). Estimation of evaporative fraction and evapotranspiration from MODIS products using a complementary based model. *Remote Sensing of Environment*, 112, 132-141. DOI: 10.1016/j.rse.2007.04.014

- Vörösmarty, C. J., & Sahagian, D. (2000). Anthropogenic disturbance of terrestrial water cycle. *BioScience*, 50(9), 953-765. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0753:ADOTTW]2.0.CO;2
- Walker, E., García, G. A., Venturini, V., & Carrasco, A. (2019). Regional evapotranspiration estimates using the relative soil moisture ratio derived from SMAP products. *Agricultural Water Management*, 216, 254-263. DOI: 10.1016/j.agwat.2019.02.009

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-02

Artículos

**Estudio topo-batimétrico e hidrológico del sistema
hídrico "Laguna La Picasa", Argentina**

**Topo-bathymetric and hydrological study of the water
system "Lagoon La Picasa", Argentina**

Gabriela Alejandra Ponce¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6980-4945>

Sebastián Grande²

Alejo Juan Sebastián Testa-Tacchino³

Andrés Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

¹Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, alejandraponce47@hotmail.com

²Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, sebasgrande@gmail.com



³Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, alejo_testa@unc.edu.ar

⁴Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, andres.rodriguez@unc.edu.ar

Autora para correspondencia: Gabriela Alejandra Ponce, alejandraponce47@hotmail.com

Resumen

El conocimiento de la estructura del balance hídrico de lagunas, cuencas superficiales y subterráneas es fundamental para conseguir un uso más racional de los recursos de agua en el espacio y en el tiempo, así como para mejorar su control y redistribución.

La cuenca Laguna La Picasa es una cuenca endorreica interjurisdiccional entre las provincias de Córdoba, Santa Fe y Buenos Aires, en la República Argentina, que ha sufrido en los últimos tiempos inundaciones recurrentes causadas por crecimientos del nivel de la laguna, y que afectaron a la infraestructura, el transporte y la actividad agrícola.

En el presente trabajo se planteó un enfoque a escala lagunar. Para el estudio topo-batimétrico se definió un modelo digital de elevación (MDE) de la laguna mediante recopilación de antecedentes, trabajos de campo y procesamiento de datos, y en el estudio hidrológico se desarrolló un modelo de balance hídrico 0D. Con base en estos dos modelos se analizaron y cuantificaron los excesos pluviales que impactaron en la laguna para su evacuación con un sistema de gravedad, de bombeo o combinado.

El objetivo principal fue definir un modelo de balance hídrico 0D que represente a la laguna La Picasa y luego utilizarlo como una herramienta para evaluar futuras situaciones hidrológicas que ocurran.

Palabras clave: laguna La Picasa, cuenca interjurisdiccional, balance hídrico, ambientes lagunares, topobatimetría, modelo digital de elevación, modelo hídrico.

Abstract

Knowledge of the water balance of lagoons, surface, and underground basins is essential not only to use water resources more rationally in space and time but also to improve their control and redistribution.

The La Picasa lagoon basin is an inter-jurisdictional endorheic basin in the Argentine Republic at the intersection of Córdoba, Santa Fe, and Buenos Aires provinces. This basin has recently gone through recurrent



floods caused by an increase in the level of the lagoon, which has affected infrastructure, transport, and agricultural activity.

In the present work, a lagoon-scale approach is proposed. For the topo-bathymetric study, the lagoon's Digital Elevation Model (DEM) was defined using data collection, fieldwork, and data processing. In contrast, a 0D water balance model was developed in the hydrological study. Based on these two models, the rainfall excesses that impacted the lagoon were analyzed and quantified for evacuation through gravity discharge, a pumping system, or a combination of both systems.

The main objective was to define a 0D water balance model that represents the La Picasa lagoon and then uses it as a tool to evaluate future hydrological situations that may occur.

Keywords: La Picasa lagoon, inter-jurisdictional basin, water balance, lagoon environments, topo-bathymetry, digital elevation model, water model.

Recibido 18/11/2020

Aceptado 04/07/2021



Introducción

El balance hídrico se considera como uno de los objetivos primordiales para la hidrología, ya que es un medio para solucionar importantes problemas en periodos de excesos o sequías. A partir de su estudio es posible hacer una evaluación cuantitativa de los recursos de agua y sus modificaciones por influencia de las actividades del hombre, ayudando además en la predicción de consecuencias debidas a cambios artificiales en el régimen de ríos, lagunas y cuencas subterráneas (Sokolov & Chapman, 1981).

Por lo general se intenta representar el funcionamiento de un sistema mediante modelos hidrológicos distribuidos o semidistribuidos. Sin embargo, Viessman y Lewis (citados por Rodríguez *et al.*, 2006) sugieren que un modelo de balance hídrico debería ser el primer enfoque en el análisis de cualquier cuenca.

En la actualidad existen análisis de balances hídricos aplicados a cuerpos lagunares y bañados en la provincia de Córdoba, donde destaca el trabajo de Plencovich *et al.* (2005) y Curletto (2014), aplicado a la laguna Mar Chiquita, y el trabajo realizado por el Instituto Nacional de Agua (INA) (INA, 2018) aplicado en la laguna La Picasa.

En este trabajo se estudió la laguna La Picasa, que se encuentra al sur de la provincia de Santa Fe, y pertenece a una cuenca endorreica que

abarca también las provincias de Buenos Aires y Córdoba, en la República Argentina. Es una cuenca endorreica de área igual a 5 346 km², donde el 51 % de la misma se ubica en la provincia de Córdoba, 9 % en la provincia de Buenos Aires y 39 % en la provincia de Santa Fe. La región analizada se caracteriza por tener una actividad agrícola ganadera de alta producción; se encuentra en una región considerada como la zona más productiva del país en cuanto a agricultura, tambo y ganadería. Durante las últimas décadas, la laguna ha ido sufriendo cambios en su nivel y oscilaciones en su caudal de agua debido a diversas causas, en las que ha influido la magnitud de las precipitaciones, la topografía del terreno y la velocidad de escurrimiento de las aguas.

El agua sale del sistema por evaporación y por dos sistemas de bombeo: estaciones de bombeo Sur y Norte, cuyos caudales confluyen finalmente en el río Salado. En la actualidad, los bombeos funcionan con un rendimiento del 3 al 4 % aproximadamente.

Durante el periodo 1973-2019 la zona en estudio estuvo sujeta a un periodo húmedo, con precipitaciones medias anuales por encima del valor medio histórico: 900 mm/año (Universidad Nacional del Litoral, 1999). Como consecuencia de esto, el nivel de la laguna ha ido aumentando paulatinamente generando diferentes consecuencias, entre las cuales se destaca el corte de importantes vías de comunicación, como la Ruta Nacional No. 7 y el FFCC que une Buenos Aires con las provincias de la Región de Cuyo, además de anegamientos en cascos urbanos, cortes de

caminos provinciales y la pérdida por anegamiento de importantes áreas productivas.

El estudio de la laguna es de suma importancia, pues es el receptor final de los excedentes hídricos de una cuenca interjurisdiccional cuya gestión integral es llevada a cabo por las provincias intervinientes. Esto implica que el desarrollo de conocimiento acerca de su funcionamiento es relevante.

El trabajo comprendió inicialmente la definición de un modelo digital de elevación (MDE) que luego fue usado como base para el desarrollo del modelo hídrico de balance de masa (0D) aplicado al cuerpo de agua. Este modelo se orientó a mostrar las variables hidrológicas intervinientes, sin tener en cuenta la influencia de la escorrentía e infiltración subterránea. Se diferenciaron variables puramente atmosféricas (precipitación y evaporación) y variables intervenidas por el hombre (ingreso de caudales por canales y egreso por bombeo). La ventana de tiempo que se analizó fue de cinco años (2012-2017), con un paso de tiempo mensual.

Área de estudio



El área de estudio comprende la superficie delimitada por la laguna La Picasa, sus canales de ingreso y sus sistemas de bombeo; abarcando las localidades de Laboulaye, Melo, Rosales y Villa Rossi en la provincia de Córdoba, así como las localidades de Rufino, Aarón Castellanos, Amenábar, Lazzarino y Diego de Alvear en la provincia de Santa Fe (Figura 1).

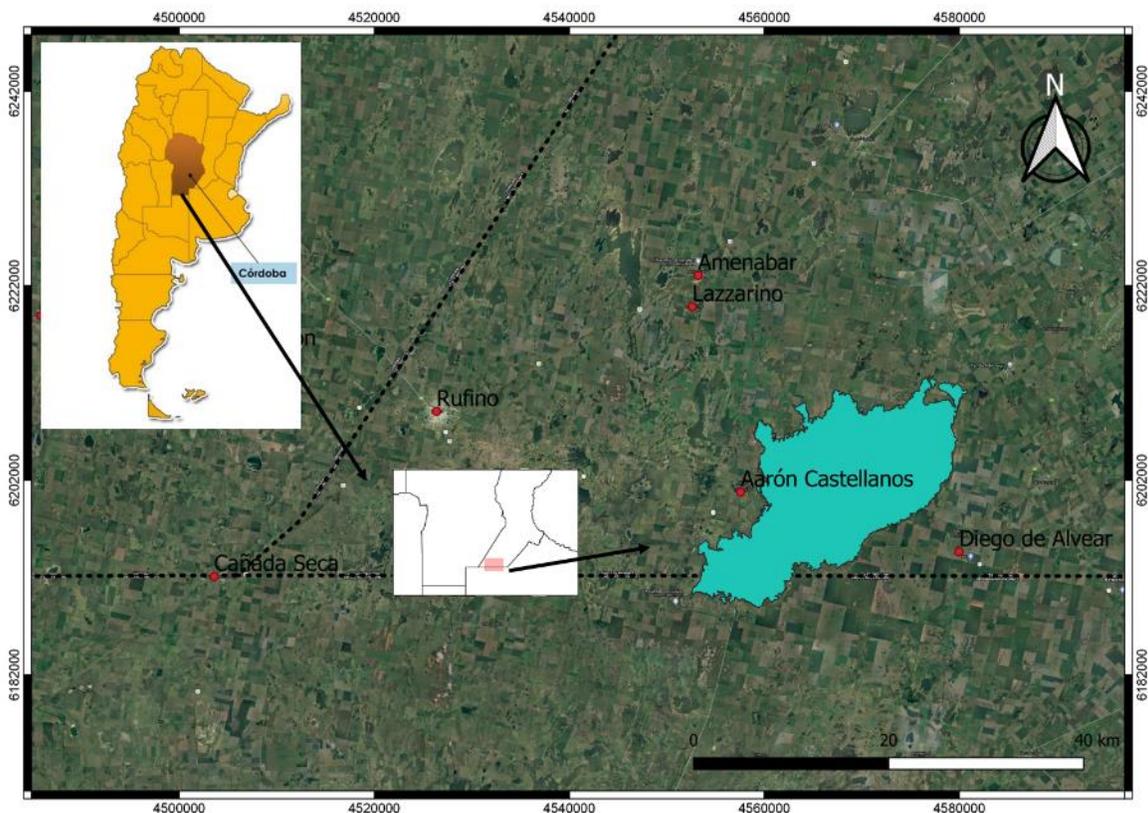


Figura 1. Zona de estudio, laguna La Picasa.

La laguna se ubica en terreno que le corresponde a la provincia de Santa Fe, Argentina, entre las coordenadas $34^{\circ} 22.69'$ - $62^{\circ} 21.8'$ (558525.38 6195727.899 UTM-20) y $34^{\circ} 15.74'$ - $62^{\circ} 9.36'$ (577696.967 6208440.766 UTM-20). Se ubica en un bloque hundido de 20 kilómetros de longitud este-oeste y 10 kilómetros de ancho norte-sur. Bajo condiciones hidrológicas ordinarias ocupa algo más de la mitad del mismo, pero en las últimas décadas se ha desbordado y ocupado más del doble (Iriondo, 2010).

Los niveles de agua y los caudales de ingreso a la laguna se controlan mediante dos estaciones de bombeo: una ubicada al sur (EB Sur) y otra al norte (EB Norte), y un canal de derivación desde el Reservorio N° 7 hacia la cuenca del río Salado en la provincia de Buenos Aires (Figura 2). Por debajo de la cota 105.80 m IGM (Instituto Geográfico Militar), la única vía de descarga significativa de la laguna es la evaporación.

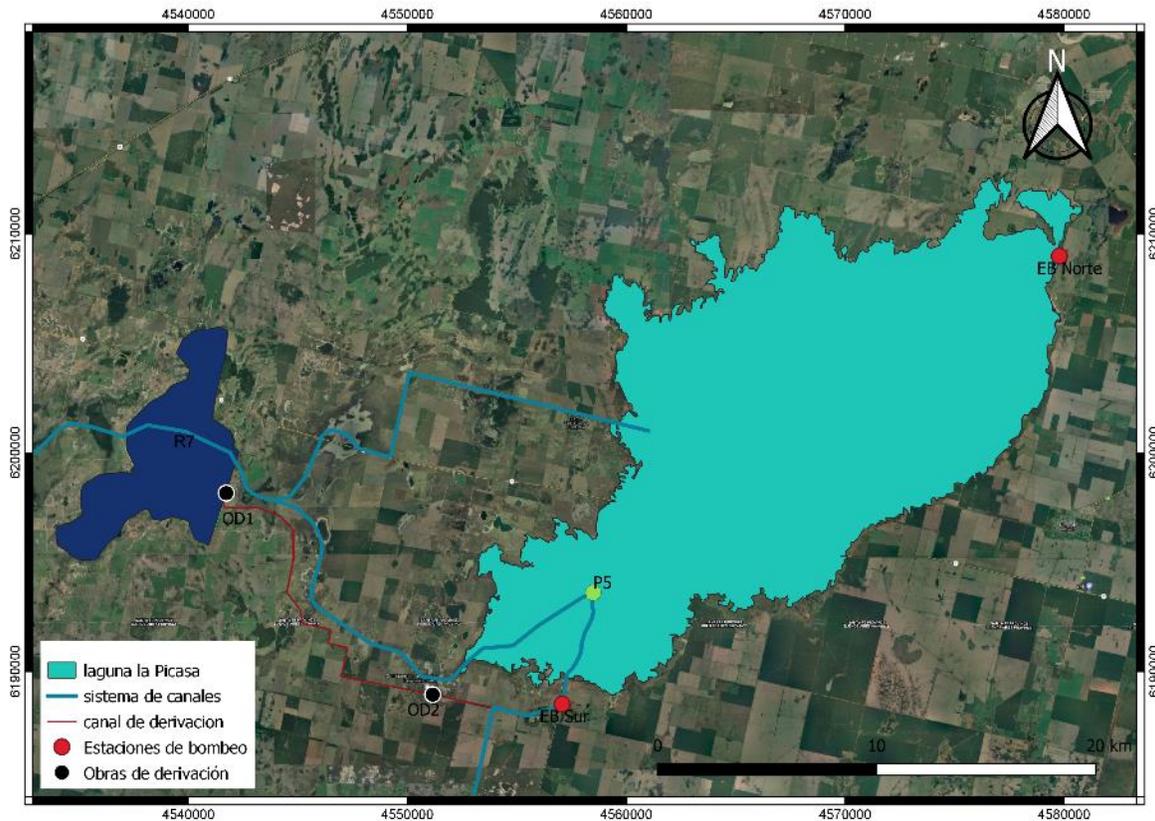


Figura 2. Laguna La Picara, canal derivador y estaciones de bombeo.

Los puntos de control para el análisis de caudales de ingreso fueron la obra de regulación del Reservorio 7-OR7 (último reservorio antes de descargar en la laguna) y dos alcantarillas (A45-A35) ubicadas luego de la OR7. Se analizaron los caudales aforados y se consideraron el mayor de los valores.

La estación de bombeo sur deriva el caudal bombeado a otras lagunas en la provincia de Buenos Aires a través de canalizaciones y

sistemas lagunares, mientras que la estación de bombeo norte deriva las aguas bombeadas hacia el norte en la provincia de Santa Fe. Ambas estaciones están compuestas de cinco bombas de 1 m³/s de capacidad y 6 m de altura de carga, lo que permite evacuar un caudal máximo de 5 m³/s.

El canal derivador comienza en el interior de la laguna de regulación 7 y conduce los escurrimientos hacia la cuenca del río Salado, en la provincia de Buenos Aires. Además, existe una segunda obra de derivación (OD2), cuyo objeto es realizar un segundo control del caudal.

Materiales y métodos

Levantamiento batimétrico y modelo digital de elevación

El modelo digital de elevación es una representación numérica de la superficie topográfica de la tierra, que puede ser procesada para reproducir digitalmente sus propiedades geométricas y relaciones



espaciales, dividiendo el territorio en celdas de un determinado tamaño que se agrupan en forma de grilla ordenada.

El MDE de la laguna La Picasa se definió con base en la batimetría obtenida de tareas de campaña para cotas inferiores a los 98.5 msnm; la batimetría antecedente del INA (levantamiento batimétrico, marzo 2007) para cotas superiores a los 98.55 msnm; las imágenes de satélites vinculadas con lecturas de escala, y la curva de nivel correspondiente a la cota de agua que se obtuvo en tareas de campo. El sistema de coordenadas de trabajo utilizado fue UTM 20 Sur con DATUM WGS-84.

La batimetría obtenida de las tareas de campaña se definió comparando las cotas de fondo conseguidas con los distintos instrumentos. Las mediciones en campo se realizaron en dos campañas durante los meses de abril y mayo de 2018. Se utilizó Ecosonda SOUTH SDE-28S, sistema de posicionamiento geográfico con extensión en tiempo real (GPS-RTX) y dos perfiladores de corriente acústica Doppler (por sus siglas en inglés, ADCP) M9 desarrollados por la firma YSI/Sontek, provistos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba y por la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Santa Fe (Figura 3). Los datos crudos se depuraron filtrando valores atípicos.



Figura 3. Instrumental. Izquierda: equipo GPS y ecosonda sumergida; derecha: ADCP Sontek M9.

Las mediciones con ecosonda incluyeron alturas elipsoidales, profundidades de agua y cota de fondo; mientras que las mediciones con ADCP-M9 incluyeron altitudes del GPS propio del instrumento, profundidades de agua y cota de fondo. Las alturas elipsoidales se transformaron en alturas ortométricas, referidas al Sistema de Referencia Vertical Nacional 2016, mediante la herramienta web "GEOIDE-Ar16". Dicha herramienta se basa en el marco de referencia geodésico nacional POSGAR07. Esta transformación se lleva adelante debido a que todas las coordenadas y alturas que se miden sobre la superficie terrestre con respecto al nivel del mar están referidas a un modelo matemático que se adapta a la forma de la Tierra denominado *geoide*.

Las fluctuaciones registradas por el oleaje (altitudes del GPS propio del ADCP M9) se consideran que fueron eliminadas durante el levantamiento batimétrico debido a la extensión de la laguna y porque la información recopilada en formato matricial con pixeles de 50 x 50 m fue el promedio de los puntos que se incluyen en él. Se llevó adelante el análisis de la estadística descriptiva, donde se observó que los desvíos estaban en el orden de los 5 y 6 centímetros, y en el caso más desfavorable se observó un rango de 60 centímetros, siendo éste la diferencia entre el valor máximo y mínimo relevado en toda la campaña (Tabla 1).

Tabla 1. Media, desvío, coeficiente de variación máximo, mínimo y rango de las series analizadas.

| | Campaña 1 - 18/04/2018 | Campaña 1 - 19/04/2018 | Campaña 2 - 8/05/2018 |
|---------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| Media | 104.47 | 104.49 | 104.75 |
| Desvío | 0.05 | 0.06 | 0.06 |
| COV | 0.0005 | 0.0006 | 0.0005 |
| Máximo | 104.67 | 104.82 | 105.09 |
| Mínimo | 104.23 | 104.22 | 104.54 |
| Rango | 0.44 | 0.60 | 0.55 |

El nivel de agua (*Surface Water Level, SWL*) para cada campaña se obtuvo del promedio de las alturas ortométricas; las cotas de fondo de la laguna se obtuvieron con base en el nivel de agua SWL, alturas ortométricas, profundidades del agua y fluctuaciones debidas al oleaje. Se compararon los resultados de las cotas de fondo obtenidas con distintos instrumentos y luego se eligieron como base de comparación los resultados de uno de ellos.

Modelo de balance hídrico 0D: balance de masa

El estudio del balance hídrico 0D se basa en la aplicación del principio de conservación de masas, también conocido como ecuación de continuidad, donde la cantidad de agua que circula por el ciclo hidrológico se relaciona entre sí, y donde debe existir un equilibrio entre entradas y salidas. Se establece que para cualquier volumen arbitrario y durante cualquier periodo de tiempo la diferencia entre la entrada y salida estará condicionada por la variación del volumen de agua almacenada.

Las entradas de agua hacen referencia a la precipitación en forma de lluvia y aguas superficiales; mientras que las salidas incluyen evaporación y escorrentías superficiales. La evaporación se definió en términos de

evapotranspiración potencial, a partir del método de Thornthwaite (Figura 4). Los procesos de infiltración y flujo subterráneo se asumieron como variables no significativas respecto al resto de variables intervinientes, por lo cual no se contemplaron en el balance.

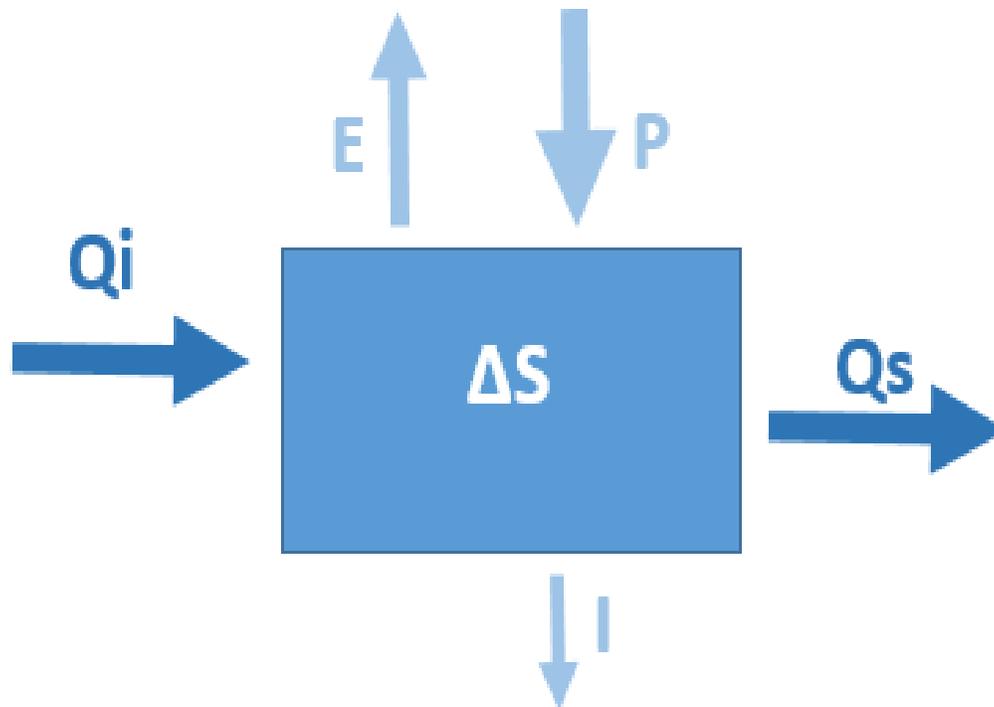


Figura 4. Esquema general de balance de masa.

La ecuación del balance hídrico, en su forma más general, se representa por la siguiente ecuación:

$$\Delta V / \Delta T = (Q_i - Q_s) + AL(P - E) \quad (1)$$

Donde ΔV es la variación de volumen de la laguna (L); ΔT , el intervalo de tiempo; Q_i , los caudales de entrada aportados por los tributarios del sistema y Q_s los caudales de salida; AL , el área de la laguna; P , la precipitación media areal sobre la laguna, y E es evaporación.

En términos de volumen se representa:

$$\Delta S = Q_i \cdot \Delta t + AL \cdot (P - E) - Q_s \cdot \Delta t \quad (2)$$

Donde ΔS : almacenamiento.

Por lo tanto, el modelo consistió en un balance entre agua que entra y agua que sale del sistema por unidad de tiempo, desarrollado a partir de una combinación de variables **naturales** (entrada de agua por precipitaciones y salida de agua por evapotranspiración potencial-ETP) y **antrópicas** (entrada de agua por canales y salida de agua mediante estaciones de bombeo y canales de derivación). A su vez, dichas variables se encontraron sujetas a errores de medida o estimación que se tuvieron en cuenta mediante un coeficiente de ajuste (μ).

El coeficiente de ajuste, que se aplica a la diferencia de los volúmenes ingresados por canales y los bombeados, se obtuvo buscando el menor error entre los volúmenes estimados y medidos:

$$V_{est} = A(P - Ev) + Coef(V_i - V_b) \quad (3)$$

Donde V_{est} es el volumen estimado; A , el área de la laguna variable con el nivel; P , la precipitación; Ev , la evaporación; V_i , el volumen de ingreso por canales; V_b , el volumen bombeado, y $Coef$ es el coeficiente de ajuste por incertidumbres.

La variable precipitación se obtuvo del inventario de estaciones, donde se analizó cantidad y calidad de datos, y aquellas que se encontraban más próximas a la laguna. A su vez, se aplicó el método de polígono de Thiessen para determinar la precipitación media.

La variable evapotranspiración se definió con base en el método de Thornthwaite (Aparicio-Mijares, 1989), ETP observadas y mapas de isolíneas de ETP propuestos por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) (Rubí-Bianchi & Cravero-Silvia, 2010).

El análisis de variables naturales muestra pequeñas diferencias (precipitaciones y evapotranspiración) (Figura 5a); mientras que el análisis de variables antrópicas brinda diferencias significativas, siendo los caudales de ingresos superiores, a veces superando 10 veces los

caudales de bombeo (Figura 5b). Por lo tanto, fue de gran importancia conocer los caudales de ingreso y de salida.

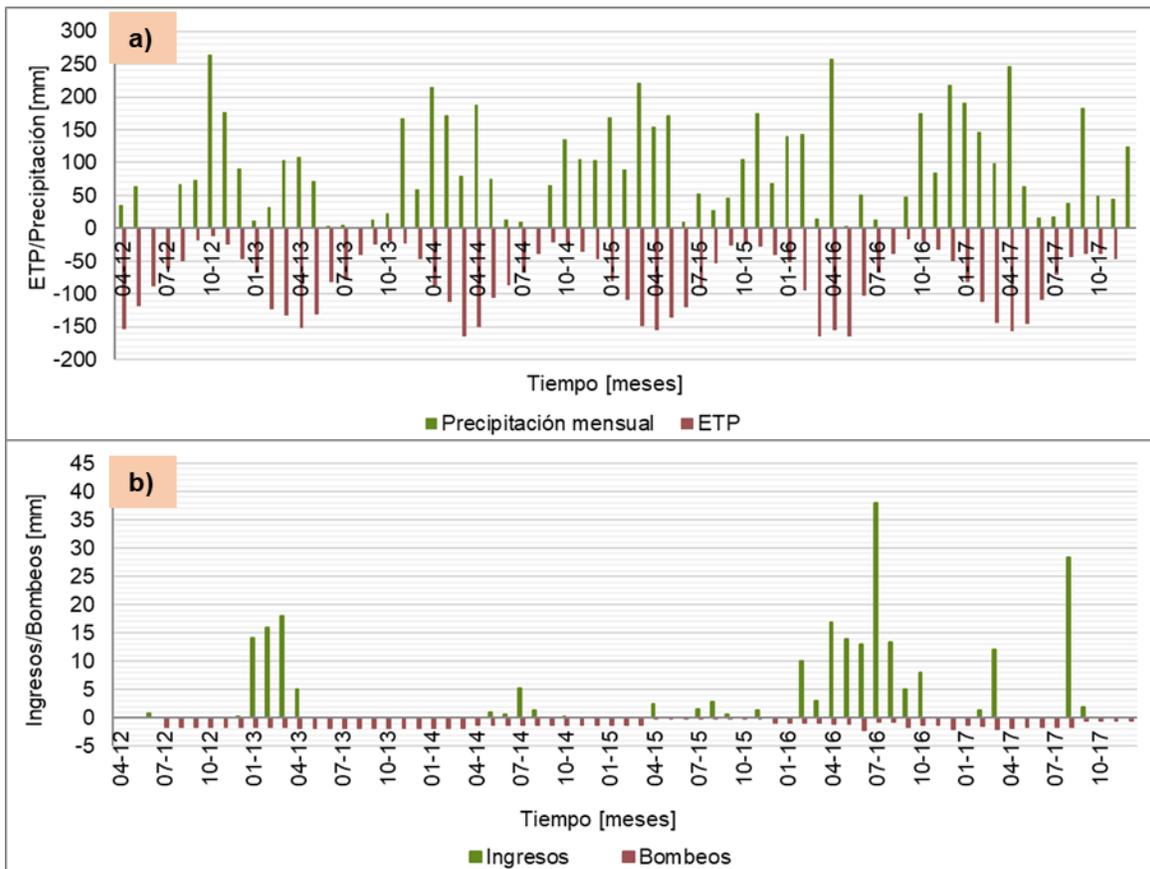


Figura 5. a) Comparación en mm de variables naturales: precipitación y ETP; b) comparación en mm de variables antrópicas: caudales de ingreso y caudales erogados.

El análisis en conjunto de variables naturales y antrópicas dio como resultado un incremento del volumen almacenado en la laguna (ingresos: 59 %, egresos: 41 %), que se tradujo en un aumento del nivel del agua (**iError! No se encuentra el origen de la referencia.**).

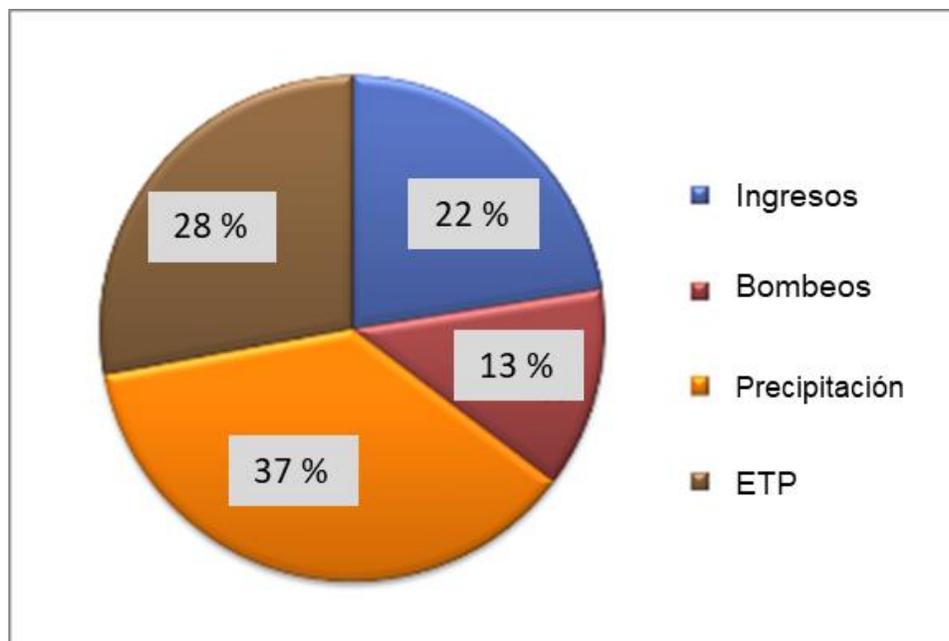


Figura 6. Porcentaje de aporte de cada variable al balance hídrico.

El modelo se calibró mediante la optimización del parámetro nivel de agua comparando los valores obtenidos del modelo con la base de datos suministrada por la Subsecretaría de Recursos Hídricos (2017) y Villauría (2003).

Resultados y discusión

Modelo digital de elevación

Los resultados del MDE de la laguna La Picasa comprendieron dos etapas. Primero se definió el MDE con base en las tareas de campañas para cotas inferiores a 98.5 msnm, la batimetría existente del INA, relevada en marzo de 2007 para cotas superiores a 98.5 msnm e imágenes satelitales. Luego se definió un MDE considerando sólo la batimetría desarrollada por INA en el mes de marzo de 2007 para cotas inferiores de 98.5 msnm. Al encontrarse solapamientos entre ambos MDE, se corrigió mediante una resta algebraica entre los valores de pixeles de la siguiente manera:

$$MDE_{resta} = MDE_{INA} - MDE_{UNC} \quad (4)$$

Siendo MDE_{resta} el resultado de las restas entre los MDE obtenidos a través de la interpolación lineal de los puntos relevados por el INA

(*MDEINA*) y los relevados por el equipo de la Universidad Nacional de Córdoba (*MDEUNC*).

Las diferencias obtenidas se tomaron de la zona más profunda de la laguna para cotas inferiores a los 98.5 msnm, donde a su vez se han llevado adelante las tareas de campaña. En la Tabla 2 se observa que los valores medios de las diferencias son de 30 cm, con un desvío de 55 cm; valores que resultan aceptables, considerando que se obtuvo una profundidad máxima en la laguna de 6.65 m y una profundidad media de 1.48 m.

Tabla 2. Valores estadísticos de las diferencias.

| Valores (m) | |
|-------------|-------|
| Mínimo | -1.05 |
| Máximo | 2.03 |
| Media | 0.30 |
| Desvío | 0.55 |

Finalmente, mediante el método de Kriging (Williams, 1998) se interpolaron los puntos conseguidos en las tareas de campañas, y los puntos batimétricos levantados por el INA en marzo de 2007. En la Figura 7 se muestran las curvas de niveles obtenidas en la zona de detalle

llevadas a cabo mediante tareas de campaña, y el modelo digital de elevación que representa a la laguna La Picasa.

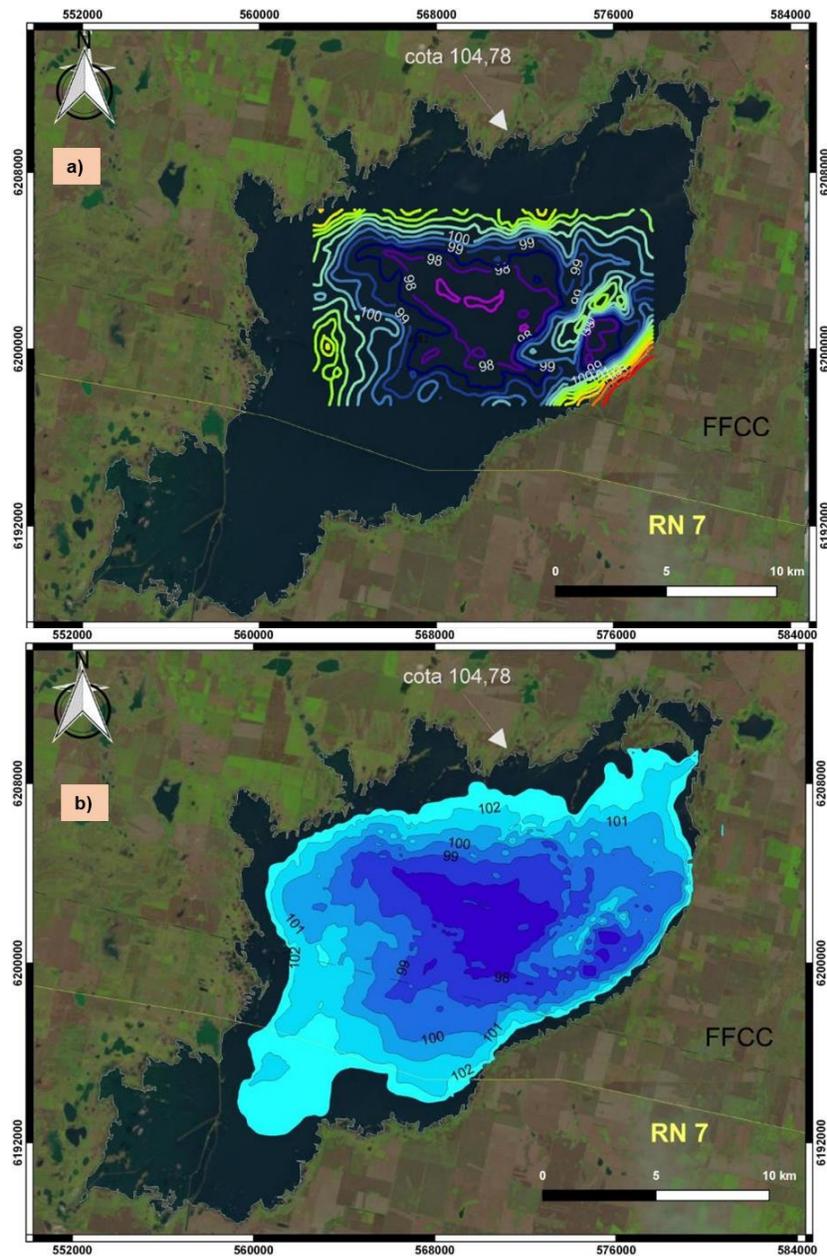


Figura 7. a) Curvas de nivel de la zona relevada en las campañas; b) MDE de la laguna La Picasa.

Curvas cota-área-volumen

Las curvas cota (H)-área (A)-volumen (V) se definieron con base en los resultados de la topobatimetría. Estas curvas describen la capacidad de recepción de la laguna ante eventuales escenarios de aportes que pudieran suceder. Las curvas H-A-V y sus respectivas líneas de tendencia se observan en la Tabla 3 y Figura 8.

Tabla 3. Curva H-A-V para laguna La Picasa.

| H (m) | A (km ²) | V (hm ³) |
|--------|----------------------|----------------------|
| 97.50 | 0.60 | 0.04 |
| 98.00 | 14.78 | 5.09 |
| 98.50 | 28.21 | 17.28 |
| 99.00 | 46.01 | 38.24 |
| 99.50 | 61.24 | 67.04 |
| 100.00 | 80.11 | 108.16 |

| H (m) | A (km ²) | V (hm ³) |
|--------|----------------------|----------------------|
| 100.50 | 98.99 | 155.70 |
| 101.00 | 119.34 | 212.95 |
| 101.50 | 135.47 | 277.84 |
| 102.00 | 156.38 | 352.30 |
| 102.50 | 183.39 | 439.73 |
| 103.00 | 203.23 | 539.78 |
| 103.50 | 217.29 | 646.25 |
| 104.00 | 244.91 | 764.44 |
| 104.50 | 278.52 | 897.52 |
| 104.78 | 299.73 | 978.18 |

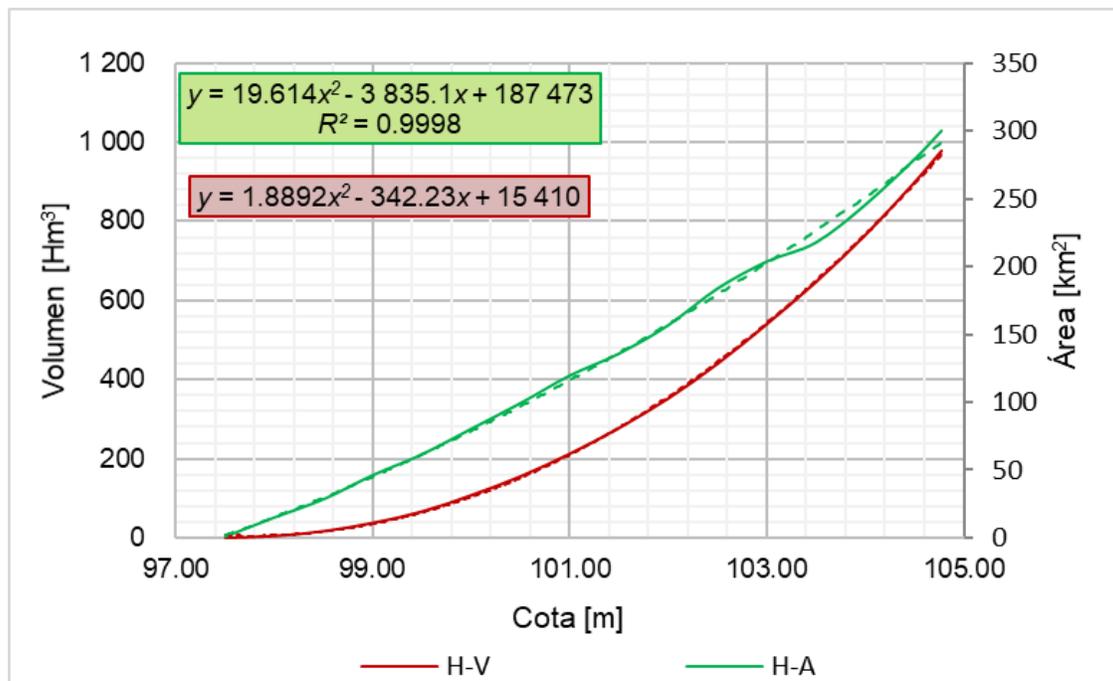


Figura 8. Curva H-A-V para la laguna La Picasa.

Modelo de balance hídrico 0D

Los resultados del balance hídrico para los niveles de agua se observan en la Figura 9, donde se comparan los niveles obtenidos del modelo de balance 0D con los niveles medidos en la laguna. Se observa una subestimación en los niveles obtenidos del modelo con diferencia máxima

de 1.15 m ocurrida en el mes de agosto de 2017. Además, se aprecia un importante incremento en su nivel a partir de julio de 2015, que se encuentra relacionado con un incremento en los escurrimientos superficiales y precipitaciones. También se observan los resultados del balance hídrico para los volúmenes almacenados en la laguna, donde se compararon los volúmenes obtenidos con base en las curvas H-V y volúmenes obtenidos del modelo de balance 0D.

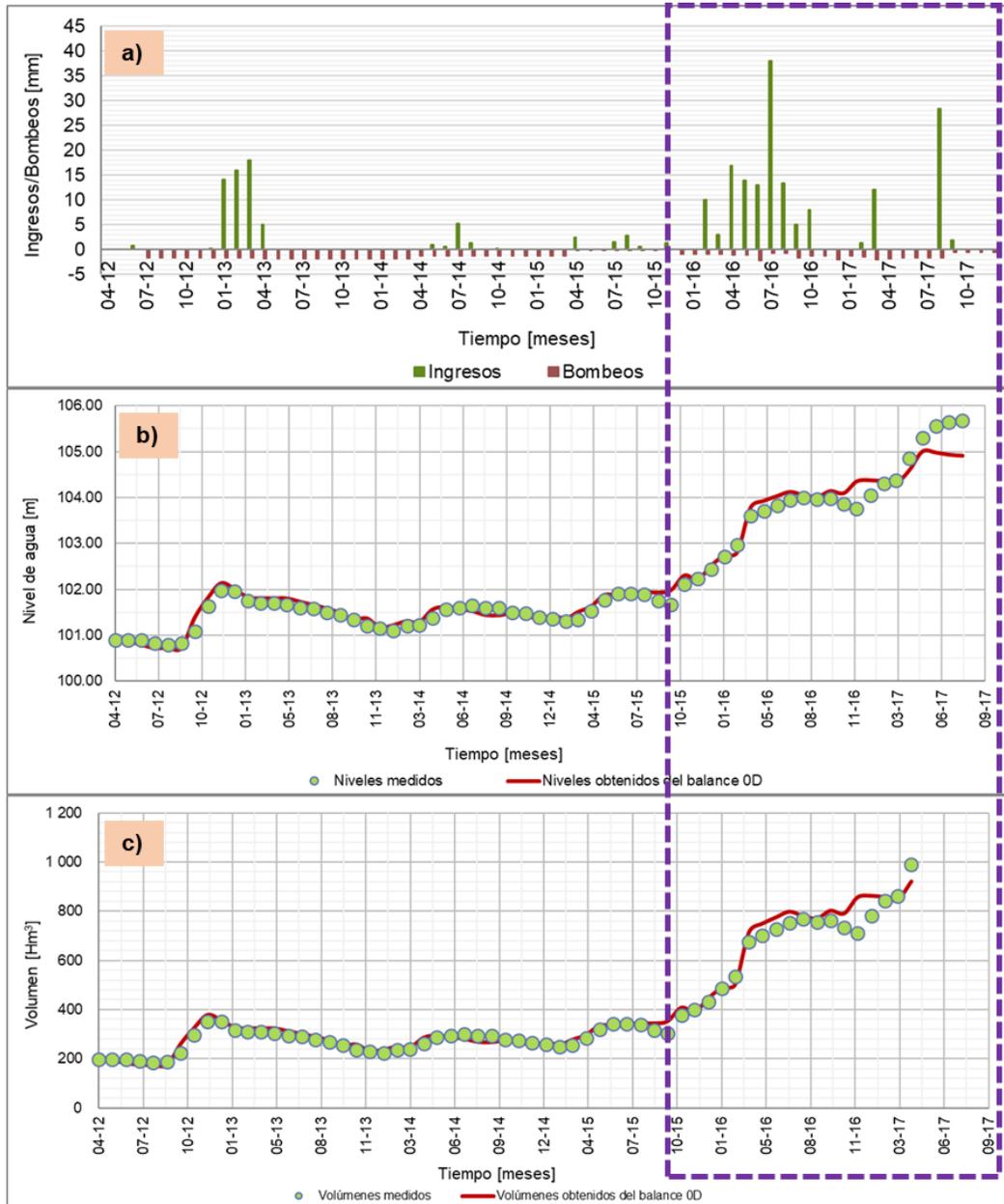


Figura 9. a) Caudales de ingreso y de bombeo medidos sobre la laguna La Picasa; b) comparación entre niveles medidos y estimados para los

distintos escenarios de bombeo – laguna La Picasa; c) comparación entre volúmenes medidos y estimados para los distintos escenarios de bombeo – laguna La Picasa.

El coeficiente de ajuste calculado contempla las incertidumbres de los datos recopilados de aforo (tanto caudales de ingreso como caudales de bombeo), obteniéndose un valor igual a 1.024. La aplicación de este coeficiente permite mostrar un modelo de balance 0D representativo de la situación en la que se encontró la laguna durante el periodo 2012-2017. Además, permite luego poder aplicarlo y validarlo frente a otras situaciones hidrológicas que se presenten.

Conclusiones

Los resultados del balance hídrico 0D se consideran válidos debido a que se observó una diferencia máxima entre niveles medidos y estimados de 1.15 m, que corresponde a un error inferior al 1 %, siendo el nivel medido igual a 105.68 m y el nivel estimado igual a 104.53 m. Por lo tanto, se considera al modelo representativo del periodo de análisis 2012-2017, pues considera al mismo tiempo la aplicación de un coeficiente de ajuste

que tiene en cuenta las incertidumbres generadas en los caudales de aforo.

Sin embargo, es necesario analizar cada uno de los componentes, distinguiendo aquellos que tienen un peso de incidencia más importante o con mayor incertidumbre, como los caudales de entrada y salida. Las variables atmosféricas lograron el equilibrio natural; mientras que los caudales que ingresan juegan un rol determinante en los cambios de nivel de la laguna, que tratan de ser regulados mediante las maniobras de bombeo.

El modelo de balance hídrico aplicado en el cuerpo de la laguna conforma una herramienta útil para la predicción y prospectiva de situaciones hidrológicas que puedan evolucionar en torno a ambientes lagunares, a partir de una visión 0D local. La modelación se efectuó con poca cantidad de datos hidrométricos de aforos y niveles de agua en el sistema, concibiendo inicialmente un balance mensual con resultados con un grado de certeza aceptable para el periodo planteado.

Para lograr resultados más precisos es necesario contar con estaciones emplazadas en el sistema de la laguna, a fin de obtener variables atmosféricas representativas, sobre todo de evaporación; además de tener aforos de caudales continuos en canales, pues el principal problema que surge es la incertidumbre en los caudales tanto de ingreso como de egreso.

Agradecimientos

Los autores agradecen al APRHI y la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba por la financiación de los proyectos correspondientes, y a la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Santa Fe por la colaboración durante los trabajos de campo.

Referencias

Aparicio-Mijares, F. J. (1989). *Fundamentos de hidrología de superficie*. México, DF, México: Editorial Limusa, S.A.

Curletto, L. M. (2014). *Análisis de los datos hidrometeorológicos aplicados al balance hidrológico de los bañados del río Dulce y la laguna Mar Chiquita* (práctica supervisada de Ingeniería Civil). Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Córdoba, Argentina.

INA, Instituto Nacional del Agua. (2018). *Plan director para la gestión integrada y sustentable de los recursos hídricos de la Cuenca "Laguna La Picasa". Informe final preliminar*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional del Agua.

Iriondo, M. (2010). *Geología del Cuaternario en Argentina*. Corrientes, Argentina: Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino-Ediciones Moglia.



- Plencovich, G., Hillman, G., Pagot, M., Pozzi, C., Rodríguez, A., & Caamaño, G. (mayo, 2005). *Actualización del Modelado del Sistema Laguna de Mar Chiquita-Bañados del Río Dulce*. Córdoba. Argentina. XX Congreso Nacional de Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur llevado a cabo en Mendoza. Argentina.
- Rodríguez, A., Pagot, M. R., Hillman, G. D., Pozzi, C. E., Plencovich, G. E., Nelli Camaño, G., & Bucher, E. H. (2006). Modelo de simulación hidrológica. En: Bucher, E. H. (ed.). *Bañados del Río Dulce y laguna de Mar Chiquita (Córdoba, Argentina)*. Córdoba, Argentina: Academia Nacional de Ciencias.
- Rubí-Bianchi, A., & Cravero-Silvia, A. C. (2010). *Atlas climático digital de la República Argentina*. Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro regional Salta Jujuy, estación experimental agropecuaria Salta, programa nacional ecorregiones, proyectos INTA PNECO 1301, Salta, Argentina.
- Sokolov, A. A., & Chapman, T. G. (1981). *Métodos de cálculo del balance hídrico*. Instituto de Hidrología de España, UNESCO, Madrid, España.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos. (2017). *Monitoreo de caudales. Obras internas Cuenca Laguna La Picasa*. Córdoba, Argentina: Subsecretaría de Recursos Hídricos.
- Universidad Nacional del Litoral. (1999). *Informe final. Estudio de diagnóstico área de aportes a la laguna La Picasa (provincia de Santa*

Fe). Santa Fe, Argentina: Convenio Dirección Provincial de Obras Hidráulicas-Universidad Nacional del Litoral.

Villauría, G. (2003). *Monitoreo sistemático de las cuencas laguna La Picasa, el Chañar, mar Chiquita y arroyo Del Medio. Aforos campaña 08/07/2003 al 11/07/2003*. Santa Fe, Argentina: Subsecretaría de Recursos Hídricos,

Williams, C. K. I. (1998). *Prediction with Gaussian Processes: From linear regression to linear prediction and beyond*. Recuperado de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.84.1226&rep=rep1&type=pdf>



DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-03

Articles

Comparative analysis of annual and monthly peak flow tendencies, considering two periods in north-central Chile

Análisis comparativo de la tendencia de los caudales punta anuales y mensuales, para dos periodos en Chile centro-norte

Roberto Pizarro¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6601-3811>

Pablo García-Chevesich², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9668-4560>

Francisco Balocchi³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9171-2382>

Juan Pino⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1506-7174>

Alfredo Ibáñez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9774-5601>

Claudia Sangüesa⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3363-3424>

Carlos Vallejos⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2986-2590>

Romina Mendoza⁸, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3206-8355>

Ben Ingram⁹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4557-4342>

Jonathan O Sharp¹⁰, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2942-1066>



¹Universidad de Talca, Talca, Chile / Cátedra Unesco en Hidrología de Superficie, Universidad de Talca, Talca, Chile, rpizarro@utalca.cl

²Colorado School of Mines, Department of Civil and Environmental Engineering, Denver, Colorado, United States / Unesco, International Hydrological Programme, Paris, France, pchevesich@mines.edu

³Bioforest SA, Coronel, Chile / Water Resources and Energy for Agriculture PhD Program, Water Resources Department, Universidad de Concepción, Chillán, Chile, francisco.balocchi@arauco.com

⁴Dirección de Transferencia Tecnológica, Universidad Tecnológica Metropolitana, Santiago, Chile, juan.pino@utem.cl

⁵Cátedra Unesco en Hidrología de Superficie, Universidad de Talca, Talca, Chile, alfredoibacor@gmail.com

⁶Cátedra Unesco en Hidrología de Superficie, Universidad de Talca, Talca, Chile, claudiasanguesa@gmail.com

⁷Cátedra Unesco en Hidrología de Superficie, Universidad de Talca, Talca, Chile, cvallejoscarrera@gmail.com

⁸Cátedra Unesco en Hidrología de Superficie, Universidad de Talca, Talca, Chile, rmendoza@utalca.cl

⁹Cátedra Unesco en Hidrología de Superficie, Universidad de Talca, Talca, Chile, ingrambr@gmail.com

¹⁰Colorado School of Mines, Department of Civil and Environmental Engineering, Denver, Colorado, United States, jsharp@mines.edu

Corresponding author: Pablo García-Chevesich, pchevesich@mines.edu

Abstract

It is essential to understand long-term trends associated with water resources in arid climates such as Chili's to prepare and predict potential adverse implications of climate change in these already water-stressed regions. Trends in annual peak flows (instantaneous maximum flows) of the Coquimbo Region were studied through the Mann-Kendall statistical test (5 % error), considering the 1984-2014 period and, in a second analysis, extending the series to at least 29 % more (1976-2014). Results indicate that for the annual peak flows, in both periods, all analyzed series showed a tendency to decrease (80 % of them significantly in the 1984-2014 period and 29 % in the 1976-2014 period). In contrast, analysis of monthly peak flows revealed a more nuanced shift where 99 % of the series tended to decrease in the 1984-2014 period, with 46 % being significant. However, in the 1976-2014 period, 74 % of series tended to decrease, but only 12 % were significant. This decline in negative and significant trends after incorporating years before 1984 suggests that these situations have occurred previously. Finally, this variation in the

significance level when considering different time lengths would evidence a cyclic process that influences the behavior of peak flows.

Keywords: Peak flows trends, Mann-Kendall, climate variability.

Resumen

El recurso agua es limitado en la zona norte de Chile por tratarse de una zona árida, de ahí la importancia de estudiar si en ellas se están verificando cambios hidrológicos que pudiesen alertar sobre un incremento de tal situación. Para ello, se estudiaron las tendencias de los caudales punta (caudal máximo instantáneo) de la Región de Coquimbo, a través de la prueba estadística de Mann-Kendall (5 % error) en el periodo 1984-2014 (periodo reciente) y en un segundo periodo extendido (1976-2014). Los resultados indican que para los caudales punta anuales en ambos periodos todas las series presentan tendencia a disminuir, pero un 80 % lo hace significativamente en el periodo 1984-2014, y un 29 % en el periodo extendido. En tanto, para los caudales punta mensuales, en el periodo 1984-2014, un 99.2 % de las series manifiesta una tendencia a disminuir, donde 45.8 % lo hace de forma significativa. Sin embargo, en el periodo extendido, un 73.8 % de series presenta tendencia a disminuir, pero sólo 11.9 % lo hace de manera significativa. Este fenómeno de la baja en las tendencias negativas y significativas al incorporar años anteriores a 1984 demostraría que dichas situaciones se han producido anteriormente. Por último, esta variación en el nivel de

significancia al considerar diferentes longitudes temporales estaría evidenciando un proceso cíclico que influencia el comportamiento de los caudales punta.

Palabras clave: tendencias de los caudales punta, Mann-Kendall, variabilidad climática.

Received: 05/02/2020

Accepted: 04/07/2021

Introduction

Chile is located in a region of high climatic variability, which heightens concerns about the impacts of climate change on the availability, reliability, and use of water resources (Ivanova & Corredor, 2006). Hydrological variables such as rainfall and streamflow provide a direct long-term dataset that can be used to understand local impacts from broader temporal and spatial climatic influences (Whitaker, Younes, Beckers, & Toews, 2002; Waylen & Woo, 2008).



Rosenblüth, Fuenzalida, and Aceituno (1997); Carrasco, Casassa, and Quintana (2005), and Carrasco, Osorio, and Casassa (2008) analyzed the behavior of the 0°C isotherm in Chile, finding that it has risen in elevation due to a significant increase in temperature. As a result, historically snowpack dominated elevations may have shifted upward, resulting in increased surface runoff, flood events downstream, and less snowpack-associated storage in the Andes. To query if this holds true in the arid region of Chile, we would expect to see a negative trend in the production of peak flows due to a minor contribution from melting. As a result, peak flows have presented some trends on an annual and/or monthly scale in recent decades.

An area of hydrological interest to be studied in Chile is its arid portion, which is a sensitive area in terms of climate variability or change due to the fact that it is in a borderline situation for water availability. This is the case in Chile's Coquimbo Region, which presents an average annual rainfall of between 20 and 300 mm (Favier, Falvey, Rabatel, Praderio, & López, 2009), with storms occurring during the winter months and a prolonged dry season of more than eight months (Pizarro-Araya, Cepeda-Pizarro, Barriga, & Bodini, 2009; BCN, n.d.). Like most of Chile's territory, this region shows a very important orographic zone that corresponds to the Andes mountain range, with peaks exceeding 6,000 m.a.s.l. In this zone, transversal valleys connect the area with the Pacific Ocean combined with a decrease in the hydrographic network of more than 5,000 m in less than 100 km of horizontal route. Summer snowmelt

in the Andes Mountain range is the main water supply for the region. This area is significant for mining, agricultural, and touristic development (FAO, 2014). In recent years, this region has suffered a severe mega-drought, which has limited its water supply and brought its reservoirs to historically low levels (CR2, 2015).

Pellicciotti, Burlando, and Van Vliet (2007) studied peak flow behavior in five sub-basins belonging to the Aconcagua River basin (semi-arid zone of Chile), finding a significant decrease in water production between the studied years (1972-2002), even though rainfall did not show a significant decrease for the same period. Rubio-Álvarez and McPhee (2010), on the other hand, described the temporal behavior of flows in south-central Chile (semi-arid and humid climate), documenting negative trends. In turn, Boisier *et al.* (2018) analyzed the behavior of flows and precipitation between latitudes 30°S and 48°S. There were negative linear trends for both variables over the period of 1960-2016. While these studies support water scarcity within the country, the analyzes do not consider variations in different length periods that can skew interpretation and results.

According to Valdés-Pineda *et al.* (2014), the average water availability in Chile is 53 953 m³/hab-year, and the world's availability is only 6 600 m³/hab-year. The Coquimbo region, however, has a water availability of 1 020 m³/hab-year. In other words, this is an arid zone in which the availability of water is one-sixth that of the world average. As indicated previously, snow reserves in the high Andes are the dominant

source of water (Favier *et al.*, 2009); therefore, peak flows are a function of snow accumulation during winter months and subsequent melting. Hence peak flows in the arid zones of Chile provide a mechanism to query how climate variability and change may influence water resources.

The objective of this study was to analyze peak flow trends within the region with a focus on annual and monthly patterns in natural river basins. We can better understand long-term patterns and variability by comparing trends across different periods.

Material and methods

Study area

The study covered the Coquimbo Region of Chile (between 29°20'S and 32°15'S), located in the north-central portion of the country (Figure 1). The territory is divided into three administrative provinces defined by the watersheds which make up the river basins of the region's three main rivers. The river headwaters originate in the Andes and flow into the Pacific Ocean. These basins are the Elqui river (9,826 km²), Limarí river

(11,927 km²), and Choapa river (8,239 km²). From these basins, ten sub-basins with fluviometric records in natural regimes were selected (Table 1).

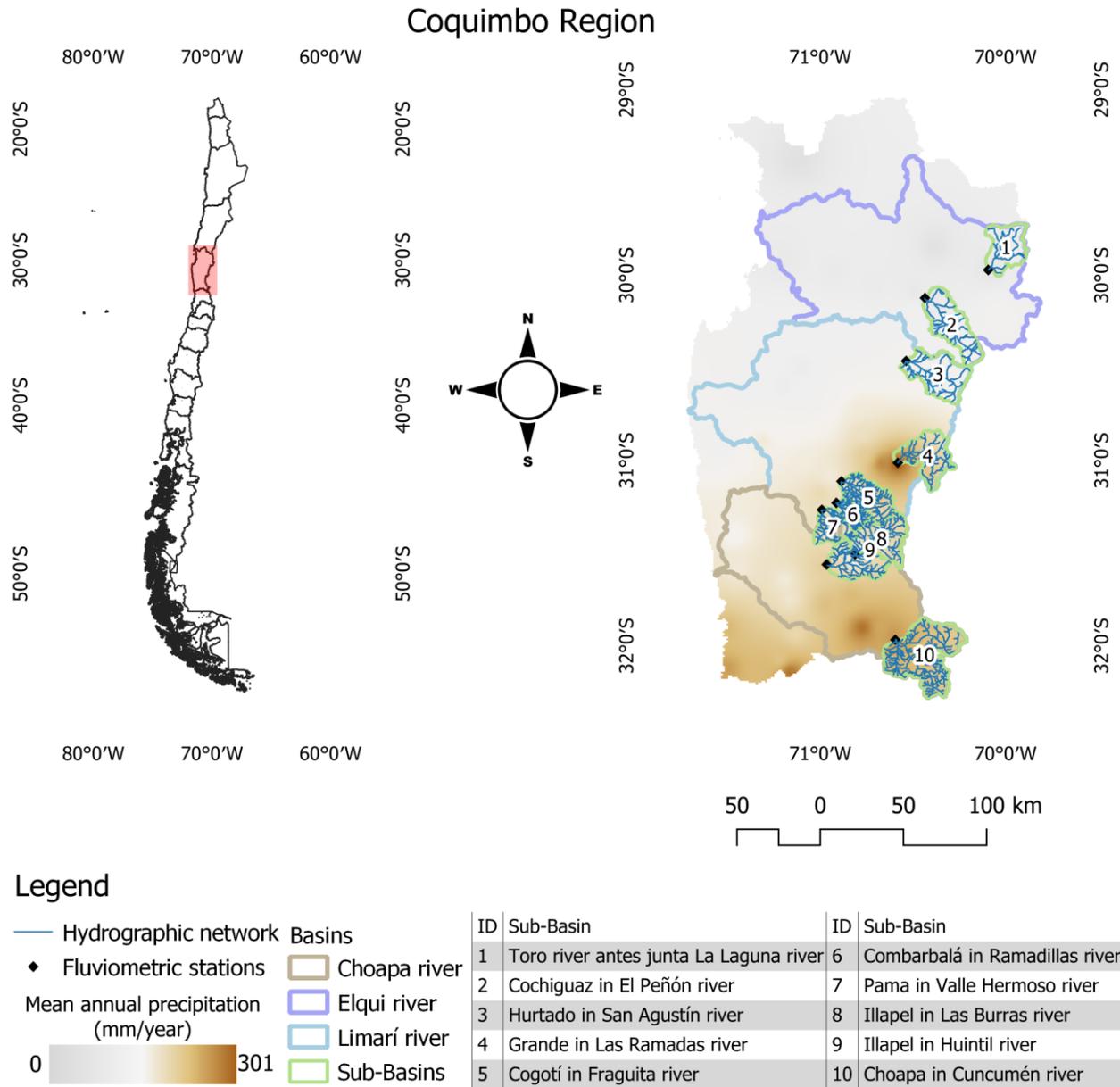


Figure 1. Location and annual precipitation of the study area.

Table 1. Morphometric parameters and analyzed period for each studied watershed.

| ID | Area (km ²) | Perimeter (km) | Watershed | Kc | Re | Available period |
|----|-------------------------|----------------|---|------|------|------------------|
| 1 | 479 | 111 | Toro river before junta La Laguna river | 1.42 | 4.19 | 1984-2014 |
| 2 | 659 | 139 | Cochiguaz in El Peñón river | 1.52 | 5.13 | 1984-2014 |
| 3 | 666 | 131 | Hurtado in San Agustín river | 1.42 | 4.20 | 1963-2014 |
| 4 | 565 | 130 | Grande in Las Ramadas river | 1.53 | 5.29 | 1969-2014 |
| 5 | 485 | 103 | Cogotí in Fraguita river | 1.31 | 3.15 | 1972-2014 |
| 6 | 185 | 65 | Combarbalá in Ramadillas river | 1.34 | 3.42 | 1976-2014 |
| 7 | 305 | 80 | Pama in Valle Hermoso river | 1.28 | 2.90 | 1984-2014 |
| 8 | 569 | 127 | Illapel in Las Burras river | 1.49 | 4.88 | 1962-2014 |
| 9 | 1 035 | 160 | Illapel in Huintil river | 1.39 | 3.93 | 1968-2014 |
| 10 | 1 115 | 192 | Choapa in Cuncumén river | 1.61 | 6.10 | 1965-2014 |

Kc: Gravelius index; Re: Equivalent rectangle.

Fluviometric information

The necessary information was provided by the Water General Directorate (DGA), a government institution belonging to the Chilean Ministry of Public Works (MOP). Information from fluviometric stations that presented at least 25 years of data, between the years 1984 and 2014, in watersheds under natural regimes was used, i.e., watersheds that did not have hydraulic works (e.g., dams) that resulted in changes in the natural production of water, a fact that determined a decrease in the possibilities of obtaining valid information for the study.

We used information on monthly peak flows (or instantaneous maximum flows, the highest flow rate recorded in a given month) and maximum annual peak flows. Similarly, it was decided not to complete missing data to avoid biases in the analyzes (Pizarro *et al.*, 2009).

Mann-Kendall tendency analysis



The non-parametric Mann-Kendall trend analysis, with a significance level of 5 % ($z \pm 1.96$), was used (Liu *et al.*, 2012; Sharif, Archer, Fowler, & Forsythe, 2013). This is one of the most common tests to detect trends and is widely utilized in hydrological sciences (Méndez, Návar, De Jesús, & González, 2008). The main reason for applying this test to other parametric techniques lies in being the one indicated for distributions that do not present statistical normality (Mann, 1945; Kendall, 1975; Hamed, 2008; Song *et al.*, 2015).

Fluviometric peak flow data from 10 watersheds were then analyzed at annual and monthly levels. Subsequently, a trend analysis was carried out, extending the series by at least nine years (29 % of the series) and reducing the analysis to seven basins. This extended period begins between 1962 and 1976, depending on the available information from each basin (Table 1).

The Mann-Kendall test validates a possible null hypothesis of no trend (H_0) when the Z statistic exceeds the defined threshold (± 1.96). On the contrary, if the Z statistic does not exceed the threshold, then the null hypothesis H_0 is rejected, and the presence of a significant trend is validated.

The analysis was carried out for each station's annual and monthly peak flow series. Additionally, the method considers the calculation of the S statistic and its variance (Equation (1)), which are obtained from

Equation (2), where q is the number of related groups and t_p the number of data in the p^{th} group:

$$VAR(S) = \frac{1}{18} [n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^q t_p(t_p-1)(2t_p+5)] \quad (1)$$

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sign}(x_j - x_k) \quad (2)$$

Where the function $\text{sign}(x_j - x_k)$ will assume a value of 1 if $x_j - x_k > 0$; a value of 0 if $x_j - x_k = 0$; and a value of -1 if $x_j - x_k < 0$. Besides, x_j and x_k are consecutive values from the studied variable. Finally, values from Equation (1) and Equation (2) are used to calculate the statistical test Z , as shown below (Equation (3)):

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{VAR(S)}} ; \text{if } S > 0 \\ 0 ; \text{if } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{VAR(S)}} ; \text{if } S < 0 \end{cases} \quad (3)$$

In addition, the magnitude of the exchange rate was calculated through the Sen slope. This technique is not parametric and, therefore, is a reliable test to analyze flow data (Ali, Kuriqi, Abubaker, & Kisi, 2019). This estimator is calculated as follows:

$$\text{Sen slope} = \text{median}\left(\frac{x_j - x_k}{j - k}\right) \quad (4)$$

Where x_j and x_k are the variable values in years j and k , respectively.

The presence of a statistically significant trend is evaluated using the Z value (Equation (3)). A positive or negative value of Z indicates a positive or negative data trend, respectively. The Z statistic has a normal distribution with a level of significance α . H_0 is rejected if the absolute value of Z is greater than $Z_{1-(\alpha/2)}$, where $Z_{1-(\alpha/2)}$ is obtained from the established tables of the normal accumulated distribution.

Results and discussion

Annual peak-flows



Results from the analysis of annual peak flow trends in the Coquimbo Region (Table 2) indicate that out of 10 stations, all of them show a tendency to decrease (negative z-value). Of these, 8 (80 %) have a significant tendency ($z \pm 1.96$). Additionally, and given that 7 out of the ten stations had longer data series (at least 39 years), the same Mann-Kendall statistical test was performed for the extended period to compare results with the most recent series (1984-2014), visualizing if there are significant differences in the behavior of peak-flows. When visualizing the extended series, only the basins corresponding to Combarbalá and Cogotí rivers maintain a negative and significant tendency in annual peak flows, reducing the number of basins with a significant tendency from 80 to 29 %. Likewise, the Sen slope shows a behavior similar to that of the Mann-Kendall test; that is, the values obtained from 1984 to 2014 show a greater decrease than that of the analysis of the complete series.

Table 2. Statistical values obtained by the Mann-Kendall test (Z-value and p -value), Sen slope, and length of the data series (n) were analyzed (in years) for the two periods under study.

| ID | Station | Regular period | | | | Extended period | | | |
|----|---|----------------|-----------|---------|----|-----------------|-----------|---------|-----|
| | | Z | Sen slope | p-value | n | Z | Sen slope | p-value | n |
| 1 | Toro river before junta La Laguna river | -1.78 | -0.04 | 0.07 | 29 | --- | --- | --- | --- |

| | | | | | | | | | |
|----|--------------------------------|-------|-------|------|----|-------|-------|------|-----|
| 2 | Cochiguaz in El Peñón river | -2.23 | -0.18 | 0.03 | 29 | --- | --- | --- | --- |
| 3 | Hurtado in San Agustín river | -2.69 | -0.23 | 0.01 | 31 | -1.21 | -0.06 | 0.23 | 52 |
| 4 | Grande in Las Ramadas river | -2.65 | -0.49 | 0.01 | 31 | -0.97 | -0.12 | 0.33 | 46 |
| 5 | Cogotí in Fraguita river | -2.58 | -0.40 | 0.01 | 31 | -2.24 | -0.25 | 0.03 | 43 |
| 6 | Combarbalá in Ramadillas river | -2.52 | -0.17 | 0.01 | 31 | -2.64 | -0.13 | 0.01 | 39 |
| 7 | Pama in Valle Hermoso river | -1.96 | -0.13 | 0.05 | 28 | --- | --- | --- | --- |
| 8 | Illapel in Las Burras river | -3.09 | -0.60 | 0.00 | 31 | -1.40 | -0.06 | 0.16 | 53 |
| 9 | Illapel in Huintil river | -2.04 | -0.44 | 0.04 | 31 | -0.68 | -0.07 | 0.5 | 41 |
| 10 | Choapa in Cuncumén river | -2.41 | -1.70 | 0.02 | 31 | -1.22 | -0.48 | 0.22 | 50 |

Iroumé and Palacios (2013) applied the Mann-Kendall test to annual flows from three basins in south-central Chile (Bío-Bío Region), evaluating two time periods: One for calibration (1962-1992) and the study period (1962-2005), finding that the Z values in the calibration period are usually greater than values from the entire period when Z value is positive. Likewise, they determined that Z values from the calibration period are

lower than those from the complete data series when the Z value is negative. This research corroborates this situation within the framework of maximum annual flows.

Martínez, Fernández, and Rubio (2012) analyzed the trends of monthly average flows from eight sub-basins feeding the Aconcagua River (Valparaíso Region, central Chile) for the 1960-2000 period, finding parity between positive and negative trends. Furthermore, this research found that the maximum and minimum flows of the Aconcagua basin vary depending on the ENSO phenomenon, increasing in the warm phase, and decreasing in the cold phase. Although this study did not correlate the flows with the phases of the ENSO phenomenon, Masiokas *et al.* (2019) found that the flows in this area are explained by up to 45 % of ENSO. Based on the above, it is expected that they respond in a similar way to those of Aconcagua.

Monthly peak flows

About the series of monthly peak flows for the 1984-2014 period, in general, there is a negative tendency in the maximum flows (Table 3), given that of the 120 series (combination of 10 stations for 12 months)

analyzed, 119 (99.2 %) have negative trends and, of these, approximately half denote statistical significance (45.8 %, equivalent to 55 series). On the other hand, only one series is positive, but not significantly.

Table 3. Several stations with positive and negative peak flow trends (monthly analysis), for the regular period (column a) and the extended period (column b), after the application of the Mann-Kendall test.

| Month | Total positive | | Total negative | | Total positive and significant | | Total negative and significant | |
|-----------|----------------|-----------|----------------|-----------|--------------------------------|---------|--------------------------------|-----------|
| | a | b | a | b | a | b | a | b |
| January | 0 (0 %) | 2 (2.4 %) | 10 (8.3 %) | 4 (4.8 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 4 (3.3 %) | 1 (1.2 %) |
| February | 0 (0 %) | 1 (1.2 %) | 10 (8.3 %) | 6 (7.1 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 6 (5.0 %) | 1 (1.2 %) |
| March | 0 (0 %) | 3 (3.6 %) | 10 (8.3 %) | 4 (4.8 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 7 (5.8 %) | 1 (1.2 %) |
| April | 0 (0 %) | 3 (3.6 %) | 10 (8.3 %) | 4 (4.8 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 6 (5.0 %) | 1 (1.2 %) |
| May | 0 (0 %) | 2 (2.4 %) | 10 (8.3 %) | 5 (6.0 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 5 (4.2 %) | 1 (1.2 %) |
| June | 0 (0 %) | 3 (3.6 %) | 10 (8.3 %) | 4 (4.8 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 1 (0.8 %) | 0 (0 %) |
| July | 0 (0 %) | 1 (1.2 %) | 10 (8.3 %) | 6 (7.1 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 6 (5.0 %) | 1 (1.2 %) |
| August | 0 (0 %) | 2 (2.4 %) | 10 (8.3 %) | 5 (6.0 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 5 (4.2 %) | 1 (1.2 %) |
| September | 0 (0 %) | 1 (1.2 %) | 10 (8.3 %) | 6 (7.1 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 4 (3.3 %) | 0 (0 %) |
| October | 1 (0.8 %) | 1 (1.2 %) | 9 (7.5 %) | 6 (7.1 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 3 (2.8 %) | 1 (1.2 %) |
| November | 0 (0 %) | 1 (1.2 %) | 10 (8.3 %) | 6 (7.1 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 3 (2.8 %) | 0 (0 %) |

| | | | | | | | | |
|--------------|----------------------------|---------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------------|------------------------------|
| December | 0 (0 %) | 1 (1.2 %) | 10 (8.3 %) | 6 (7.1 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 5 (4.2 %) | 2 (2.4 %) |
| Total | 1 (0.8 %) | 21 (25%) | 119 (99.2 %) | 62 (73.8 %) | 0 (0 %) | 0 (0 %) | 55 (45.8 %) | 10 (11.9 %) |

Considering the above, it is possible to appreciate that February, March, April, and July are the ones with the largest number of negative and significant series, reaching seven significant series in March, followed by February, April, and July with six significant series (Table 3).

In terms of the monthly peak flows series in the extended period (Table 3), negative trends are generally observed (although in smaller numbers than in the 1984-2014 period), given that out of the 84 series (combination of 7 stations and 12 months) analyzed with Mann-Kendall, 62 (73.8 %) presented negative trends. It is important to note that the negative and significant trends decreased from 45.8 % in 1984-2014 to 11.9 % in the extended period. This variation in the significance level when considering different time lengths would evidence a cyclic process that would alter peak flow behaviors. This cyclic pattern could be explained by the Pacific Decadal Oscillation (Núñez, Rovera, Oyarzún, & Arumí, 2013; Valdés-Pineda, Cañón, & Valdés, 2017), which would manifestly influence the hydrological behavior of the rivers in this portion of the country.

These results differ from those obtained by Pizarro, Cabrera, Morales, and Flores (2011), who compared the amounts of monthly average flows associated with a return period of 50 years in two basins

from the Metropolitan Region (central Chile) for the 1963-1976, 1963-1986, 1963-1996, and 1963-2006 periods, finding a positive relationship between the temporal length and the amount associated with a 50-year return period. This discordance in the results can be explained on the basis that the number of adjustments (4) made in the comparison done by Pizarro *et al.* (2011) does not allow for verifying the dispersion of the data.

The results achieved in this study, and those observed in similar studies, define the presence of different results depending on the lengths of the data series that are counted and worked on. This fact is quite important when using this information to prepare and apply public policies or when trying to infer the behavior of certain watersheds in climatic terms because the differences obtained can be substantial, and it is always necessary to have the greatest amount of available information.

Conclusions

The trends found are mostly negative, both on an annual and monthly basis, although most are not significant.



Most of the basins (80 %) showed a significant negative trend at the annual level from 1984-2014. However, these are reduced to 29 % when incorporating the extended period.

At the monthly level, and considering the 1984-2014 period, it is observed that 99.2 % of the series shows a negative trend; of these, 45.8% are significant. However, when incorporating the extended period, a situation similar to that from the annual series occurs, given that the significant negative trends decrease from 45.8 to 11.9 %. When information prior to 1984 is incorporated into the trend analysis, a reduction in significant negative trends is observed, which denotes that these events have occurred previously.

Finally, it is concluded that the oscillation of the Z values from the studied basins, when segmenting the time series, makes it relevant to continue doing this research.

References

- Ali, R., Kuriqi, A., Abubaker, S., & Kisi, O. (2019). Long-term trends and seasonality detection of the observed flow in Yangtze River using Mann-Kendall and Sen's innovative trend method. *Water*, 11, 1855. DOI: 10.3390/w11091855
- BCN, Biblioteca del Congreso Nacional. (n.d.). *Clima y vegetación. Región de Coquimbo*. Recovered from <http://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region4/clima.htm>



- Boisier, J., Alvarez-Garretón, C., Cordero, R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R.,..., & Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6(1). DOI: 10.1525/elementa.328
- Carrasco, J., Casassa, G., & Quintana, J. (2005). Changes of the 0 °C isotherm and the equilibrium line altitude in central Chile during the last quarter of the 20th century. *Hydrological Sciences Journal*, 50(6), 933-948. DOI:10.1623/hysj.2005.50.6.933
- Carrasco, J., Osorio, R., & Casassa, G. (2008). Secular trend of the equilibrium-line altitude on the western side of the southern Andes, derived from radiosonde and surface observations. *Journal of Glaciology*, 54(186), 538-550. DOI:10.3189/002214308785837002
- CR2, Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia. (2015). *Informe a La Nación. La megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro*. Recovered from <http://www.cr2.cl/wp-content/uploads/2015/11/informe-megasequia-cr21.pdf>
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2014). *Cordillera de Los Andes, una oportunidad para la integración y desarrollo de América del Sur*. Santiago, Chile: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recovered from <http://www.fao.org/3/a-i3854.pdf>

- Favier, V., Falvey, M., Rabatel, A., Praderio, E., & López, D. (2009). Interpreting discrepancies between discharge and precipitation in high-altitude area of Chile's Norte Chico region (26-32°S). *Water Resources Research*, 45, W02424. DOI: 10.1029/2008WR006802
- Hamed, K. (2008). Trend detection in hydrologic data: The Mann-Kendall trend test under the scaling hypothesis. *Journal of Hydrology*, 349, 350-363. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.11.009
- Iroumé, A., & Palacios, H. (2013). Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean climate, Chile. *Journal of Hydrology*, 505, 113-125. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.09.031
- Ivanova, Y., & Corredor, J. (2006). Evaluación de la sensibilidad de los caudales máximos de diseño ante la influencia del cambio climático. *Avances en Recursos Hidráulicos*, (13), 89-98. Recovered from <http://revistas.unal.edu.co/index.php/arh/article/view/9341/9984>
- Kendall, M. G. (1975). *Kendall rank correlation methods*. London, UK: Griffin.
- Liu, L., Hong, Y., Hocker, J., Shafer, M., Carter, L., Gourley, J., Bednarczyk, C., Yong, B., & Adhikari, P. (2012). Analyzing projected changes and trends of temperature and precipitation in the southern USA from 16 downscaled global climate models. *Theoretical and Applied Climatology*, 109, 345-360. DOI:10.1007/s00704-011-0567-9

- Mann, H. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrika*, 13(3), 245-259.
- Martínez, C., Fernández, A., & Rubio, P. (2012). Caudales y variabilidad climática en una cuenca de latitudes medias en Sudamérica: río Aconcagua, Chile central (33° S). *Asociación de Geógrafos Españoles*, (58), 227-248. Recovered from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3886867>
- Masiokas, M., Cara, L., Villalba, R., Pitte, P., Luckman, B., Toum, E., Christie, C., Le Quesne, C., & Mauget, S. (2019). Streamflow variations across the Andes (18°-55° S) during the instrumental era. *Scientific Reports*, 9, 17879. DOI: 10.1038/s41598-019-53981-x
- Méndez, J., Návar, C., De Jesús, J., & González, V. (2008). Análisis de tendencias de precipitación (1920-2004) en México. *Investigaciones Geográficas*, (65), 38-55. Recovered from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112008000100004
- Núñez, J., Rovera, D., Oyarzún, E., & Arumí, J. (2013). Influence of Pacific Ocean multidecadal variability on the distributional properties of hydrological variables in north-central Chile. *Journal of Hydrology*, 501, 227-240. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.07.035
- Pellicciotti, F., Burlando, P., & Van Vliet, K. (2007). Recent trends in precipitation and streamflow in the Aconcagua River Basin, central

- Chile. In: *IAHS. Glacier mass balance changes and meltwater discharge* (pp. 17-38). Oxford, UK: International Association of Hydrological Sciences.
- Pizarro-Araya, J., Cepeda-Pizarro, J., Barriga, J., & Bodini, A. (2009). Biological vulnerability in the Elqui Valley (Coquimbo Region, Chile) to economically important arthropods. *Ciencia e Investigación Agraria*, 36, 215-228. DOI: 10.4067/S0718-16202009000200006
- Pizarro, R., Cabrera, C., Morales, C., & Flores, J. (2011). Variación temporal de las precipitaciones y caudales en la cuenca del Maipo, y la potencial influencia glaciaria en la producción de agua (1963-2006). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(3), 5-19. Recovered from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222011000300001
- Pizarro, R., Ausensi, P., León, L., Aravena, D., Sangüesa, C., & Balocchi, F. (2009). Evaluación de métodos hidrológicos para la completación de datos faltantes de precipitación en estaciones de la región del Maule, Chile. *Aqua-LAC*, 1, 172-184. Recovered from http://unesdoc.unesco.org/Ulis/cgi-bin/ulis.pl?catno=185073&set=005A3C5EF5_1_54&gp=1&lin=1&ll=1
- Rosenblüth, B., Fuenzalida, H., & Aceituno, P. (1997). Recent temperature variations in southern South America. *International Journal of Climatology*, 17, 67-85. DOI:10.1002/(SICI)1097-0088(199701)17:1<67::AID-JOC120>3.0.CO;2-G/full

- Rubio-Álvarez, E., & McPhee, J. (2010). Patterns of spatial and temporal variability in streamflow records in south-central Chile in the period 1952-2003. *Water Resources Research*, 46(5). DOI: 10.1029/2009WR007982, 2010
- Sharif, M., Archer, D., Fowler, H., & Forsythe, N. (2013). Trends in timing and magnitude of flow in the Upper Indus Basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 1503-1516. DOI: 10.5194/hess-17-1503-2013
- Song, X., Song, S., Sun, W., Mu, X., Wang, S., Li, J., & Li, Y. (2015). Recent changes in extreme precipitation and drought over the Songhua River Basin, China, during 1960-2013. *Atmospheric Research*, 157, 137-152. DOI: 10.1016/j.atmosres.2015.01.022
- Valdés-Pineda, R., Cañón, J., & Valdés, J. (2017). Multi-decadal 40- to 60-year cycles of precipitation variability in Chile (South America) and their relationship to the AMO and PDO signals. *Journal of Hydrology*. 556, 1153-1170. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.01.031
- Valdés-Pineda, R., Pizarro, R., García-Chevesich, P., Valdés, J., Olivares, C., Vera, M.,..., & Helwig, B. (2014). Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *Journal of Hydrology*, 519, 2538-2567. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.04.016
- Waylen, P., & Woo, M. (2008). Prediction of annual floods generated by mixed processes. *Water Resources Research*, 18(4), 1283-1286. DOI: 10.1029/WR018i004p01283

Whitaker, A., Younes, A., Beckers, J., & Toews, D. (2002). Evaluating peak flow sensitivity to clear-cutting in different elevation bands of a snowmelt-dominated mountainous catchment. *Water Resources Research*, 38(9). DOI:10.1029/2001WR000514

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-04

Articles

Estimation of chlorophyll-a in urban lakes using drones Estimación de clorofila-a en lagos urbanos mediante el uso de drones

Myrna Nevárez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0325-2900>

Mario Sigala², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7501-9206>

¹Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México,
mcnevarez@uach.mx

²Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México,
mario.alberto.sigala@gmail.com

Corresponding author: Myrna Nevárez, mcnevarez@uach.mx

Abstract

Urban lakes provide significant ecological and societal benefits, but they are compromised by anthropogenic activities when there are insufficient protection and monitoring programs. Several problems affect these water bodies, and eutrophication is one of the more significant issues. One of the indicators to estimate eutrophication is the chlorophyll-a



concentration in water (Chl-a), determined by analytical methods using fluorophotometry, spectrophotometry, and high-performance liquid chromatography (HPLC). In recent decades remote sensing of Chl-a in water bodies used satellite and airborne-based sensors. Still, those systems are inadequate for monitoring most urban lakes due to spatial and spectral resolution limitations, problems in modeling atmospheric corrections, and issues related to the removal of effects of other components in the water column. The methodology presented here estimated Chl-a content sensing sun-induced fluorescence (SIF) at the Fraunhofer line H_a (656.3 nm) and correlated the results to the concentrations reported by an external laboratory using fluorophotometry methods. The system used in this investigation has a georeferenced imaging system, an optical narrow-band filter (NBF), and a drone. The results of this investigation indicated that sensing at the H_a Fraunhofer line and a simple linear regression estimated better content of Chl-a in water compared to other studies measuring SIF at different Fraunhofer lines.

Keywords: Chlorophyll-a, drone, remote sensing, eutrophication.

Resumen

Los lagos urbanos brindan importantes beneficios ecológicos y sociales, pero se ven comprometidos por las actividades antrópicas cuando los programas de protección y monitoreo son insuficientes. Varios problemas afectan a estos cuerpos de agua, siendo la eutrofización uno



de los más importantes. Uno de los indicadores para estimar la eutrofización es la concentración de clorofila-a en agua (Chl-a), determinada por métodos analíticos utilizando fluorofotometría, espectrofotometría y cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). En las últimas décadas, la detección remota de Chl-a en cuerpos de agua empleó sensores satelitales y aéreos, pero tales sistemas son inadecuados para monitorear la mayoría de los lagos urbanos debido a limitaciones en la resolución espacial y espectral, además de presentar problemas tanto en el modelado de correcciones atmosféricas como con la eliminación de los efectos de otros componentes en la columna de agua. La metodología aquí presentada estimó el contenido de Chl-a que detecta la fluorescencia inducida por el Sol (SIF) en la línea Fraunhofer H_a (656.3 nm) y correlacionó los resultados con las concentraciones informadas por un laboratorio externo usando métodos de fluorofotometría. El sistema aplicado en esta investigación cuenta con un sistema de imágenes georreferenciadas, un filtro óptico de banda estrecha (NBF) y un dron. Los resultados de la investigación indicaron que con la detección de SIF en la línea de Fraunhofer H_a y una regresión lineal simple se estimó mejor contenido de Chl-a en el agua, comparado con otros estudios que emplearon otras líneas de Fraunhofer.

Palabras clave: clorofila-a, dron, detección remota, eutrofización.

Received: 11/08/2020

Accepted: 11/06/2021



Introduction

Small lakes provide important ecological services, as they play roles in the water cycle, nutrient cycles, and climate regulation and are an adequate habitat for biodiversity. They also act as reservoirs for agricultural activities, fishery products, and areas for leisure and recreational activities (Wondie, 2018) and increase the land value and wellness of residents (Natarajan, Hagare, & Maheshwari, 2018). When combined with the inadequate management of urban lakes, anthropogenic activities negatively impact their ecosystem services (Chen *et al.*, 2017). Urban lakes are strongly affected by developmental activities (Henny & Meutia, 2014) and are being eutrophicated, which requires complicated, long-term, and expensive environmental recovery (Vásquez & De-Rezende, 2018). The degradation of lake ecosystems is often aggravated by limited monitoring and diagnostic programs (Khorasani, Kerachian, & Malakpour-Estalakia, 2018). Therefore, we must develop effective methods of managing such ecosystems (Zhang *et al.*, 2018) and establish periodic monitoring programs for their preservation and sustainability (Plisnier, Nshombo, Mgana, & Ntakimazi,

2018). Studies have reported that chlorophyll-a (Chl-a) is a good indicator of eutrophication in lakes and oceans (EPA, 2000). Methods for measuring Chl-a have been established by the Environmental Protection Agency (EPA) of the USA, as follows: Method 445.0 - In-vitro determination of chlorophyll-a and pheophytin-a in marine and freshwater algae by fluorescence (Arar & Collins, 1997); Method 446.0 - In-vitro determination of chlorophylls a, b, c1 + c2 and pheo-pigments in marine and freshwater algae by visible spectrophotometry (Arar, 1997a); Method 447.0 - Determination of chlorophylls a and b and the identification of other pigments of interest in marine and freshwater algae using high-performance liquid chromatography with visible wavelength detection (Arar, 1997b).

Remote sensing using different algorithms for determining the Chl-a content has gained popularity (Bhagowati & Ahamad, 2019), and several authors have modeled eutrophication from nutrient loads with empirical and satellite imagery-derived models (Vinçon-Leite & Casenave, 2019), and conducted spatial and temporal monitoring (Dörnhöfer & Oppelt, 2016). However, several problems with these methods have been reported, such as atmospheric correction (Zheng & DiGiacomo, 2017; Majozzi, Salama, Bernard, Harper, & Habte, 2014), atmospheric re-absorption of fluorescence (Meroni *et al.*, 2009), potential inaccuracies due to the low angle of incidence of sunlight during several months of the year (Harvey, Kratzer, & Phillipson, 2015), inadequate spatial resolution for small water bodies (Qi, Hu, Duan, Cannizzaro, & Ma, 2014), chlorophyll re-absorbing effects (Gitelson,

Buschmann, & Lichtenthaler, 1998), and saturation of reflectance (Gitelson, Buschmann, & Lichtenthaler, 1999).

Satellite sensors frequently used for estimating Chl-a include the Landsat series, with a spatial resolution of 30 m (NASA, 2018); MERIS, with a spatial resolution of 300 m (ESA, 2011); MODIS, with a spatial resolution of 1000 m; VIIRS, with a spatial resolution of 375-750 m (SPORT, 2018); and SeaWiFS, with a spatial resolution of 4 km (OceanColor, 2018).

Vegetation absorbs different wavelengths of incident sunlight energy by photosynthetic pigments (chlorophylls, carotenoids, and phycobilins), which are then used in photosynthesis. However, some incident energy is not used, and the remaining energy is either transformed into heat or re-irradiated as fluorescence (Rost, 1996). When pigments are extracted in solvents, fluorescence and absorption spectra exhibit a red shift changing their peaks by nearly 20nm depending on the solvent used. It has been previously reported that Chl-a extracted in ethyl alcohol shows an absorption peak at 662nm (Fabrowska, Messyasz, Walkowiak, Szyling, & Leska, 2017; Aguirre-Gomez, Weeks, & Boxal, 2001) while in-vivo has been reported close to 680 nm (Zucchelli *et al.*, 2002; Aguirre-Gomez *et al.*, 2001).

Certain wavelengths of incident sunlight are absent or significantly attenuated (Fraunhofer lines) as they are absorbed by the sun's chromatosphere or the Earth's atmosphere. Therefore, incident light and its reflections of those wavelengths are also expected to be attenuated.

Vegetation fluorescence can then be detected at those precise wavelengths with a higher signal-to-noise ratio (SNR). Fraunhofer lines have been used to passively measure the sun-induced fluorescence (SIF) from vegetation (Plascyk & Gabriel, 1975), and, using the same principles, Moya *et al.* (2004) proposed a new remote sensing device (Moya *et al.*, 2004).

The Fraunhofer line produced by terrestrial oxygen absorption at 686.7 nm is often used to measure SIF, as the Chl-a fluorescence peaks are located at approximately 685 nm. However, this line is also very close to the Chl-a absorption peak at 680 nm, which can cause undesirable effects, such as nonlinear fluorescence emission and self-absorption, at higher concentrations of Chl-a. Fraunhofer lines produced by terrestrial oxygen/water vapor absorption in the far-red band (720-730 nm) have also been previously used to measure SIF, as there is no re-absorption effect band. However, the sensitivity of image sensors at those wavelengths (5-20 %) is lower than their sensitivity to the red band (60-80 %), and commercial-grade image sensor/lens systems typically cut those wavelengths using a built-in infrared cut filter (Gitelson *et al.*, 1998).

This study explores the detection of SIF at the H_α Fraunhofer line located at 656.3 nm, where the re-absorption effect is less significant, and the sensitivity of image sensors is still high. The objectives of this investigation were to: determine the feasibility of a narrow-band optical filter (NBF) coupled with an image sensor for estimating the Chl-a concentration; establish a method to determine the best regression

model for obtaining images of Chl-a, and provide methods for monitoring and managing small lakes.

Materials and methods

Materials

Two types of digital cameras were used for image acquisition: Zenmuse X3 and Zenmuse X5, which were mounted on a Matrice 600 drone. These devices were all from the brand DJI. The cameras were coupled/decoupled with an NBF with a central wavelength of approximately 656.3 nm to acquire the narrow-band imagery and RGB, respectively.

The Camera Zenmuse X3 (part #FC350H) contained a Sony complementary metal-oxide-semiconductor (CMOS) ExmorR color image sensor (IMX377), which achieves excellent image noise reduction using the Sony pixel backlight technology and correlated double sampling (CDS). The sensor size is 6.17 x 4.55 mm with a resolution of

4000×3000. The camera lens system has a field of view of 94°, and the camera has a fixed aperture of f/2.8 and a focus distance of 20 mm.

The camera Zenmuse X5 contained a Sony CMOS Exmor color image sensor (IMX159), which had a 17.3/13.0 mm size with 16.0M effective pixels. A DJI MFT 15-mm camera lens system was used, with three aspherical elements and a field of view of 72°. This camera has a variable aperture from f/1.7 to f/16, an ISO range of 100-25600, an electronic shutter speed of 8-1/8 000 s, a maximum image size of 4 608 × 3 456, and a focus distance of 30 mm.

The relative spectral sensitivities of the DJI X3 and X5 image sensors are shown in Figure 1.

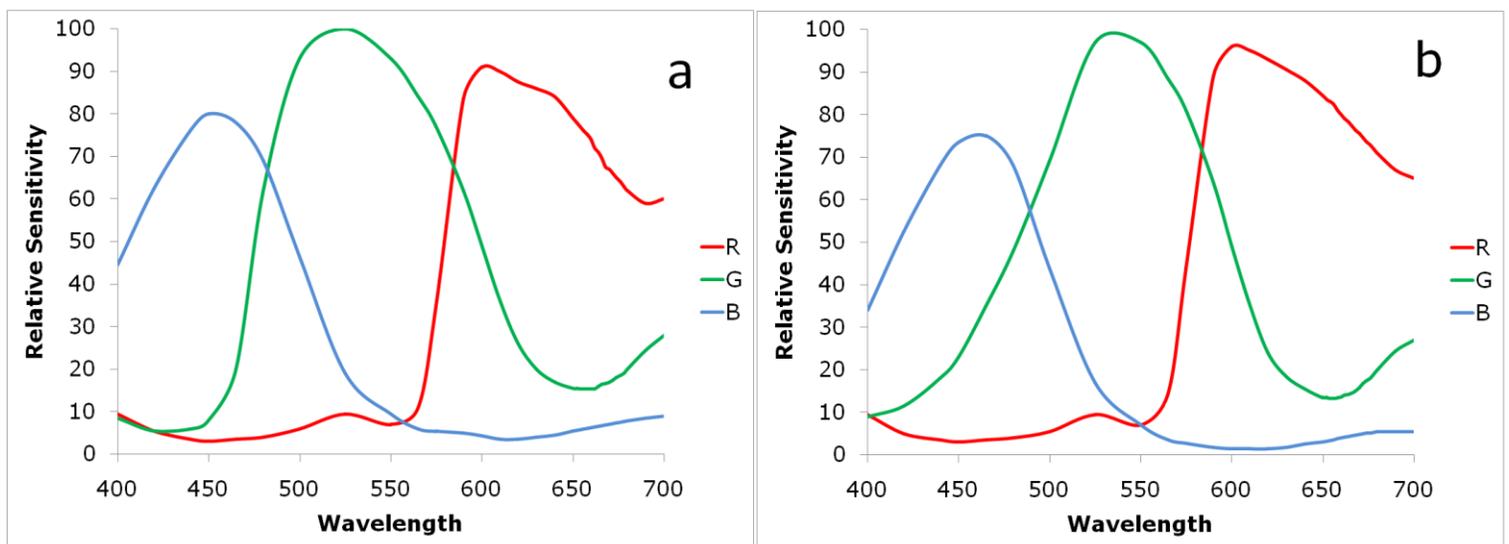


Figure 1. Relative spectral sensitivity: a) image sensor on DJI X3; b) image sensor on DJI X5.

The Narrow-band filter (NBF) used in this study was a two-cavity high-transmittance filter manufactured by Andover inc., which reported a center wavelength of 660.99 nm, full width at half maximum of 9.74 nm, and a transmission peak of 82.06 %. This filter meets the requirements of quality grade 80-50 listed in MIL-PRF-13830B.

The spectral transmittance chart of the filter is shown in Figure 2a, and spectral responses for cameras X3 and X5 when coupled with this filter are shown in Figure 2b and 2c, respectively. Only the red-band information was usable when the cameras were coupled with this filter.

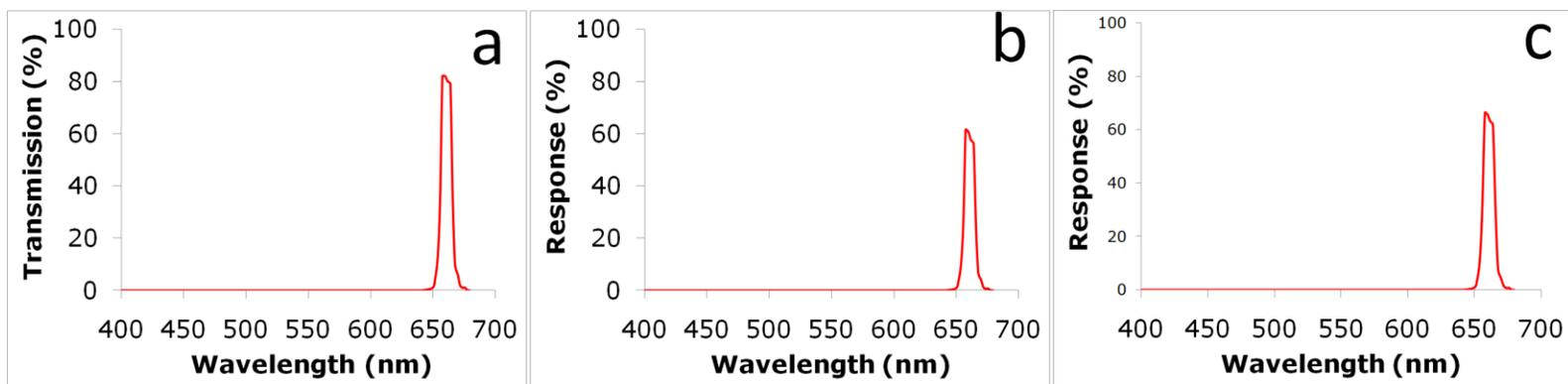


Figure 2. a) Transmission data reported by the filter manufacturer and the filter's expected response in the red band on b) X3 and c) X5.

Methods

The study was conducted in the El Rejón Reservoir in Chihuahua City, Mexico. The reservoir was divided into two sections (A and B), and 10 points numbered from P1-P10 were distributed throughout the reservoir for sample collection to determine the Chl-a concentration in the laboratory determination (Figure 3).

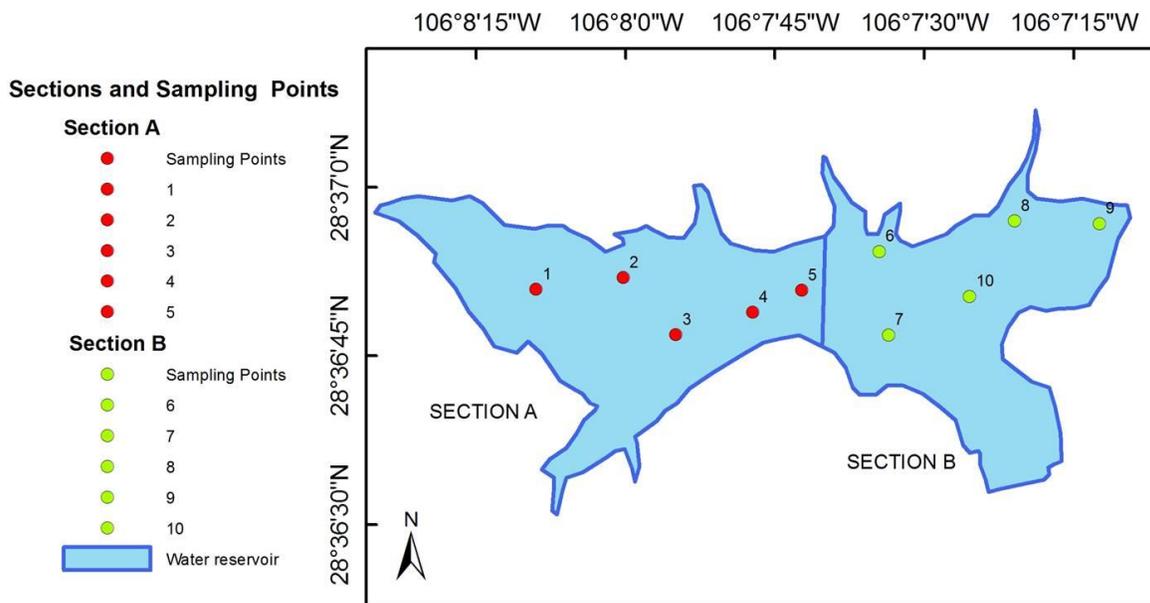


Figure 3. El Rejón reservoir study area and the distribution of sampling points. The map was created using the ArcGIS® software by Esri.

The images were acquired within the same hour, at approximately 08:30, 60 m above the water surface under clear sky conditions and 20 °C. The ISO and fixed exposure times were 100 and 1/80 or 1/5000 s for capturing the 660 nm and RGB images, respectively. The raw file type was selected (DNG) to prevent information loss by compression artifacts. Automatic GPS waypoints flights secured the spatial repeatability of images acquired between sessions at a fixed altitude and orientation with automatic camera shooting. All relevant information was embedded in the metadata of the images.

Water samples were collected from the photic zone on August 1⁹th, 2018, following the methods described in EPA (2000) and Method 445.0 and laboratory indications (Arar & Collins, 1997). The samples were transported in dark bottles to prevent exposure to light and stored in ice immediately after collection. Approximately 250 ml of each water sample was vacuum-filtered within 4 hours of collection through Whatman 934-AH glass microfiber filters with a diameter of 47 mm. The vacuum conditions never exceeded the recommended values (10 minutes at -20.32 kPa). Finally, the filters were bent and enveloped in aluminum foil,, frozen, packed with refrigerant gel, and then shipped to arrive in the laboratory within 24 hours

Images were acquired in three sessions. The first session was conducted on August 1⁹th, 2018, for both sections and used the X3 camera for the 660-nm band. The second and third sessions were conducted on August 2⁴th and 2⁵th, 2018, for sections A and B,

respectively, during which camera X5 was used to capture the 660-nm and RGB bands.

The acquired images were initially processed using the Raw Studio 2.0 open-source software. The processing steps included luminance equalization between sessions with reference images, trans-codification from the DNG file format to .tif, and copying the metadata from the original files to the post-processed images. The .tif images were sub-sampled to determine the pixel-sensed light levels using ArcGIS® 10.2.1 for Desktop, with a pattern of 30 points randomly distributed in the proximity of the physical water sample. The same pattern was used to extract data from all images. A total of 300 tabular data points (10 images, 30 subsamples per image) were exported in a CSV file.

The selection of raw data image files and later workflow processing preserved the original numerical values the image sensor got from the upwelling photons collected within each pixel, either with the built-in Bayer filter (RGB) presented in Figure 1 or with the superposed NBF shown in Figure 2. Therefore, the 300-pixel values used in this statistical evaluation are direct representations of the water body's reflection-emission patterns at the wavelengths of interest.

The CSV file containing the 300-pixel values was processed using the Minitab® 17 statistical software (Minitab Inc., State College, PA, USA). A variance (ANOVA) analysis was conducted to determine whether the NBF was sufficiently sensitive to distinguish the pixel-sensed values between sampling points. The linear regression of the Chl-a

concentrations and pixel values under the 660-nm band was calculated to evaluate whether this band could be a good estimator of Chl-a, and a linear regression was also conducted that included all available bands to improve the correlation.

The regression model was entered into ArcGIS® 10.2.1 for Desktop to map the Chl-a concentration in the water reservoir using spline interpolation.

Results

The laboratory-reported Chl-a concentrations are shown in Figure 4. The highest concentrations of 173.0, 128.0, 96.3, 96.7, and 171.0 $\mu\text{g/l}$ were measured at sites P1, P2, P3, P5, and P9, respectively.

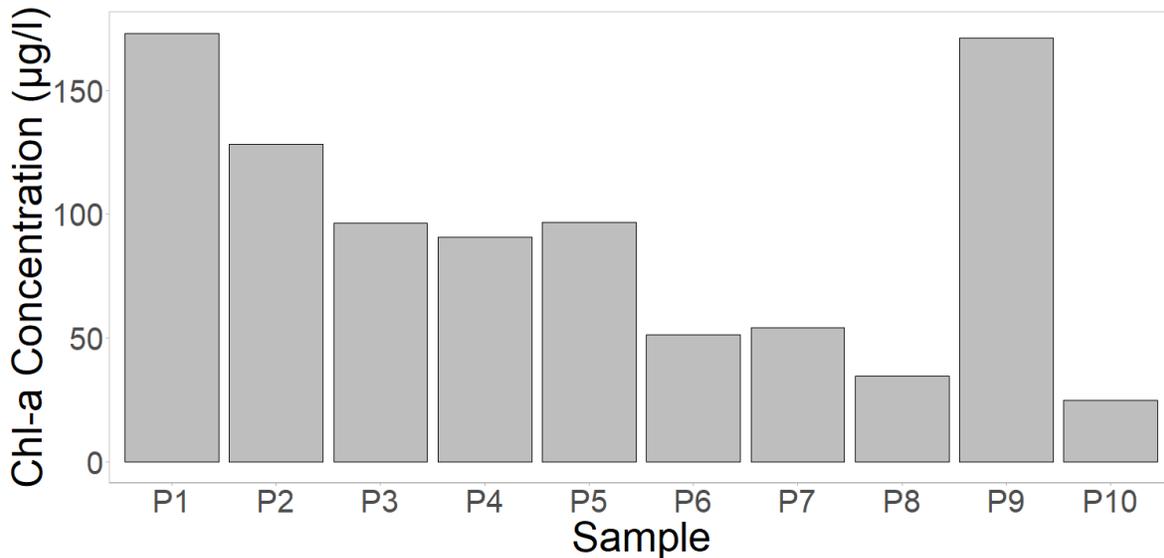


Figure 4. Chl-a concentration reported by the laboratory for all sampling points.

An ANOVA test ($p = 0.000$) confirmed that camera X3 coupled with a 660-nm narrow-band filter could distinguish between the sampling points well. The Tukey comparisons show seven statistically different groups, indicated by letters A to G in Table 1.

Table 1. Results of the ANOVA test and Tukey comparisons for the X3 pixel value at 660 nm by sampling site.

| Sampling site | Mean | 95 % CI of a pixel value | SE Mean | St. Dev. | Tukey Grouping | | | | | | |
|---------------|--------|--------------------------|---------|----------|----------------|---|---|---|---|---|---|
| P1 | 71.733 | (70.044, 73.423) | 0.897 | 4.913 | A | | | | | | |
| P2 | 62.933 | (61.244, 64.623) | 0.896 | 4.906 | | B | | | | | |
| P3 | 47.667 | (45.977, 49.356) | 0.661 | 3.623 | | | C | | | | |
| P4 | 47.233 | (45.544, 48.923) | 0.575 | 3.148 | | | C | | | | |
| P5 | 41.833 | (40.144, 43.523) | 0.591 | 3.239 | | | | D | E | | |
| P6 | 43.167 | (41.477, 44.856) | 0.675 | 3.696 | | | | D | | | |
| P7 | 38.2 | (36.511, 39.889) | 0.766 | 4.197 | | | | | E | F | |
| P8 | 37.5 | (35.81, 39.19) | 1.39 | 7.61 | | | | | | F | |
| P9 | 33.2 | (31.511, 34.889) | 0.945 | 5.176 | | | | | | | G |
| P10 | 37.6 | (35.911, 39.289) | 0.884 | 4.839 | | | | | | F | |

An ANOVA test ($p = 0.000$) also confirmed that camera X5 coupled with a 660-nm narrow-band filter could distinguish between the sampling points well. The Tukey comparisons show six statistically different groups, marked A to F in Table 2.

Table 2. Results of the ANOVA test and Tukey comparisons for the X5 pixel values at 660 nm by sampling site.

| Sampling site | Mean | 95 % CI of a pixel value | SE Mean | St. Dev. | Tukey Grouping | | | | | | |
|---------------|--------|--------------------------|---------|----------|----------------|---|---|---|---|---|--|
| P1 | 51.567 | (51.069, 52.065) | 0.218 | 1.194 | A | | | | | | |
| P2 | 39.033 | (38.535, 39.531) | 0.273 | 1.497 | | B | | | | | |
| P3 | 30.9 | (30.402, 31.398) | 0.232 | 1.269 | | | C | | | | |
| P4 | 28.467 | (27.969, 28.965) | 0.208 | 1.137 | | | | D | | | |
| P5 | 26.767 | (26.269, 27.265) | 0.261 | 1.431 | | | | | E | | |
| P6 | 30.033 | (29.535, 30.531) | 0.33 | 1.81 | | | C | | | | |
| P7 | 26.467 | (25.969, 26.965) | 0.287 | 1.57 | | | | | E | | |
| P8 | 26.833 | (26.335, 27.331) | 0.152 | 0.834 | | | | | E | | |
| P9 | 25.933 | (25.435, 26.431) | 0.262 | 1.437 | | | | | E | F | |
| P10 | 25.1 | (24.602, 25.598) | 0.264 | 1.447 | | | | | | F | |

An ANOVA test ($p = 0.000$) indicated that camera X5 could not distinguish the sampling points well without a filter. The Tukey comparisons show three statistically different groups marked A to C in Table 3.

Table 3. ANOVA test and Tukey comparison results for the X5 pixel values with no filter by sampling site.

| Sampling site | Mean | 95 % CI of a pixel value | SE Mean | St. Dev. | Tukey Grouping | | | | | | |
|---------------|--------|--------------------------|---------|----------|----------------|---|---|--|--|--|--|
| P1 | 14.333 | (13.602, 15.064) | 0.515 | 2.82 | A | | | | | | |
| P2 | 5.267 | (4.536, 5.998) | 0.64 | 3.503 | | B | | | | | |
| P3 | 1.167 | (0.436, 1.898) | 0.288 | 1.577 | | | C | | | | |
| P4 | 0.9 | (0.169, 1.631) | 0.277 | 1.517 | | | C | | | | |
| P5 | 0.233 | (-0.498, 0.964) | 0.104 | 0.568 | | | C | | | | |
| P6 | 0.833 | (0.102, 1.564) | 0.23 | 1.262 | | | C | | | | |
| P7 | 0.267 | (-0.464, 0.998) | 0.126 | 0.691 | | | C | | | | |
| P8 | 0.7 | (-0.031, 1.431) | 0.215 | 1.179 | | | C | | | | |
| P9 | 12.733 | (12.002, 13.464) | 0.621 | 3.403 | A | | | | | | |
| P10 | 0.4 | (-0.331, 1.131) | 0.183 | 1.003 | | | C | | | | |

The red band in the RGB images could not distinguish between sites P3, P4, P5, P6, P7, P8, and P10, all statistically grouped into C. In contrast, the images captured by X3 and X5 with the 660-nm filter could differentiate these sampling points well, as they were categorized into five and four different groups, respectively.

The water column at P9 was identified as different. With the 660-nm filter, the images from both cameras showed a decrease in the mean pixel value from site P8 to P9 (-11.5 % and -3.3 % for cameras X3 and X5, respectively). In comparison, there was a significant increase (+1700 %) in the mean pixel value for the red band in the RGB image. This increase was not due to an increase in the Chl-a, as no increase in fluorescence was sensed at 660 nm. Therefore, P9 was removed from further analysis to prevent this value from skewing the entire regression model to fit a value that would not have corresponded to Chl-a.

Simple linear regression (SLR) analysis, in the form of $Y = \beta_0 + \beta_1 * X$, showed that the 660-nm narrow-band filter could estimate the Chl-a concentration well, with R^2 values of 0.86 and 0.77 for cameras X3 and X5, respectively, with a normal probability of residuals for random errors (Figure 5). This could be because the X3 images were acquired on the same day as the water samples, while the X5 images were captured one week later. The R^2 of the regular R image (no filter installed) was 0.68.

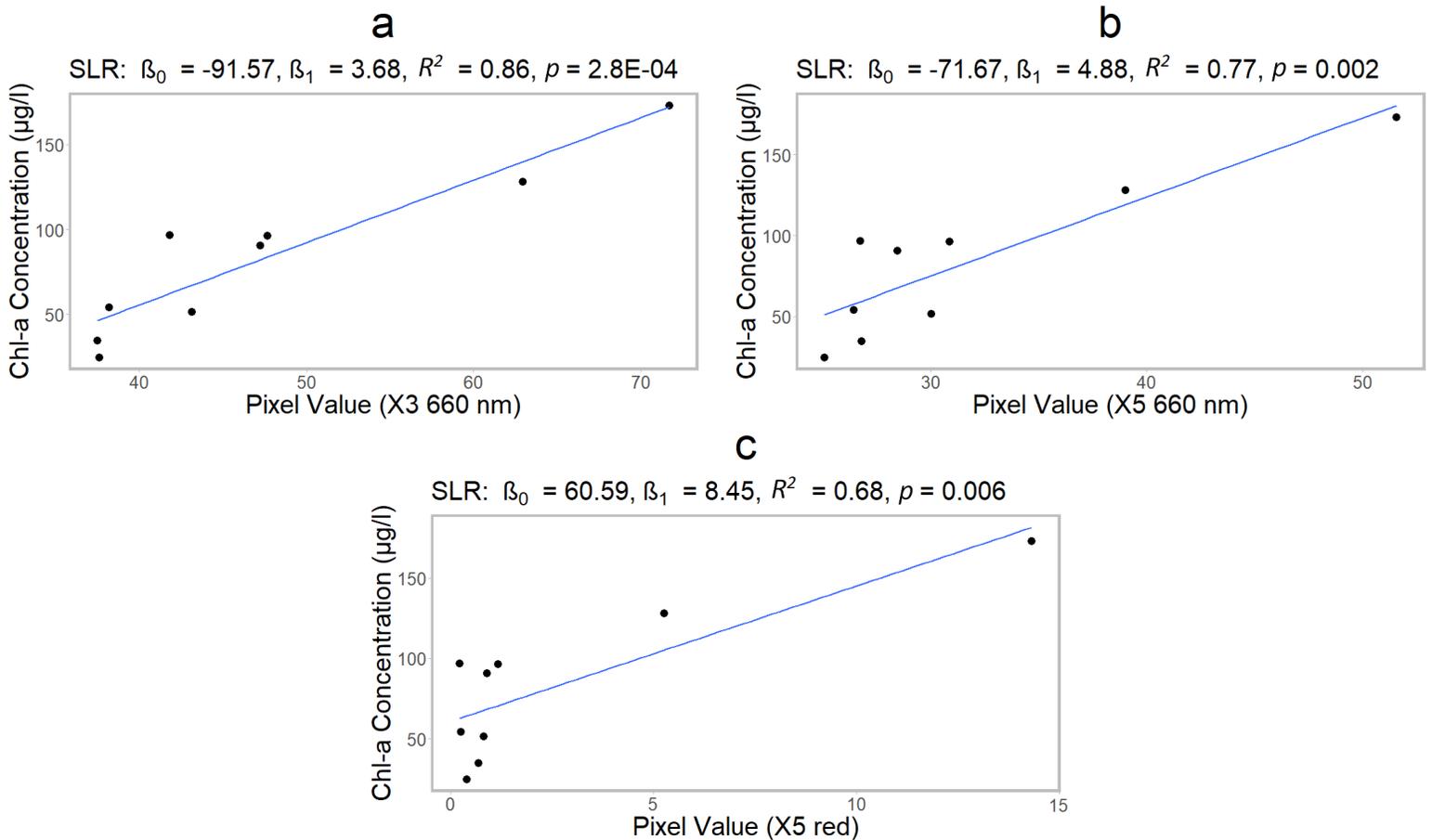


Figure 5. Simple regression model of the mean pixel values against the Chl-a concentration: a) X3 660 nm; b) X5 660 nm; c) X5 red.

Figures 5a, 5b, and 5c show that p -values for all SLRs were lower than 0.05. Additionally, the normality of models' residuals was confirmed with a Shapiro-Wilk normal test with p -values of 0.59, 0.45, and 0.28, respectively.

The R^2 values of the multiple regressions conducted using over one band did not greatly increase, while the model's capacity to predict new values was greatly impacted (R -sq pred; Table 4). Therefore, the simple regression conducted using the 660-nm band was considered the best model.

Table 4. Multiple regression analysis listing the two most suitable models when using one to five variables (Vars). X indicates the variables used in each model.

| Vars | R-Sq | R-Sq (adj) | R-Sq (pred) | Mallows Cp | S | X3 R660 | X5 R660 | X5R RGB | X5G RGB | X5B RGB |
|------|-------|------------|-------------|------------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1 | 0.864 | 0.845 | 0.805 | -1.3 | 18.76 | X | | | | |
| 1 | 0.838 | 0.815 | 0.757 | -0.6 | 20.495 | | | | | X |
| 2 | 0.872 | 0.829 | 0.45 | 0.5 | 19.679 | X | X | | | |
| 2 | 0.869 | 0.825 | 0 | 0.6 | 19.919 | X | | X | | |
| 3 | 0.885 | 0.815 | 0.65 | 2.1 | 20.464 | X | | | X | X |
| 3 | 0.873 | 0.797 | 0 | 2.5 | 21.477 | X | X | X | | |
| 4 | 0.888 | 0.777 | 0.131 | 4 | 22.516 | X | X | | X | X |
| 4 | 0.886 | 0.772 | 0 | 4.1 | 22.729 | X | | X | X | X |
| 5 | 0.89 | 0.706 | 0 | 6 | 25.818 | X | X | X | X | X |

The best model, $\text{Chl-a} = -91.71 + 3.680 \cdot (\text{X3 R660})$, was entered into ArcGIS® 10.2.1 for Desktop, and the Chl-a concentrations were

estimated and interpolated over the entire reservoir. The water reservoir area located in the northwest receives water from El Rejón Stream and had the highest concentration of Chl-a, decreasing in concentration towards the southeast of the reservoir (Figure 6). This behavior could be explained by the run-off of nutrients from upstream agricultural activities.

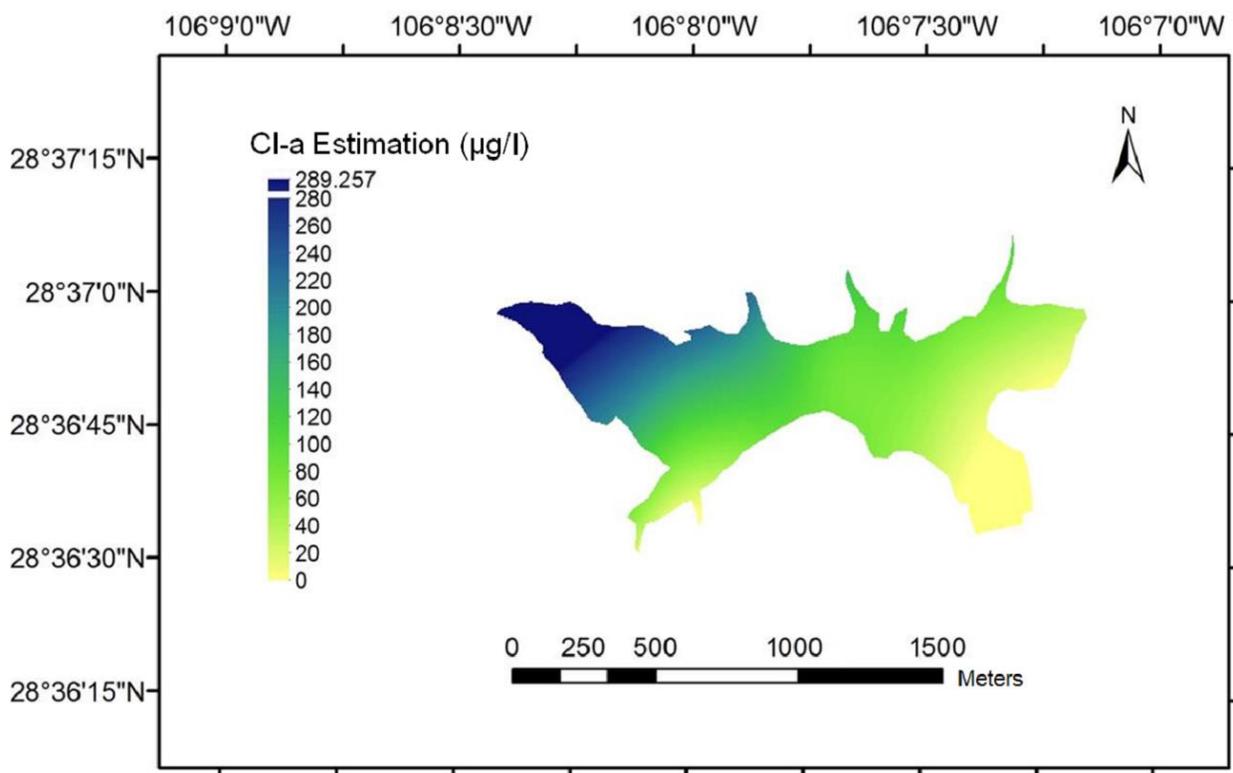


Figure 6. Estimation and distribution of Chl-a. This map was created using ArcGIS®.

Discussion

The regression equations against the Chl-a concentrations for the images captured at 660 nm by both cameras exhibited positive slopes (3.680 & 4.888, respectively), indicating an increase in the response of the pixel values with an increase in the Chl-a concentration. Both R^2 values were high (0.86 & 0.77, respectively), and their residuals were normally distributed. Therefore, this was a good mathematical model for estimating Chl-a.

Under in-vivo conditions, no significant fluorescence of chlorophylls b or c has been observed, and the total fluorescence was mainly dominated by Chl-a as reported by other authors (Rost, 1996). However, under in-vitro conditions, almost all photosynthetic pigments, excluding carotenoids, exhibited fluorescence (DeEll & Toivonen, 2003). The presence of such pigments will cause the fluorescence bands of different chlorophyll pigments and other water column components in the spectrum's red region to overlap (Arar & Collins, 1997). This occurred at P9, where incident sunlight was reflected, scattered, and sensed in the regular red band, which increased the mean pixel value (+1 719 %) from 0.7 at P8 to 12.733 in P9. These increased emissions were not sensed in the upwelling light at 660 nm by camera X3, which

sensed a decrease (-11.4 %) in the mean pixel value from 37.5 at P8 to 33.2 at P9. The results of camera X5 were similar - a decrease (-3.3 %) in the mean pixel value from 26.833 at P8 to 25.933 at P9 was observed. Therefore, the increase was not due to an increase in the Chl-a; rather, it was due to the presence of other components in the water column that presented fluorescence at 660 nm after they were dissolved in acetone, which affected the laboratory results. Therefore, the narrow-band filter used in this investigation (660 nm) could distinguish between Chl-a and other components during in-vivo measurement, while in-vitro measurements could not.

The methodology presented here has advantages over satellite and airborne remote sensing as no significant atmospheric corrections are required when images are captured at the height of 60 m, which overcomes several of the issues reported by other authors, including the lack of adequate atmospheric correction algorithms for all wavelengths (Majozi *et al.*, 2014), the requirement for complex atmospheric correction models (Simis *et al.*, 2007), inaccuracies due the presence of aerosols in the high atmosphere (Hyde, O'Reilly, & Oviatt, 2007), and adjacent land interference (Simis *et al.*, 2007).

Other authors have investigated sun-induced fluorescence, particularly in the Fraunhofer lines at wavelengths of 656.3, 687, and 735 nm (Moya *et al.*, 2004; Le *et al.*, 2013; Verrelst *et al.*, 2016), and others have estimated the Chl-a concentration in water bodies at wavelengths ranging from 660 to 665 nm (Simis *et al.*, 2007; Mathews, Stewart, & Winter, 2010; Smith, Lain, & Bernard, 2018; Zeng,

Richardson, & King, 2017; Stratoulis, Balzter, Zlinszk, & Tóth, 2015; Le *et al.*, 2013).

The R^2 value of the regression model reported in this study for estimating the Chl-a concentration using an image sensor and NBF centered at 660 nm was 0.86. Bohn *et al.* (2018) reported R^2 values ranging from 0.72 to 0.77 when estimating the Chl-a concentration from satellite images captured by Landsat 7 (Bohn *et al.*, 2018), while Stratoulis *et al.* (2015) reported an R^2 value of 0.76 when estimating the Chl-a concentration from airborne hyper-spectral images (Stratoulis *et al.* 2015).

Tung-Ching reported an R^2 value of 0.68 when estimating Chl-a from multispectral imagery with visible and infrared bands captured by a drone (Tung-Ching, 2017), and Zeng *et al.* reported an R^2 value of 0.87 when estimating the Chl-a from images captured at a band ratio of 685:665 nm with two spectrometers for down-welling radiation from the sun and upwelling radiation from the water's surface (Zeng *et al.*, 2017).

The use of NBF with Full width at half maximum of 9.74 nm allowed to sense the upwelling sun-induced fluorescence; it contains a certain degree of error since it still senses reflection of wavelengths below and above H α (656.3 nm). This method could be improved by using even closer wavelength bandwidths; however, it would require active temperature controls on the filter to prevent shifts in center wavelength producing inaccurate results.

The constant motion of the water surface combined with the lense's narrow field of view limited the possibility of producing orthomosaic photos and directly a Chl-a map solely from the imagery; thus, it needed to be interpolated using the spline method. Wider field of view lenses and spatial corrections are recommended for future studies.

Conclusion

The Chl-a concentration could be better estimated using a narrow-band filter than an RGB sensor for any other band, with a maximum R^2 value of 0.86. The methodology presented here could remove interference from other water column components. The 661-nm band alone could better predict Chl-a than any other RGB band, and its performance was better than most previous studies. Multiple regression analysis did not improve the ability of the model to predict new values. Therefore, simple regression analysis was most suitable for mapping Chl-a. Thus, this methodology is adequate for monitoring and managing small lakes.

While this study shows an excellent correlation coefficient between imagery data and Chl-a concentrations obtained from laboratory analysis, the image acquisition sessions were carefully selected to

isolate the variations from the ones caused by the NBF from other factors (angle of light incidence, water surface reflections, NBF's temperature, cloud effects), the result of those controlled conditions was quite evident on the image equalization process where negligible or no corrections were required. Further exploration of the effects caused by those factors is set to be studied in future research. At the same time, it is highly recommended to equalize the images among sessions to compensate for variations in those conditions during surveys.

Acknowledgments

The authors greatly acknowledge the financial support of the Program for Teaching Professional Development for the Higher Type (PRODEP) (Agreement UACH-PTC-354, number 511-6 / 17-8204).

References

- Aguirre-Gomez, R., Weeks, A., & Boxal, S. (2001). The identification of phytoplankton pigments from absorption spectra. *International Journal of Remote Sensing*, 315-338. DOI: 10.1080/014311601449952
- Arar, E. J. (1997a). *Method 446.0: In vitro determination of chlorophylls a, b, c + c and pheopigments in 1 2marine and freshwater algae by visible spectrophotometry*. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency.

- Arar, E. J. (1997b). *Determination of chlorophylls a and b and identification of other pigments of interest in marine and freshwater algae using high performance liquid chromatography with visible wavelength detection*. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency.
- Arar, E. J., & Collins, G. B. (1997). *Method 445.0 in vitro determination of chlorophyll and pheophytin in marine and freshwater algae by fluorescence*. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency. DOI: EPA-822-B00-001
- Bhagowati, B., & Ahamad, K. U. (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(1), 155-166. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2018.03.002
- Bohn, V. Y., Carmona, F., Rivas, R., Lagomarsino, L., Diovisalvi, N., & Zagarese, H. E. (2018). Development of an empirical model for chlorophyll-a and secchi disk depth estimation for a Pampean shallow lake (Argentina). *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*, 21(21), 183-191. DOI: 10.1016/j.ejrs.2017.04.005
- Chen, X., Chen, Y., Shimizu, T., Niu, J., Nakagami, K., Qian, X.,..., & Li, J. (2017). Water resources management in the urban agglomeration of the Lake Biwa region, Japan: An ecosystem services-based sustainability assessment. *Science of the Total*

Environment, 586, 174-187. DOI:
10.1016/j.scitotenv.2017.01.197

DeEll, J. R., & Toivonen, P. M. (2003). In: Food, O. M. (ed.). *Practical applications of chlorophyll fluorescence*. Simcoe, Canada: Springer Science + Business Media New York. DOI: 10.1007/978-1-4615-0415-3

Dörnhöfer, K., & Oppelt, N. (2016). Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances. *Ecological Indicators*, 64, 105-122. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.009

EPA, Environmental Protection Agency. (2000). Nutrient criteria technical guidance manual, lakes and reservoirs. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency.

ESA, European Space Agency. (2011). *Meris products specifications*. Recovered from https://earth.esa.int/documents/700255/707222/Vol11_Meris_6a.pdf

Fabrowska, J., Messyasz, B., Walkowiak, J., Szyling, J., & Leska, B. (2017). Isolation of chlorophylls and carotenoids from freshwater algae using different extraction methods. *Phycological Research*, 66(1), 52-57. DOI: 10.1111/pre.12191

Gitelson, A. A., Buschmann, C., & Lichtenthaler, H. K. (1999). The chlorophyll fluorescence ratio F735/F700 as an accurate measure of the chlorophyll content in plants. *Remote Sensing of Environment*, 69(3), 296-302.

- Gitelson, A. A., Buschmann, C., & Lichtenthaler, H. K. (1998). Leaf chlorophyll fluorescence corrected for re-absorption by means of absorption and reflectance measurements. *Journal of Plant Physiology*, 152(2-3), 283-296.
- Harvey, E. T., Kratzer, S., & Phillipson, P. (2015). Satellite-based water quality monitoring for improved spatial and temporal retrieval of chlorophyll-a in coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, (158), 417-430. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.11.017>
- Henny, C., & Meutia, A. (2014). Urban lakes in Megacity Jakarta: Risk and management plan for future sustainability. *Procedia Environmental Sciences*, 20, 737-746. DOI: 10.1016/j.proenv.2014.03.088
- Hyde, K. J., O'Reilly, J. E., & Oviatt, C. A. (2007). Validation of SeaWiFS chlorophyll a in Massachusetts Bay. *Continental Shelf Research*, 27(12), 1677-1691. DOI: 10.1016/j.csr.2007.02.002
- Khorasani, H., Kerachian, R., & Malakpour-Estalakia, S. (2018). Developing a comprehensive framework for eutrophication management in off-stream artificial lakes. *Journal of Hydrology*, 562, 103-124. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.04.052
- Le, C., Hu, C., Cannizzaro, J., English, D., Muller-Karger, F., & Lee, Z. (2013). Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically complex estuary. *Remote Sensing of Environment*, 129, 75-89. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.11.001>

- Majozi, N. P., Salama, M. S., Bernard, S., Harper, D. M., & Habte, M. G. (2014). Remote sensing of euphotic depth in shallow tropical inland waters of Lake Naivasha using MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, (148). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.03.025>
- Mathews, M., Stewart, B., & Winter, K. (2010). Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and Water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. *Remote Sensing of Environment*, 114(9), 2070-2087. DOI: [10.1016/j.rse.2010.04.013](https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.04.013)
- Meroni, M., Rossini, M., Guanter, L., Alonso, L., Rascher, U., Colombo, R., & Moreno, J. (2009). Remote sensing of solar-induced chlorophyll fluorescence: Review of methods and applications. *Remote Sensing of Environment*, 113(10), 2037-2051. DOI: [10.1016/j.rse.2009.05.003](https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.05.003)
- Moya, I., Camenen, L., Evain, S., Goulas, Y., Cerovic, Z. G., Latouche, G., & Ounis, A. (2004). A new instrument for passive remote sensing. Measurements of sunlight-induced chlorophyll fluorescence. *Remote Sensing of Environment*, 91(2), 186-197. DOI: [10.1016/j.rse.2004.02.012](https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.012)
- NASA. (2018). *Landsat 8*. Recovered from <https://landsat.gsfc.nasa.gov/>
- Natarajan, S. K., Hagare, D., & Maheshwari, B. (2018). Understanding socio-economic benefits of stormwater management system

- through urban lakes in Western Sydney, Australia. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 18(4), 412-419. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2018.11.003
- OceanColor. (2018). *SeaWiFS*. Recovered from <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/seawifs/seastar/spacecraft/>
- Plascyk, J. A., & Gabriel, F. C. (1975). The fraunhofer line discriminator MKII-An airborne instrument for precise and standardized ecological luminescence measurement. *IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement*, 24(4), 306-313. DOI: 10.1109/TIM.1975.4314448
- Plisnier, P.-D., Nshombo, M., Mgana, H., & Ntakimazi, G. (2018). Monitoring climate change and anthropogenic pressure at Lake Tanganyika. *Journal of Great Lakes Research*, 44(6), 1194-1208. DOI: 10.1016/j.jglr.2018.05.019
- Qi, L., Hu, C., Duan, H., Cannizzaro, J., & Ma, R. (2014). A novel MERIS algorithm to derive cyanobacterial phycocyanin pigment concentrations in a eutrophic lake: Theoretical basis and practical considerations. *Remote Sensing of Environment*, 154, 298-317. DOI: 10.1016/j.rse.2014.08.026
- Rost, F. (1996). *Fluorescence microscopy* (Vol. II). Cambridge & New York, USA: Cambridge University Press. DOI: 10.1002/sca.4950180810
- Simis, S. G., Ruiz-Verdú, A., Dominguez-Gomez, J., Peña-Martinez, R., Peters, S. W., & Gons, H. J. (2007). Influence of phytoplankton

pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*, 106(4), 414-427. DOI: 10.1016/j.rse.2006.09.008

Smith, M., Lain, R. L., & Bernard, S. (2018). An optimized chlorophyll a switching algorithm for MERIS and OLCI in phytoplankton-dominated waters. *Remote Sensing of Environment*, 215, 217-227. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.002>

SPORT. (2018). *VIIRS Products. SPORT, Short-term Prediction Research and Transition Center*. Recovered from <https://weather.msfc.nasa.gov/sport/jpsspg/viirs.html>

Stratoulis, D., Balzter, H., Zlinszk, A., & Tóth, V. (2015). Assessment of ecophysiology of lake shore reed vegetation based on chlorophyll fluorescence, field spectroscopy and hyperspectral airborne imagery. *Remote Sensing of Environment*, (157), 72-84. DOI: 10.1016/j.rse.2014.05.021

Tung-Ching, S. (2017). A study of a matching pixel by pixel (MPP) algorithm to establish an empirical model of water quality mapping, as based on unmanned aerial vehicle (UAV) images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, (58), 213-224. DOI: 10.1016/j.jag.2017.02.011

Vásquez, W. F., & De-Rezende, C. E. (2018). Management and time preferences for lakes restoration in Brazil. *Science of the Total Environment*, 635, 315-322. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.151

- Verrelst, J., van der Tol, C., Magnani, F., Sabater, N., Rivera, J. P., Mohammed, G., & Moreno, J. (2016). Evaluating the predictive power of sun-induced chlorophyll fluorescence to estimate net photosynthesis of vegetation canopies: A SCOPE modeling study. *Remote Sensing of Environment*, (176), 139-151. DOI: 10.1016/j.rse.2016.01.018
- Vinçon-Leite, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of the Total Environment*, 651(2), 2985-3001. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.320>
- Wondie, A. (2018). Ecological conditions and ecosystem services of wetlands in the Lake Tana Area, Ethiopia. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 18(2), 231-244.
- Zeng, C., Richardson, M., & King, D. (2017). The impacts of environmental variables on water reflectance measured using a lightweight unmanned aerial vehicle (UAV)-based spectrometer system. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130, 217-230. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.06.004>
- Zhang, K., Yang, X., Xu, M., Lin, Q., Kattel, G., & Shen, J. (2018). Confronting challenges of managing degraded lake ecosystems in the Anthropocene, exemplified from the Yangtze River Basin in China. *Anthropocene*, 24, 30-39. DOI: 10.1016/j.ancene.2018.11.001

- Zheng, G., & DiGiacomo, P. M. (2017). Remote sensing of chlorophyll-a in coastal waters based on the light absorption coefficient of phytoplankton. *Remote Sensing of Environment*, 331-341. DOI: 10.1016-j.rse.2017.09.008
- Zucchelli, G., Jennings, R., Garlaschi, F., Cinque, G., Bassi, R., & Cremonesi, O. (2002). The calculated in vitro chlorophyll an absorption band shape. *Biophysical Journal*, 82, 378-390. DOI: 0006-3495/02/01/378/1

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-05

Artículos

**Aplicación de modelos hidrológicos e hidráulicos para
cuantificación de escurrimientos superficiales del
sistema endorreico cuenca Laguna La Picasa**

**Application of hydrological and hydraulic models to
quantify surface runoff in the endorheic system of the
La Picasa Lagoon basin**

Gabriela Alejandra Ponce¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6980-4945>

Sebastián Grande²

Matías Eder³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0624-5781>

Alejo Juan Sebastián Testa-Tacchino⁴

Claudio Alejandro Carignano⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4212-0014>

Andrés Rodríguez⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

¹Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, alejandraponce47@hotmail.com



²Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, sebasgrande@gmail.com

³Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, matiaseder2@gmail.com

⁴Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, alejo_testa@unc.edu.ar

⁵Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, ccarignano@hotmail.com

⁶Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, andres.rodriguez@unc.edu.ar

Autora para correspondencia: Gabriela Alejandra Ponce, alejandraponce47@hotmail.com

Resumen

Las cuencas en llanura presentan particularidades desde el enfoque de los procesos hidrológicos que allí se desarrollan. Se caracterizan por presentar un predominio de movimientos verticales (evapotranspiración-



infiltración) del agua sobre movimientos horizontales (escurrimientos) mostrando una fuerte interrelación entre el agua superficial y subterránea.

La cuenca Laguna La Picasa se define como una región de la pampa húmeda naturalmente deprimida, con un relieve de llanura ondulado que posee sectores bajos de anegamientos temporarios y lagunas permanentes sin una red de drenaje definida. Es una cuenca endorreica interjurisdiccional entre las provincias de Córdoba, Santa Fe y Buenos Aires (Argentina) que ha sufrido entre los años 2014 y 2017 inundaciones recurrentes causadas por un incremento del nivel medio de la laguna llegando a máximos históricos, produciendo inundaciones y afectando infraestructura, transporte y la actividad agrícola. Debido a estos problemas, mediante la aplicación de modelos hidrológicos e hidráulicos, se cuantifica y evalúa el comportamiento del sistema cuenca Laguna La Picasa, con el fin de evitar futuras inundaciones.

En el presente trabajo se aplica un modelo hidrológico utilizando la herramienta libre HEC-HMS y un modelo hidráulico 1D/2D usando la herramienta libre HEC-RAS, donde se considera el sistema de canales y reservorios que componen el sistema. Se analizan las marcas de inundación en reservorios y en la laguna La Picasa, y se define cómo regular la variación de niveles en los distintos reservorios dentro de rangos permitidos. Estos modelos conforman una herramienta útil para el estudio de futuras situaciones hidrológicas que puedan ocurrir en torno a la zona de estudio.

Palabras clave: cuenca Laguna La Picasa, lagunas de llanura, modelo hidrológico e hidráulico, HEC-RAS, HEC-HMS.

Abstract

The basins in the plain present particularities from the approach of the hydrological processes that take place there. They are characterized by presenting a predominance of vertical water movements (evapotranspiration-infiltration) over horizontal movements (runoff), showing a strong interrelation between surface and underground water.

The La Picasa Lagoon basin is defined as a naturally depressed humid pampa region with an undulating plain relief that has low sectors of temporary flooding and permanent lagoons without a defined drainage network. It is an inter-jurisdictional endorheic basin between the provinces of Córdoba, Santa Fe, and Buenos Aires (Argentina) that has suffered recurrent floods between 2014 and 2017 caused by an increase in the average level of the lagoon reaching historical maximums, producing floods, and affecting infrastructure, transport, and agricultural activity. Due to these problems, through the application of hydrological and hydraulic models, the behavior of La Picasa basin system is quantified and evaluated to avoid future floods.

In the present work, a hydrological model is applied using the HEC-HMS free tool and a 1D/2D hydraulic model using the HEC-RAS free tool, where the system of channels and reservoirs that make up the system is considered. The flood marks in reservoirs and La Picasa Lagoon are

analyzed, and it is defined as regulating the variation of levels in the different reservoirs within permitted ranges. These models are a useful tool for studying future hydrological situations that may occur around the study area.

Keywords: La Picasa Lagoon basin, plain lagoons, hydrological and hydraulic model, HEC-RAS, HEC-HMS.

Recibido: 17/12/2020

Aceptado: 30/06/2021

Introducción

El estudio de la hidrología se basa en la comprensión del ciclo hidrológico, sus procesos e interrelaciones. Si bien existe una cantidad importante de métodos y técnicas de medición de caudal y precipitación que han evolucionado con el tiempo, existen otros componentes, como la infiltración, la percolación profunda y flujo subterráneo que, por la dificultad en su evaluación y modelación, no tuvieron los mismos avances.



Por lo general son estimados de manera indirecta, lo que lleva a grandes incertidumbres con respecto a su conocimiento (Cabrera, 2012).

Los efectos del cambio de la cobertura vegetal y el uso del suelo que están asociados con una expansión de la agricultura y ganadería influyen en los procesos hidrológicos en pequeñas cuencas y a nivel regional (Sahagian, 2000).

Los modelos matemáticos hidrológicos e hidráulicos resultan una herramienta útil para conocer el funcionamiento y comportamiento de los diferentes componentes que integran el ciclo hidrológico, y ayudan a comprender y analizar eventos extremos (sequías e inundaciones), crecimiento poblacional o la dinámica de los ríos, cuerpos lagunares y su capacidad para suministrar agua. Estos modelos deben ser calibrados y verificados antes de ser puestos en funcionamiento (Palacio, García, & García, 2010).

La laguna La Picasa se encuentra en una región que se caracteriza por tener una actividad agrícola ganadera de altos rindes (alto rendimiento). Durante las últimas décadas (1998-2017) ha sufrido cambios en su nivel con oscilaciones de su volumen de agua debido a diversas causas, donde influyen las precipitaciones, topografía del terreno y velocidad de escurrimiento de las aguas.

La cuenca Laguna La Picasa se ubica en la pampa húmeda en Argentina, y posee un bajo potencial de escurrimiento e infiltración. En periodos hídricos normales y secos, la dinámica hídrica superficial es de tipo endorreica hacia bajos y lagunas locales donde el agua se evapora e

infiltra desde estos almacenamientos. Aquí predominan los procesos de transferencia de agua verticales (precipitación, infiltración, evaporación) sobre el escurrimiento. Mientras que, en los periodos húmedos, si los excesos hídricos superan la capacidad de los bajos y lagunas, éstos se desbordan y concatenan formando líneas temporarias de flujo superficial relativamente concentrado. Estas líneas convergen hacia la franja deprimida central (zona central del sistema) y desde allí hacia el este hasta desaguar en La Picasa, receptora final del escurrimiento (INA, 2018).

Desde 1973 hasta la actualidad la zona en estudio está sujeta a un periodo húmedo con precipitaciones medias anuales por encima del valor medio histórico de 900 mm/año (Ministerio de Obras Públicas Servicios y Vivienda, Universidad Nacional del Litoral, 1999a; Ministerio de Obras Públicas Servicios y Vivienda, Universidad Nacional del Litoral, 1999b). Como consecuencia, el nivel de la laguna La Picasa ha ido aumentando paulatinamente generando cortes de importantes vías de comunicación, como el FFCC y la Ruta Nacional número 7, que une Buenos Aires con las provincias de la región de Cuyo, e integra el más importante corredor bioceánico del país, además de anegamientos en cascos urbanos, cortes de caminos provinciales y la pérdida por anegamiento de importantes áreas productivas.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar los impactos en los escurrimientos superficiales de las obras hidráulicas proyectadas en el diseño original, de las obras ejecutadas y de las obras de protección

proyectadas en Villa Rossi y Leguizamón, mediante la aplicación de un modelo hidrológico y un modelo hidráulico.

Inicialmente, en este trabajo se realizó una comparación entre las obras hidráulicas proyectadas en el diseño original y las obras que fueron ejecutadas, relevadas en planos conforme a obra. De allí, se observaron diferencias, y con el fin de evaluar el impacto en el comportamiento general del sistema se simuló por separado las obras originales y las obras ejecutadas. Luego se aplicó un modelo hidrológico y un modelo hidráulico en la cuenca endorreica de la laguna La Picasa, donde se calibraron los parámetros y se simuló varios escenarios. Se buscó comprender el sistema y cuantificar los escurrimientos superficiales mediante el modelo hidrológico y se cuantificó los parámetros del flujo sobre el sistema principal de desagüe de la cuenca mediante un modelo hidráulico. Los modelos se calibraron con datos de niveles de agua en la laguna La Picasa, precipitaciones y caudales aforados en campo. La elección del *software* libre HEC-HMS para el modelo hidrológico se debió a requerimientos y coordinación con el equipo técnico de la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI).

El modelo hidrológico evaluó la respuesta de la cuenca y los niveles en la laguna La Picasa considerando las modificaciones en el sistema de regulación, y el manejo del sistema combinado de gravedad y bombeo. Mientras que el modelo hidráulico simuló el escurrimiento en el sistema de canales principales y reservorios.

Zona de estudio

El área de estudio comprende la superficie delimitada por la cuenca de La Picasa, su laguna homónima como receptor final, sus canales de ingreso y su sistema de bombeo, y sus siete lagunas interconectadas (reservorios).

La laguna La Picasa se encuentra al sur de la provincia de Santa Fe y pertenece a una cuenca endorreica que abarca también parte de las provincias de Buenos Aires y Córdoba (Argentina). Se ubica en una depresión de 20 kilómetros de longitud (en sentido este-oeste) y 10 kilómetros de ancho (norte-sur). En periodos normales ocupa algo más de la mitad de ésta, pero en las últimas décadas ha desbordado alcanzando más del doble (Iriondo, 2010).

La cuenca presenta un paisaje de llanura suavemente ondulada, con alternancia de lomas muy aplanadas y sectores deprimidos, donde se ubican lagunas y bajos anegables. Estas geformas incorporan una gran capacidad de almacenamiento superficial (INA, 2018). La dinámica de los escurrimientos superficiales presenta un comportamiento típico de sistemas hidrológicos de llanuras en donde predominan los procesos hidrológicos de precipitación, evaporación e infiltración (Iriondo, 2010).

Dentro del área de estudio se encuentran las localidades de Laboulaye, Villa Rossi, Rufino, Aarón Castellano y Diego de Alvear, entre otras (Figura 1).

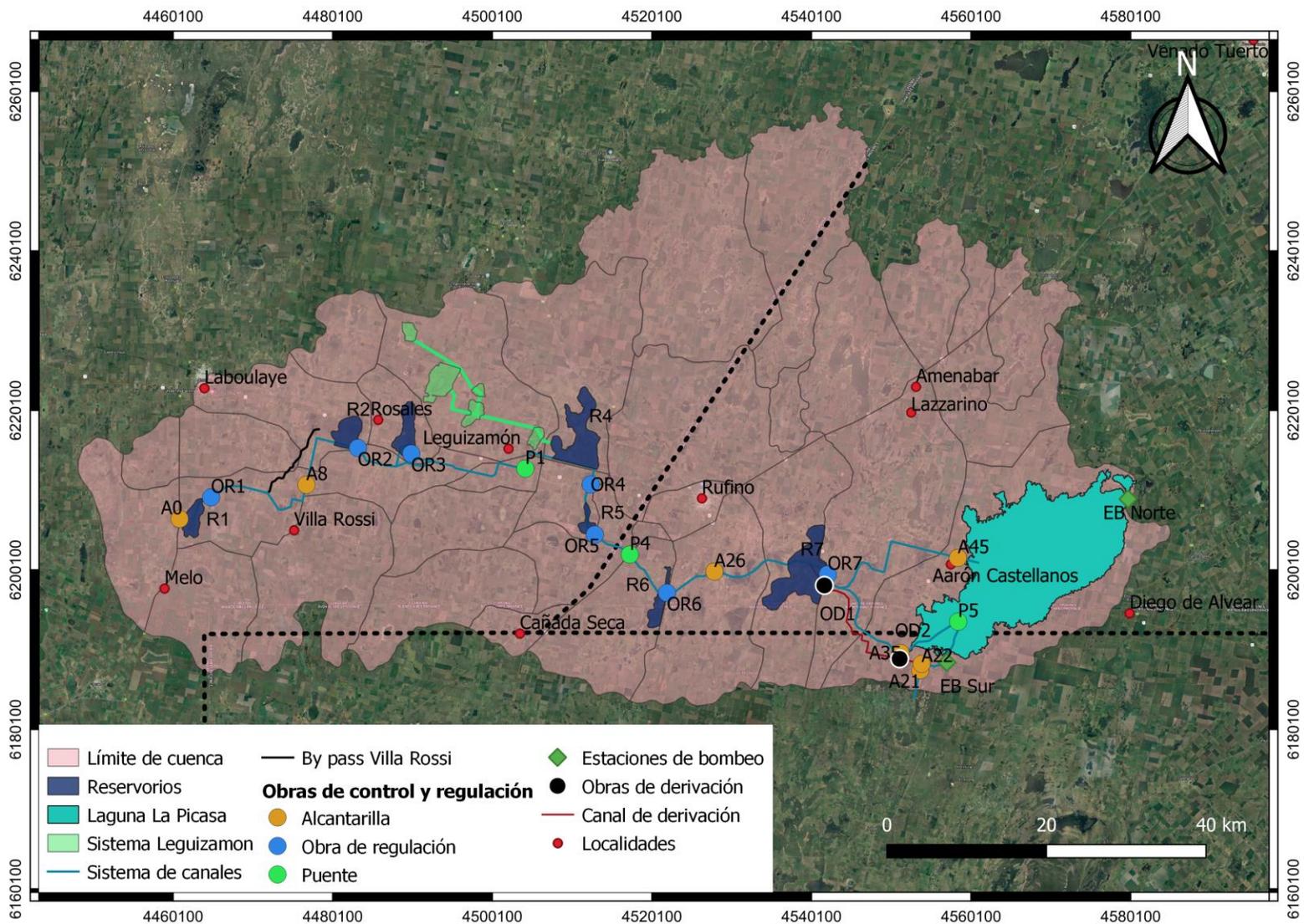


Figura 1. Zona de estudio: cuenca Laguna La Picara.

La capacidad de almacenamiento superficial en bajos naturales lleva a respuestas hidrológicas diferentes ante la ocurrencia de precipitaciones, que dependen fuertemente del grado de saturación del sustrato de estos bajos. En la Figura 2 se presentan las depresiones topográficas localizadas en la cuenca La Picasa, mostrando un típico diseño anárquico, donde se observa la superficie tributaria con transferencias en sus divisorias con diversos puntos de salida. Estas depresiones topográficas ocupan un área aproximada de 1 100 km², que representa casi un 18 % de la superficie de la cuenca (área total de la cuenca = 6 200 km²).

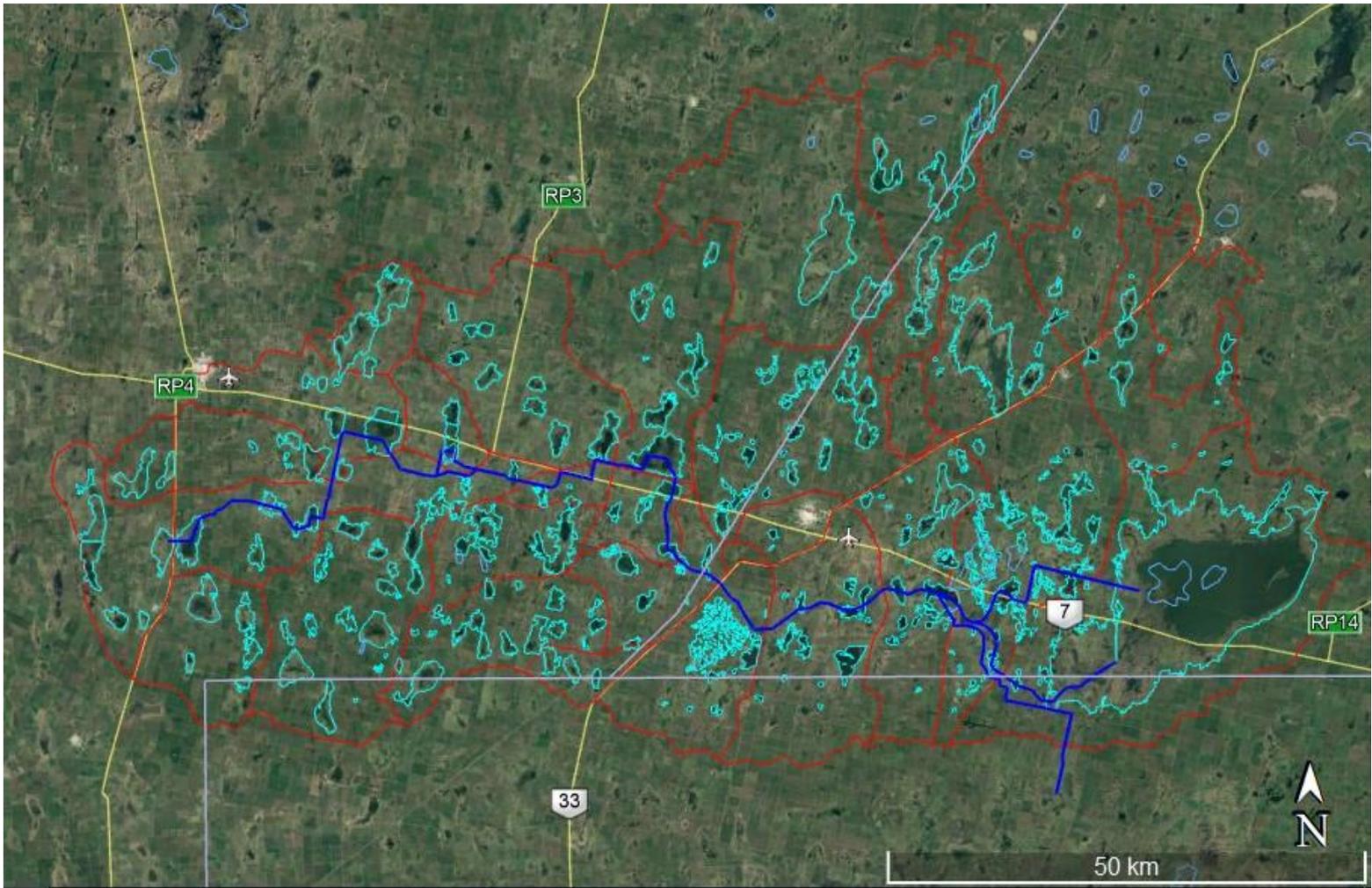


Figura 2. Depresiones de agua en la cuenca Laguna La Picasa.

La característica hidrológica fundamental en este sistema es el predominio de los movimientos verticales del agua sobre los movimientos horizontales, siendo de importancia la evaporación, evapotranspiración, infiltración, intercambios en la zona no saturada y la capa freática, y variaciones en el almacenamiento superficial y subterráneo. Este sistema

puede definirse como un sistema hidrológico no típico (SHNT) o de llanura.

La información hidrogeomorfológica se tomó de los estudios realizados por Carignano (Carignano, 1999; Carignano, Kröhling, Degiovanni, & Cioccale, 2014), donde se observó que el tipo de suelo que predominaba en la zona de estudio era molisoles de texturas franco arenosos a francos con problemas de drenaje por condiciones de topografía y freática elevada (Carignano, 1999; Carignano *et al.*, 2014). En la zona central del sistema se puede distinguir una franja deprimida central (FDC) que se desarrolla en forma longitudinal inmediatamente al sur del ferrocarril, en el tramo comprendido entre las estaciones Laboulaye y Aarón Castellanos (Iriondo, 2010).

La FDC tiene una forma planocóncava, con numerosos bajos cerrados y una pendiente general hacia el este de aproximadamente 0.00030 m/m; en su extremo oriental se ubica la laguna La Picasa. Los sectores altos y medios del paisaje tienen suelos bien drenados y profundos, mientras que los sectores bajos son suelos finos, con dificultad de drenaje (INA, 2018). Debido a sus características morfológicas, edafológicas y climáticas (Carignano *et al.*, 2014) no se ha desarrollado en el sistema una red fluvial natural jerarquizada, pero en las últimas décadas se han construido canales que vinculan bajos y lagunas, principalmente sobre la franja central entre Rufino y La Picasa.

Descripción de las obras hidráulicas que componen el sistema

El estado nacional y las provincias proyectaron y ejecutaron una serie de obras hidráulicas a fin de posibilitar un mejor drenaje hacia la laguna La Picasa y un control de sus niveles en periodos húmedos. El sistema se constituye por la laguna La Picasa y siete lagunas de regulación ubicadas hacia el oeste de la laguna principal, interconectadas por canalizaciones entre la Provincia de Córdoba y Santa Fe, y un sistema de descarga compuesto por dos estaciones de bombeo (EBSur y EBNorte), y canales que conducen las aguas desde la laguna La Picasa hacia el río Salado en la provincia de Buenos Aires.

Las obras hidráulicas proyectadas tuvieron como objetivo posibilitar la evacuación de excesos pluviales por medio de un sistema combinado de gravedad y bombeo; regular la variación de niveles de la laguna La Picasa dentro de un rango admitido a partir de políticas de manejo de los excedentes hídricos; y mejorar la capacidad de evacuación de la franja deprimida central por medio de un conjunto de obras de canalización y de dispositivos de regulaciones mejorando la transitabilidad en caminos existentes. Estas obras se dividieron en los siguientes módulos (INA, 2018):

Módulo I. Obras internas de canalización: el sistema de canales vincula bajos naturales, como se observa en la Figura 1. La traza del

mismo sigue la trayectoria de los escurrimientos superficiales de mayor jerarquía a lo largo de la franja deprimida central.

Módulo II. Obras de regulación: consistente en siete reservorios o lagunas de regulación ubicadas en depresiones naturales del terreno, las cuales están conectadas por el sistema de canalización que se describen en el Módulo I y cuya descarga está controlada por estructuras hidráulicas denominadas obras de regulación (OR), que cuentan con compuertas regulables de accionamiento manual y colchonetas de protección aguas abajo para prevenir procesos de erosión local. El objetivo de estas obras es atenuar los caudales pico de crecida y aumentar el espejo de agua acrecentando las áreas de evaporación (Figura 1).

Módulo III. Obras de derivación y protección: comprenden dos estaciones de bombeo (EBSur y EBNorte) y dos canales de derivación (D1 y D2). El objetivo de estas obras es controlar el nivel de agua en la laguna, y los caudales que ingresan y egresan de la laguna La Picasa. Por debajo de la cota 105.80 m IGM, la única vía de descarga significativa de la laguna es la evaporación (Figura 1).

El canal derivador D1 nace en el interior de la laguna de regulación número 7 y se conecta con el canal Horquetas, que conduce los escurrimientos hacia la cuenca del río Salado (provincia de Buenos Aires). El ingreso al canal derivador es controlado por la obra de derivación (OD1) que permite regular el ingreso de agua al canal mediante compuertas.

El canal derivador D2 se ubica aproximadamente 3 km aguas arriba del canal Horquetas, cuyo objeto es realizar un segundo control del caudal. Estas obras permitieron controlar los niveles de agua en el canal y derivar los excedentes nuevamente hacia la laguna La Picasa.

La Estación de Bombeo Norte se ubica en el sector noreste de la laguna y está compuesta de cinco bombas de 1 m³/s de capacidad y 6 m de altura de carga, que permite evacuar un caudal menor o igual a 5 m³/s hacia un canal que conduce los escurrimientos por una serie de bajos naturales hasta la laguna El Chañar, próxima a la localidad de Teodelina, cabecera de la cuenca del río Salado.

La Estación de Bombeo Sur se ubica al sur de la laguna La Picasa y es idéntica a la estación de bombeo Norte. Su funcionamiento es el siguiente: si el caudal derivado por gravedad hacia la cuenca del río Salado es menor a 5 m³/s y si el nivel de la laguna La Picasa es mayor a 98.50 m IGM se bombea el caudal necesario para completar los 5 m³/s hacia la cuenca del río Salado. En caso de que el caudal que ingrese al reservorio 7 sea mayor a 5 m³/s, se derivan sólo 5 m³/s y el resto ingresa a la laguna mediante el sistema de canalización.

Módulo IV. Obras de protección: se ubican próximas a la localidad de Villa Rossi, Córdoba, Argentina (By Pass Villa Rossi). Tienen como objetivo mejorar la capacidad de escurrimiento en la zona y reducir la vulnerabilidad de la localidad. El sistema de drenaje inicial no tenía capacidad suficiente para conducir los caudales producidos por la cuenca, por lo que genera anegamientos en la zona, y afecta una importante

superficie agrícola y caminos rurales. Además, como otras obras de protección y regulación, se consideró el sistema de canales y reservorios ubicados en la localidad de Leguizamón (Figura 1).

Materiales y métodos

Datos antecedentes

Las fuentes de información disponibles y utilizadas para la aplicación del modelo hidrológico e hidráulico se presentan en la Figura 3. Incluyen datos de precipitación en todas las estaciones y de evapotranspiración sólo en la estación Marcos Juárez y Pergamino.

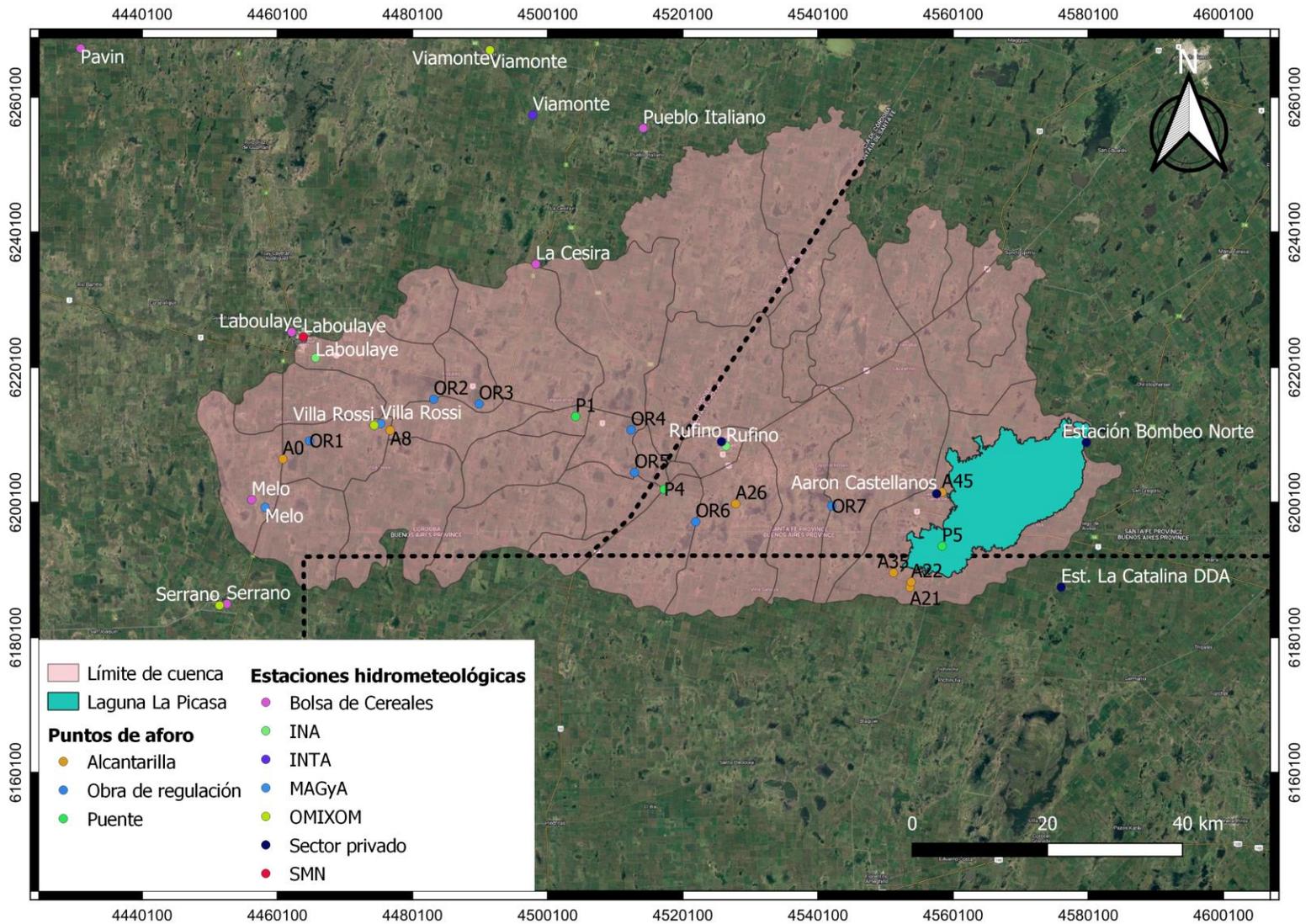


Figura 3. Inventario de estaciones hidrometeorológicas y puntos de aforo ubicados en la zona de estudio.

La precipitación varía en tiempo y espacio. En general es la única fuente de humedad que tiene el suelo, por lo que es necesario contar con

datos con la mejor precisión posible, pues de ellos dependerá la precisión de los modelos planteados. Los datos de precipitaciones son diarios y se obtuvieron a partir de registros pluviométricos con series de longitudes entre 1 y 20 años, y con distribución espacial de baja densidad.

La evapotranspiración ET se define como la cantidad de agua total que se pierde en la atmósfera, y que une los conceptos de evaporación y transpiración. En este trabajo se considera que varía en el tiempo y para cada reservorio, pero es uniforme espacialmente. Para estudiar la ET se considera que una parte de la precipitación es captada en el suelo por la vegetación desde donde se evapora parcialmente; otra parte llega al suelo, lo satura y luego se evapora desde el suelo húmedo. Una vez que el suelo se encuentra saturado, el agua escurre hacia cuerpos de agua desde donde también el agua se evapora. Los datos de ET son diarios y se obtuvieron de la aplicación del método del Thornthwaite, en función de la serie diarios de temperatura en las estaciones de Rufino.

Los puntos de aforo de caudal se ubican a la salida de cada reservorio que compone el sistema de la laguna La Picasa sobre obras de regulación, obras de derivación y obras de cruce, como alcantarillas y puentes. Se trata de mediciones que no son diarias, sino que fueron realizadas uno o dos días en el mes. Se cuenta con datos de aforos desde 1998, recopilados y medidos por la provincia de Santa Fe por los ingenieros Gustavo Villauria y Alfredo Raparo, y que se encuentran expuestos en el proyecto "Monitoreo de caudales – obras internas cuenca Laguna La Picasa".

Los niveles de agua medidos sobre la laguna La Picasa —utilizados luego para la calibración del modelo hidrológico— tienen una variación temporal diaria aplicados a todo el cuerpo de agua. Los datos recopilados abarcan el periodo de estudio que va de 2007 a 2017.

La información topobatimétrica del sistema abarca modelos digitales de elevación antecedente de los siete reservorios; modelo digital de elevación elaborado con base en tareas de campaña en la laguna La Picasa; curvas H-V y H-A para cada reservorio que compone el sistema, y trazado del sistema principal de canales.

Modelo hidrológico

El modelo hidrológico tiene como objetivo el estudio y análisis del sistema actual que compone la cuenca Laguna La Picasa y la calibración de sus parámetros con datos observados en campo. Primero se evalúan la respuesta hidrológica del sistema teniendo en cuenta las obras hidráulicas proyectadas en el diseño original; luego se consideran las obras hidráulicas ejecutadas, y por último se toman en cuenta las modificaciones realizadas sobre las obras de regulación en los reservorios 2 y 4; finalmente se evalúan los niveles de agua en la laguna La Picasa considerando diferentes manejos del sistema de bombeo. El paso de

tiempo que se utiliza durante la modelación es diaria para un periodo que abarca de 2007 a 2017.

Para el desarrollo del modelo se utilizó el programa HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center's-Hydrologic Modeling System*), en el periodo 2007-2017, que abarca una ventana de tiempo de 10 años. Durante este periodo se observó un aumento significativo del nivel de agua de la laguna La Picasa.

En la Figura 4 se presenta el esquema del modelo de la cuenca compuesto por 29 subcuencas que componen el sistema principal, siete subcuencas denominadas externas que generan aporte al sistema de La Picasa, 27 tránsitos y ocho reservorios.

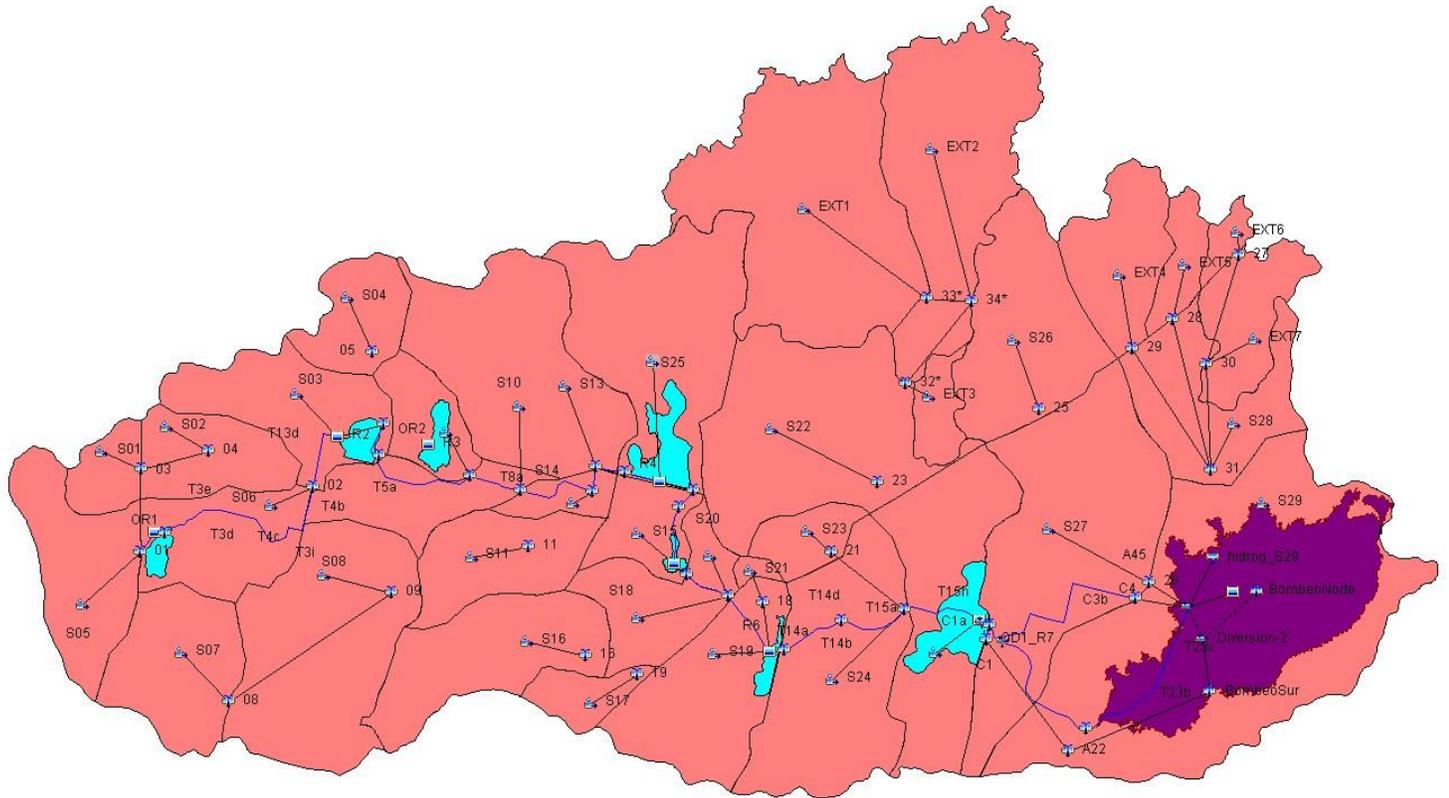


Figura 4. Esquema del modelo de la cuenca en HEC-HMS.

Para la delimitación de las 29 subcuencas se consideraron los principales bajos, los cuales se conectaron entre sí artificialmente por medio de canalizaciones que desembocan en la laguna La Picasa; depresiones naturales; y obras de arte, como alcantarillas, rutas y puentes (Figura 5).

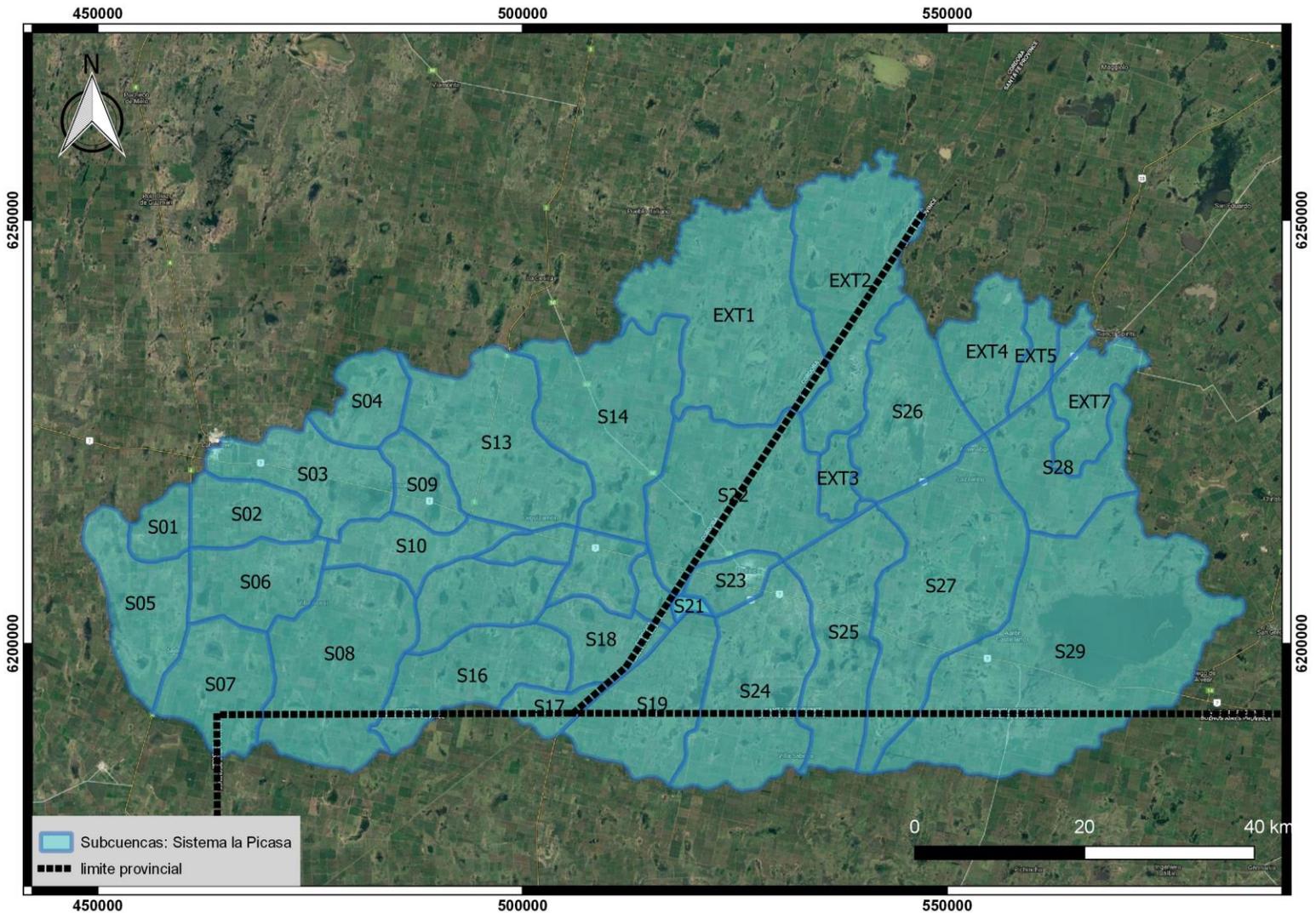


Figura 5. Delimitación de subcuencas.

El método de pérdidas utilizado fue el SMA (*Soil Moisture Accounting*). Se trata de un método continuo que utiliza tres capas para representar la dinámica del movimiento del agua en el suelo. Simula el

movimiento y almacenamiento del agua en la cubierta vegetal, superficie del suelo, perfil del suelo y acuíferos. Considera al flujo de agua en términos de velocidad (mm/h) que pasa de la superficie del suelo hacia la primera capa de suelo y desde ésta hasta el primer acuífero. En este trabajo se determinó el flujo de agua con base en el uso, con predominio agroganadero (Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Provincia de Córdoba, 2019), y tipo de suelo, mencionado anteriormente, en términos de la permeabilidad (Universidad Nacional de Córdoba, 2019) (Figura 6).

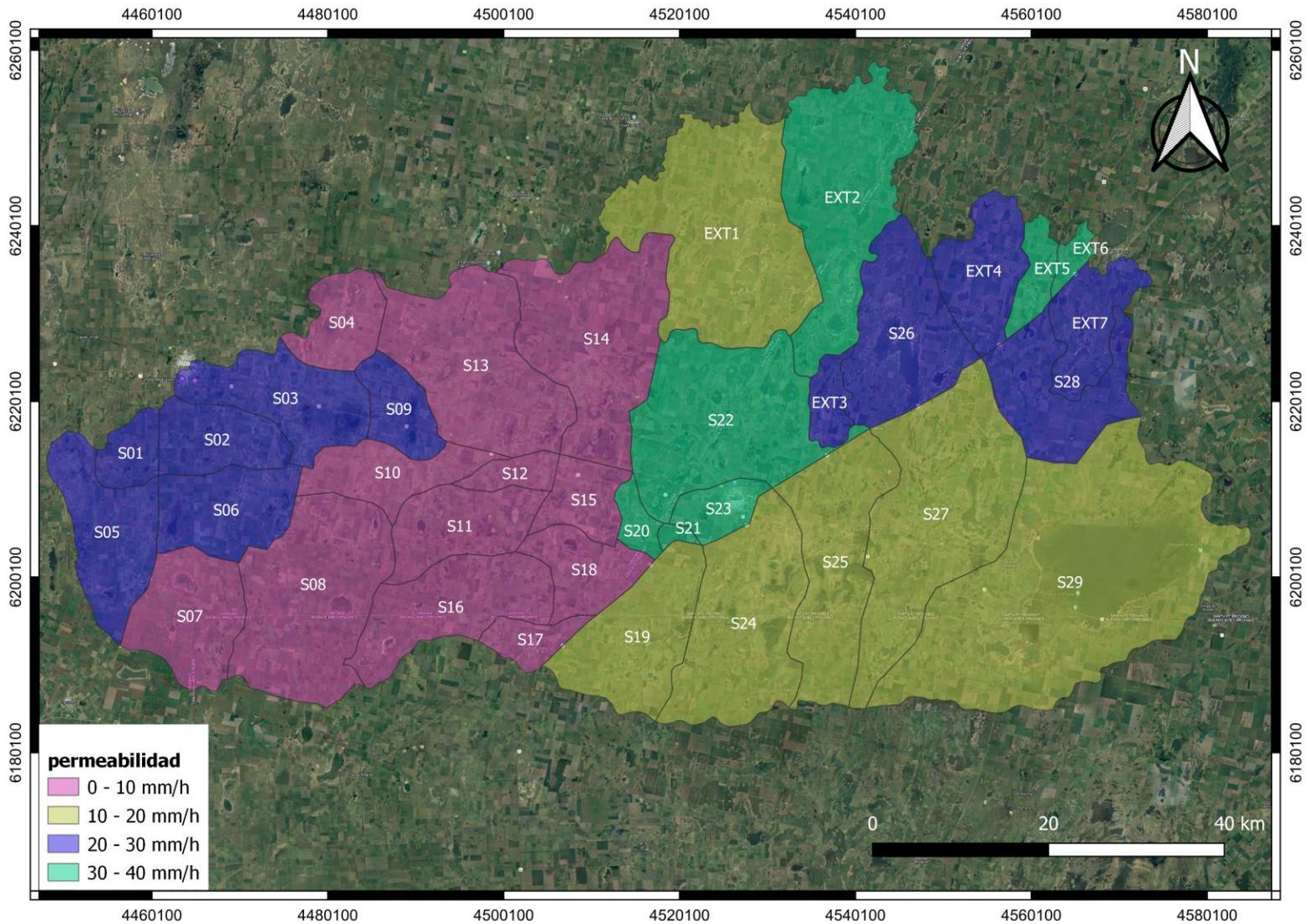


Figura 6. Clasificación en subcuencas según permeabilidad en mm/h.

Para el tránsito de los hidrogramas en los canales se utilizó el método de Muskingum desarrollado por McCarthy (1938), que se basa en el principio de que una onda de crecida desplazándose en un río se

amortigua a causa de la fricción del fondo y de las márgenes, así como por los almacenamientos naturales en el lecho de inundación (Llamas, 1993). Los parámetros se definieron en función de las características geométricas y pendientes longitudinales de cada uno de los canales.

Para el tránsito de los hidrogramas en los reservorios se aplicó el método de Puls (CEWRC-HEC, 1990). Los reservorios se modelaron según parámetros definidos por la geometría de los cuerpos de agua. Además, se consideraron ingreso y egreso directos sobre cada cuerpo lagunar, cuantificando las precipitaciones y evapotranspiraciones, respectivamente.

El escurrimiento subterráneo hacia la laguna La Picasa se definió según un análisis del uso y tipo de suelo, curvas de nivel y sistema de canales principales; mientras que el aporte subterráneo directo se atribuyó a la subcuenca que incluye a la laguna (Figura 7).

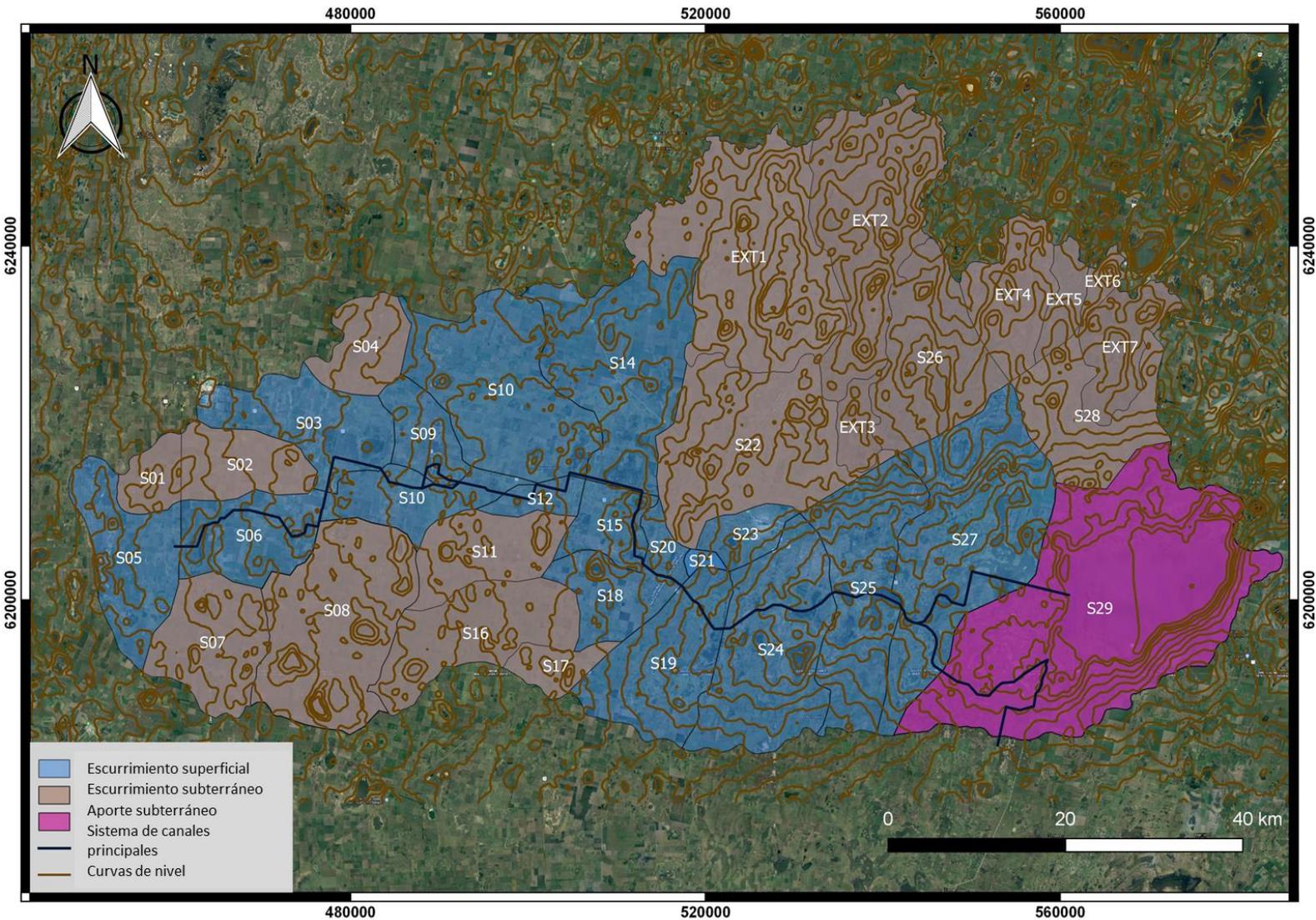


Figura 7. Subcuencas con aporte subterráneo y con aporte superficial.

Los balances se desagregaron para cada cuerpo lagunar en forma independiente siguiendo el orden natural de escurrimiento de las depresiones o las interconexiones que se determinen. Estas

conformaciones fueron variando en la simulación, estableciéndose diferentes interconexiones de un cuerpo lagunar a otro, con el fin de evaluar distintos escenarios.

Calibración del modelo hidrológico

Para la calibración del modelo hidrológico se compararon los resultados del modelo con datos observados de niveles de agua y caudales aforados en secciones de control ubicadas a lo largo del sistema de la laguna La Picasa (Figura 1). Los cuatro periodos de estudio fueron los siguientes: 1er periodo, de marzo a noviembre de 2007; 2º periodo, de marzo a junio de 2010; 3er periodo, de marzo a diciembre de 2012, y 4º periodo, de enero a diciembre de 2016.

El procedimiento de calibración consistió en simulaciones iterativas, donde se ajustaron los parámetros de almacenamiento superficial; almacenamiento en el primer y el segundo acuífero; velocidad de infiltración asociada con el flujo máximo de agua que pasa de un nivel al siguiente, y tiempos de retardo definidos para cada subcuenca hasta lograr que los resultados del modelo y las observaciones realizadas en campo se aproximen. Los tiempos de retardo hacen referencia a tiempos que transcurren para que el agua almacenada fluya lateralmente alimentando el cauce como caudal base.

Escenarios simulados

Una vez calibrados los parámetros de las subcuencas se simularon nueve escenarios en los que fue variando el diseño de obras hidráulicas según planos originales (E1), según planos conforme a obra (E2 y E3), y también se plantearon alternativas con elevación de umbrales en reservorios 2 y 4 (E4), y se consideraron distintas opciones con respecto al manejo del sistema de bombeo (E5, E6, E7, E8 y E9):

Escenario 1-E1: planos según diseño original de reservorios y sistema de canales principales sin obra de desvío en Villa Rossi.

Escenario 2-E2: planos conforme a obra sin considerar la obra de desvío en Villa Rossi.

Escenario 3-E3: planos conforme a obra, adicionando reservorio 3 con sus canales de ingreso y egreso, la obra de desvío de Villa Rossi y modificaciones en el ingreso del reservorio 2.

Escenario 4-E4: con base en el E3 se modificaron niveles de umbrales en reservorios 2 y 4 proponiendo elevación de los mismos.

Escenario 5-E5: no se consideró bombeo norte y sur.

Escenario 6-E6: se planteó capacidad máxima de bombeo en estación de bombeo sur y norte.

Escenario 7-E7: se buscó bombeo óptimo de manera tal de mantener el nivel de la laguna según consideraciones de proyecto.

Escenario 8-E8: con base en E3 se agregó capacidad máxima de 5 m³/s en Estación de Bombeo Sur.

Escenario 9-E9: con base en E4 se agregó capacidad máxima de 5 m³/s en Estación de Bombeo Sur.

Modelo hidráulico

El modelo hidráulico tiene como objetivo el estudio y análisis del sistema de canales principales y de reservorios donde se definen las áreas inundables, los niveles de agua y las velocidades para cada reservorio planteando diferentes escenarios.

Para la implementación del modelo hidráulico se utilizó el programa computacional HEC-RAS (*Hydrologic Engineering Center-River Analysis System*) (CEWRC-HEC, 1990) en el periodo que abarca del 17 de diciembre de 2015 al 25 de marzo de 2016, periodo en el cual la laguna superó el nivel máximo de proyecto. Esta herramienta permite realizar cálculos hidráulicos unidimensionales 1D, bidimensionales 2D o combinación de modelos 1D y 2D (Brunner *et al*, 2015). Para resolver los

modelos bidimensionales (2D), HEC-RAS permite utilizar las ecuaciones de Saint-Venant o las ecuaciones de onda difusiva (2D).

En este trabajo se realizó un modelo combinado 1D/2D. Se utilizaron componentes 1D para el sistema de canales debido a que en estos elementos el flujo es fundamentalmente unidimensional; en la zona de los reservorios en las cuales el flujo es bidimensional se utilizaron mallas de cálculo 2D.

La principal ventaja en el empleo combinado de modelado 1D y 2D es la disminución del costo computacional y, por lo tanto, del tiempo de cálculo respecto de un modelo 2D. En todas las simulaciones se utilizaron las ecuaciones de onda difusiva 2D, asumiendo que los términos del gradiente de presión gravimétrico y los términos de fricción son los dominantes.

Para asignar cotas a las celdas de las áreas bidimensionales se confeccionó un modelo digital de elevación del terreno (MDE) a partir de información topográfica recopilada de antecedentes y relevada en campo de los diferentes reservorios, y se complementó esta información con el MDE MERIT para ampliar el dominio de cálculo de las áreas 2D.

En la Figura 8 se presenta el esquema del modelo hidráulico, el cual está compuesto por 10 canales unidimensionales y ocho mallas de cálculo bidimensional. El tamaño de celdas 2D aproximado fue de 30 x 30 m, con lo cual el modelo completo estuvo compuesto por 779 000 celdas.

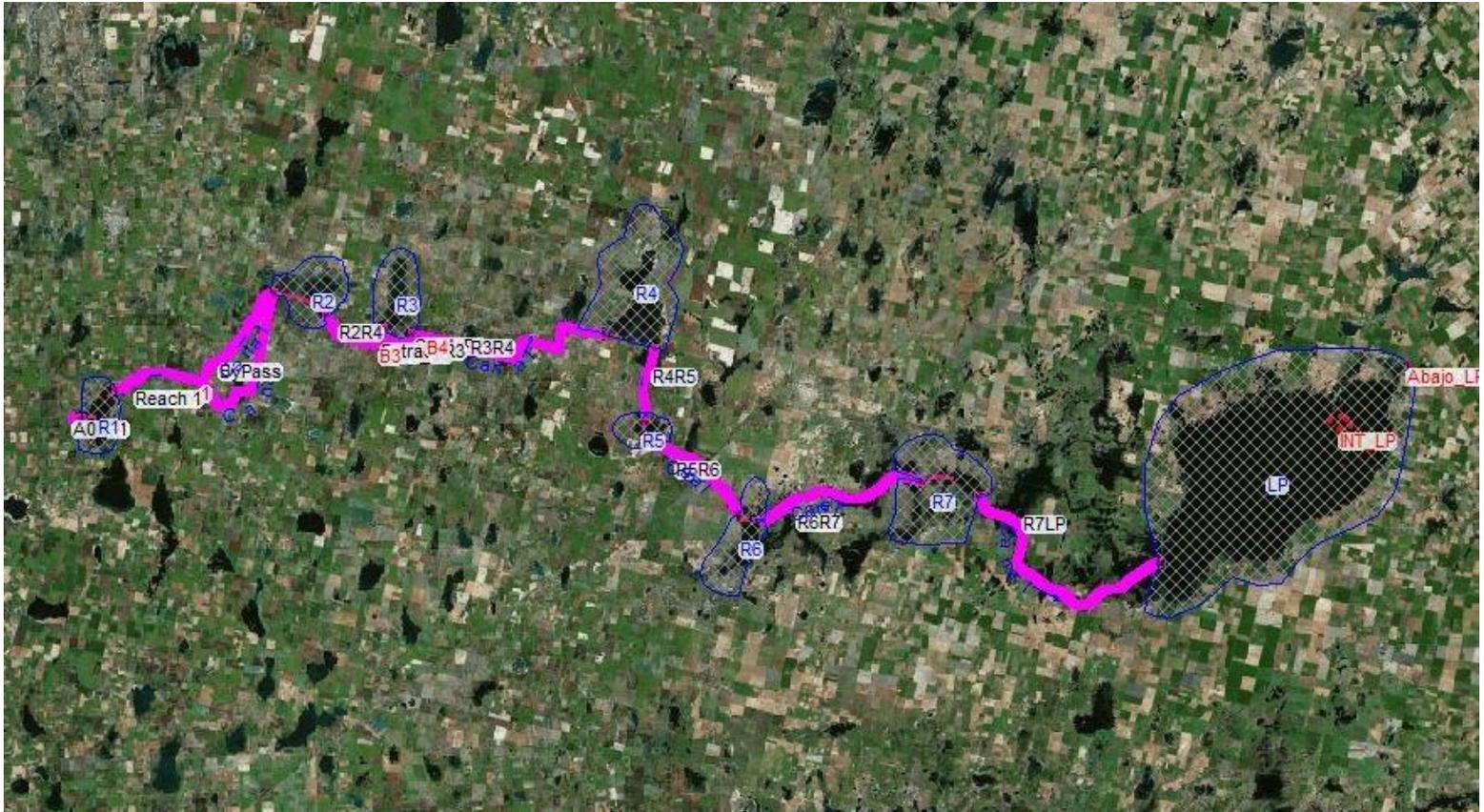


Figura 8. Configuración de geometría 1D y 2D en el sistema Laguna La Picasa.

La configuración previa a la ejecución del modelo cuasi 2D involucró la definición del tamaño de malla (Δx) y el paso de tiempo de cómputo (Δt), que permitieron obtener una buena precisión numérica y una reducción al mínimo del tiempo de cálculo.

El tamaño de malla permitió al modelo adecuarse apropiadamente al terreno e incluir todas las obstrucciones presentes. El paso de tiempo

de cómputo se relaciona con el número de Courant, y se obtuvo de la relación entre espacio, velocidad y tiempo.

Las condiciones de borde fueron los caudales obtenidos del modelo hidrológico. En extremos aguas arriba del sistema se introdujeron hidrogramas y aguas abajo se definió una condición de profundidad normal. Además, se introdujeron como flujos laterales los hidrogramas de salida de los puntos de cierre de las subcuencas estudiadas en las secciones correspondientes.

Calibración del modelo hidráulico

Para la calibración del modelo hidráulico se comparó el área de inundación obtenida para el escenario 1 y 2 de los reservorios 2 y 4 con el mapeo de áreas inundadas obtenido mediante un estudio del Índice Diferencial de Agua Normalizado Modificado (MNDWI) realizado con imágenes de satélite Landsat 7 y 8 (Universidad Nacional de Córdoba, 2019).

Escenarios simulados



El modelo hidráulico se aplicó en cuatro escenarios, en función del diseño de obras hidráulicas original, de los planos conforme a obra y de alternativas con elevación de umbrales en reservorios:

Escenario 1-E1: traza de canal conforme a obra, con obras de regulación según diseño original, sin obra de desvío en la localidad de Villa Rossi y diseño del reservorio 3.

Escenario 2-E2: planos conforme a obra sin obra de desvío en la localidad de Villa Rossi ni conexión del reservorio 3 (con obras de regulación conforme a obra).

Escenario 3-E3: planos conforme a obra, adicionando planos de proyecto del reservorio 3 y la obra de desvío en la localidad de Villa Rossi.

Escenario 4-E4: con base en E3 se modifican niveles de umbrales en reservorios 2 y 4, proponiendo elevación de los mismos como obras futuras.

Resultados y discusión

Modelo hidrológico



Validación y ajuste del modelo

Los resultados obtenidos para el escenario 3, que representa al sistema en su estado actual, se asemejan a los datos observados de niveles de agua en la laguna La Picasa. El incremento del nivel observado a partir del año 2015 pudo reflejarse en el modelo encontrándose en coincidencia con un aumento en las precipitaciones y por lo tanto un aumento en los escurrimientos superficiales. Además se visualiza una diferencia máxima entre niveles de 70 cm sucedido en el año 2012 (Figura 9).

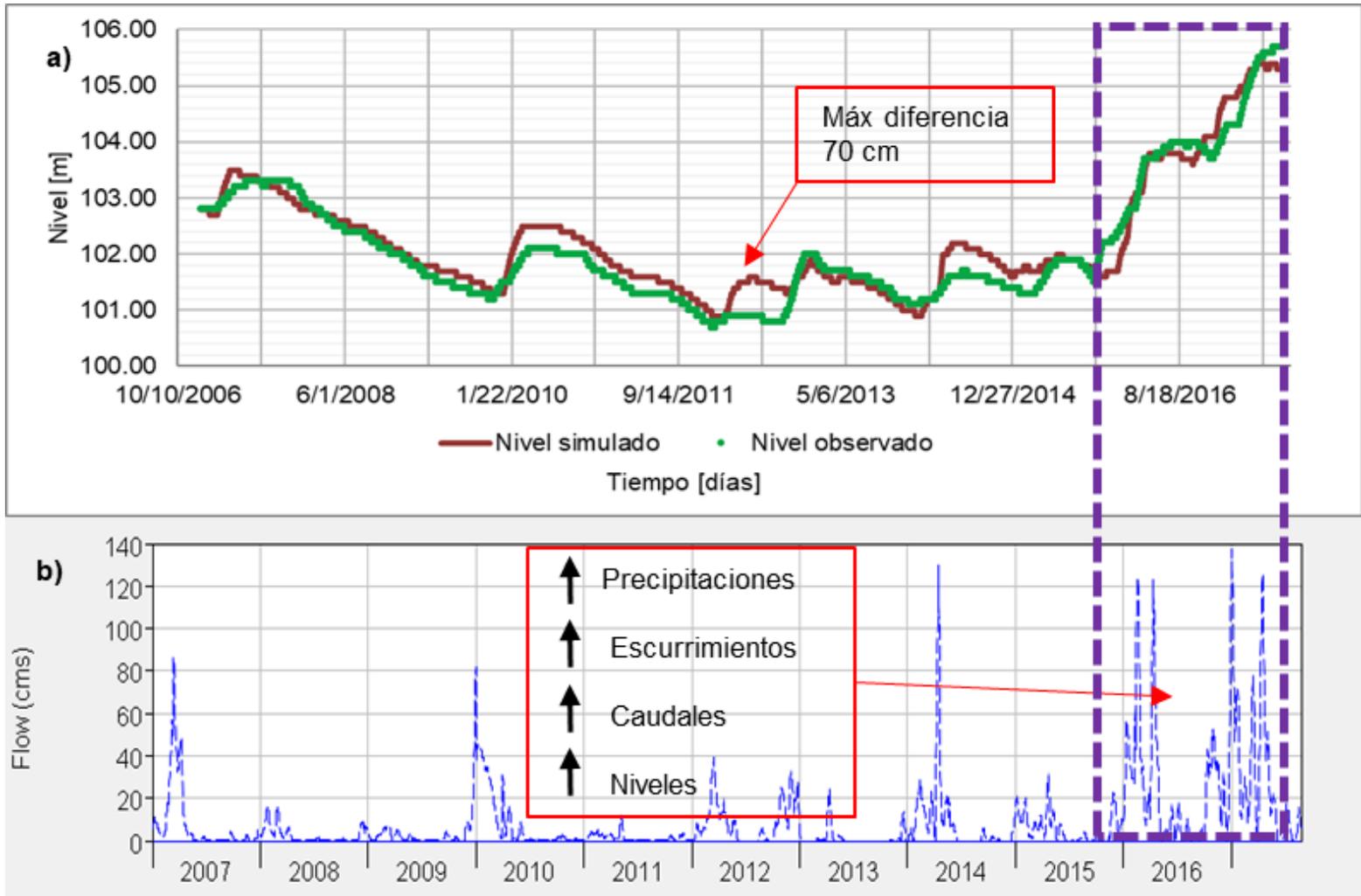


Figura 9. a) Comparación de niveles de agua obtenidos del modelo y niveles de agua observados en la laguna La Picasa, periodo 2007-2017; b) serie de caudales aplicada al modelo hidrológico de la laguna La Picasa, periodo 2007-2017.

Adicionalmente se determinó el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe que permite evaluar la habilidad predictiva de los modelos hidrológicos. Se aplicó a los niveles de agua observados y simulados en la laguna La Picasa usando la siguiente ecuación:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (h_m^t - h_0^t)^2}{\sum_0^t (h_0^t - \bar{h}_0)^2} \quad (1)$$

Donde h_m^t hace referencia al nivel de agua simulado; h_0^t , al nivel de agua observado, y \bar{h}_0 al nivel medio de los datos observados. De este análisis se obtuvo un valor de $NSE = 0.93$ y según valores de referencia del criterio cuando el coeficiente es > 0.8 se considera un ajuste "excelente" (Molnar, 2011).

El análisis de caudales mínimos, medios y máximos se lleva a cabo mediante la comparación de los resultados de caudal obtenidos del modelo con los caudales aforados en cada sección de control. Los puntos de comparación fueron obras de regulación OR1, OR2, OR4, OR6 y OR7, puentes P1 y O4 y alcantarilla A26.

La comparación y consiguiente ajuste del modelo se realizó para los escenarios 1, 2, 3 y 4 en los cuatro periodos seleccionados en el proceso de calibración de parámetros. Se ajustó el modelo para un periodo húmedo, como fue el de 2015, y para un periodo seco, como fue el del año 2010.

En la Figura 10, Figura 11 y Figura 12 se observa cómo se logró calibrar el modelo hidrológico, de manera que representa al sistema cuenca Laguna La Picasa y cuantifica los escurrimientos superficiales, siendo una herramienta útil para aplicar en futuras situaciones que puedan ocurrir.

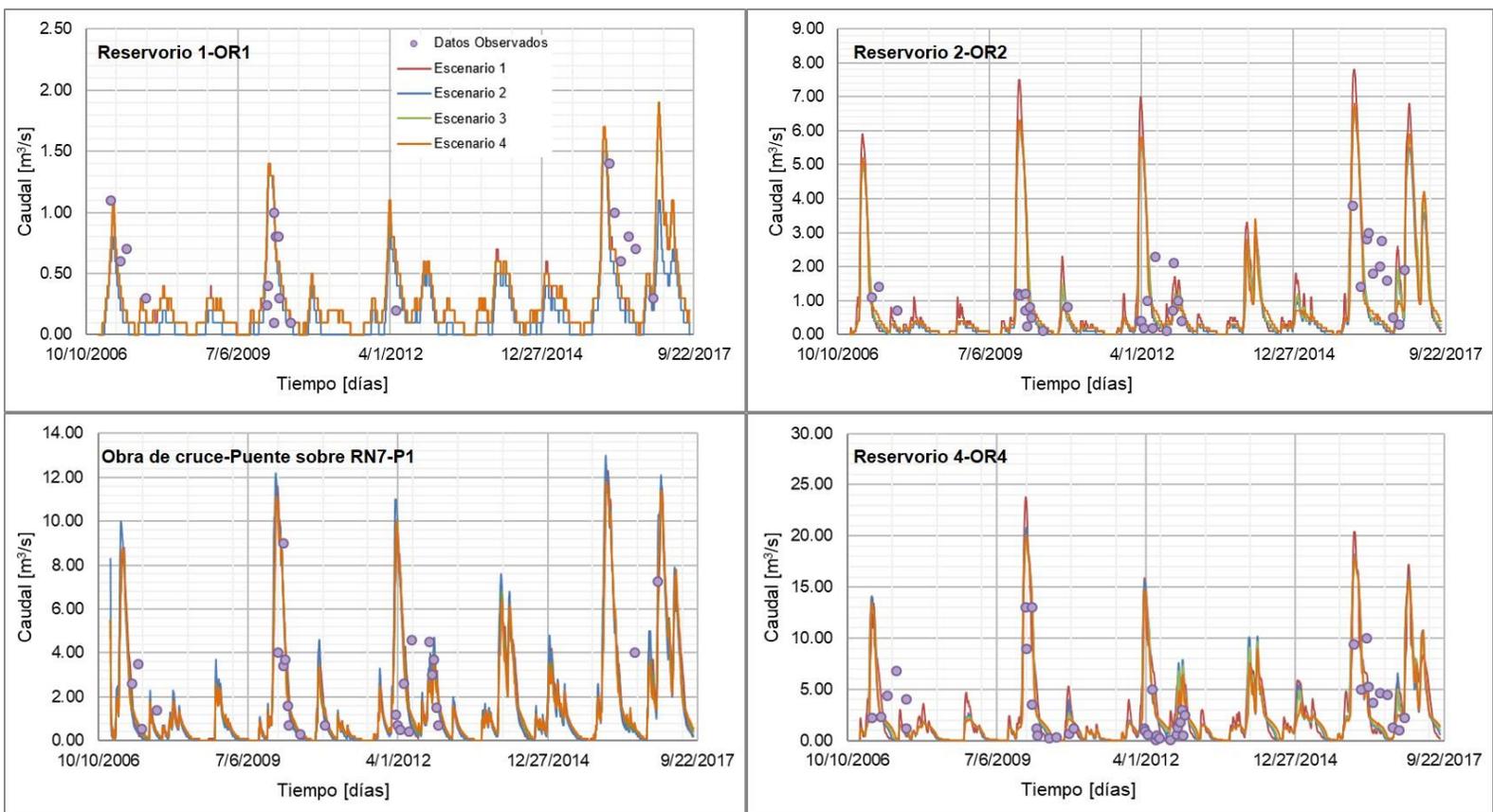


Figura 10. Resultados de E1, E2, E3 y E4 para las secciones de control OR1, OR2, P1 y OR4. En puntos se observan los datos aforados de caudal.

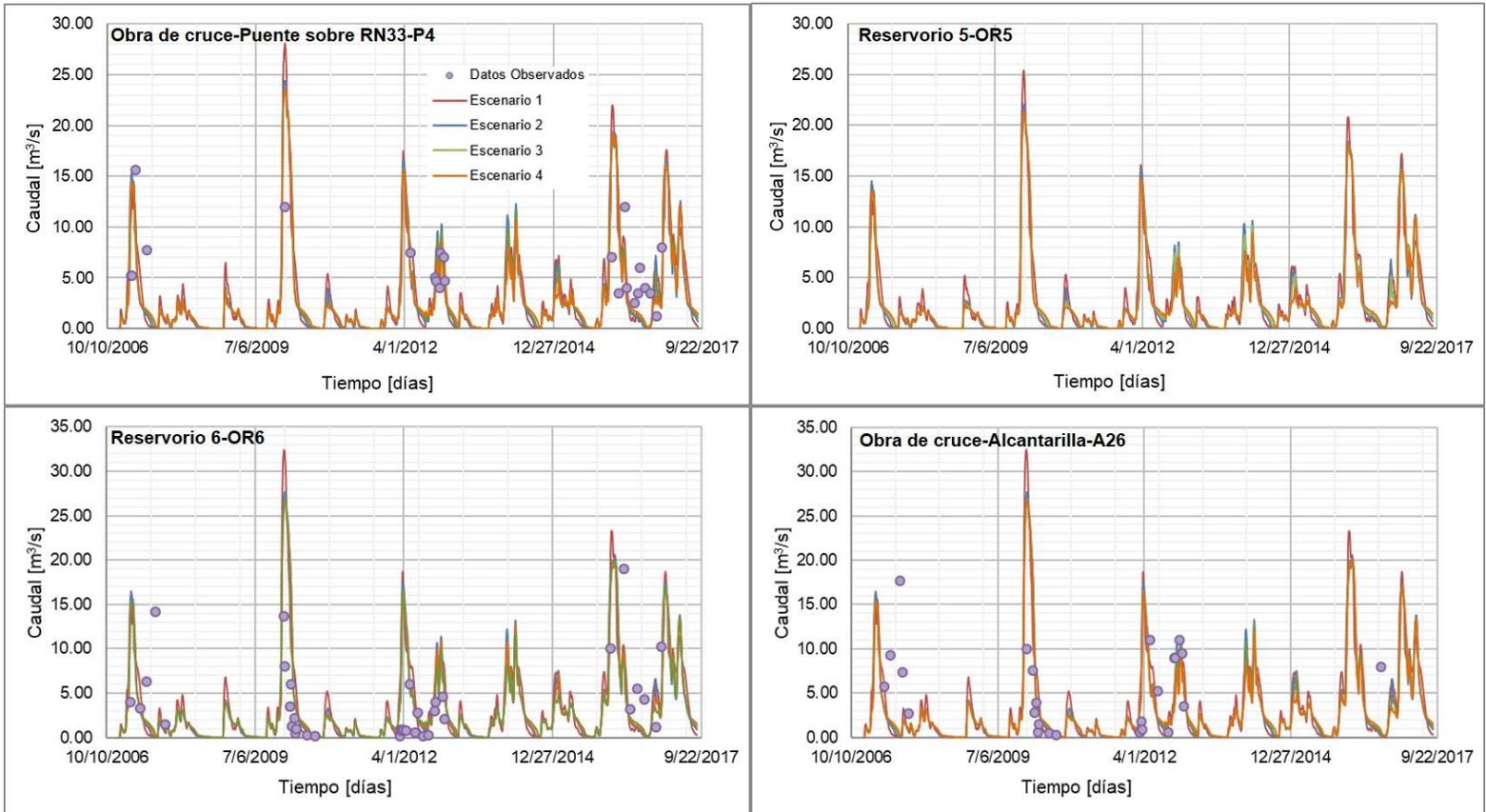


Figura 11. Resultados de E1, E2, E3 y E4 para las secciones de control P4, OR5, OR6 y A26. En puntos se observan los datos aforados de caudal.

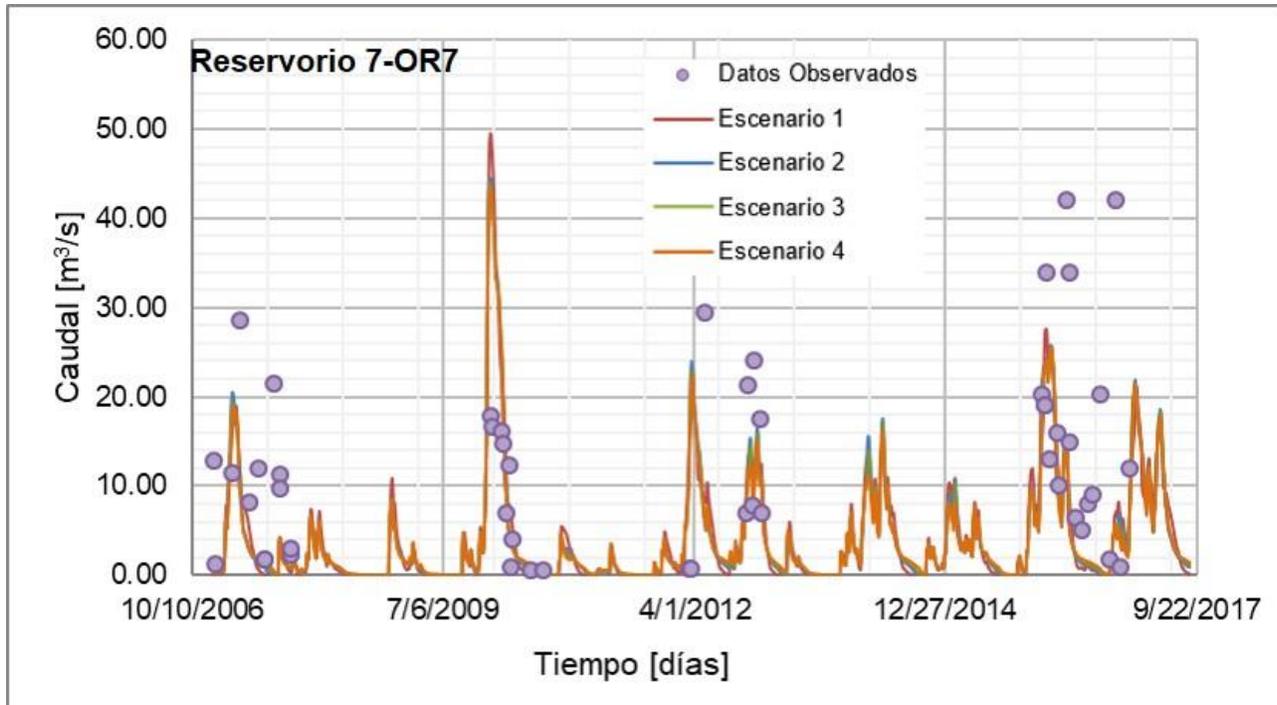


Figura 12. Resultados de E1, E2, E3 y E4 comparados con datos observados en sección de control OR7.

Una vez ajustado el modelo fue posible analizar el efecto del sistema de reservorios frente al evento de precipitaciones ocurrido durante el periodo de análisis para el escenario 3. La amortiguación o regulación lograda en el sistema de reservorios se puede observar en la Figura 13 y Figura 14, donde se destaca el efecto de amortiguación en los reservorios R1, R2, R3 y R4. Mientras que en los reservorios R5, R6 y R7 el caudal de entrada se igualó al de salida, mostrando una escasa regulación.

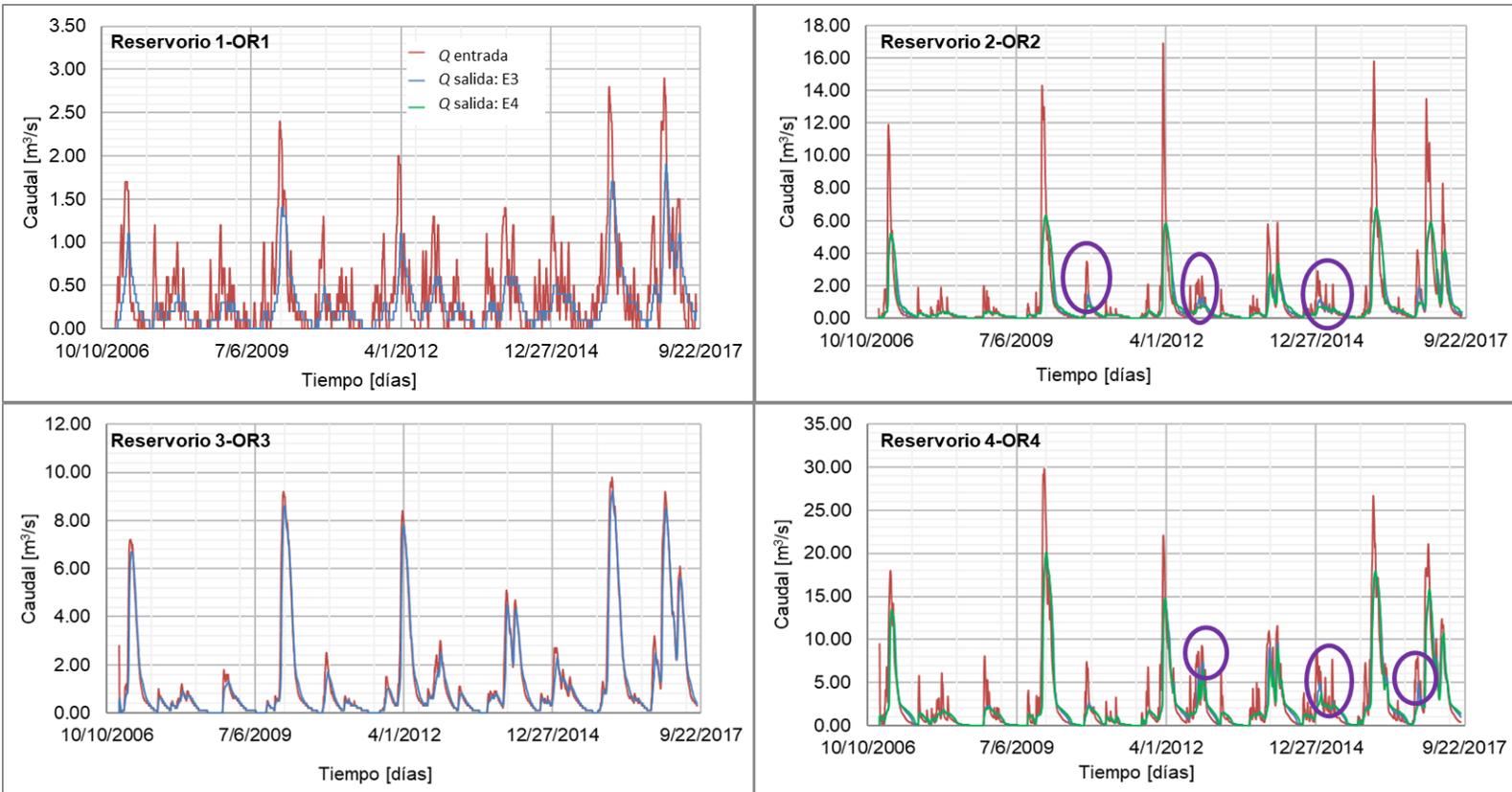


Figura 13. Resultados para el E3 y E4. Comparación entre caudal de entrada y caudal de salida en los reservorios R1, R2, R3 y R4.

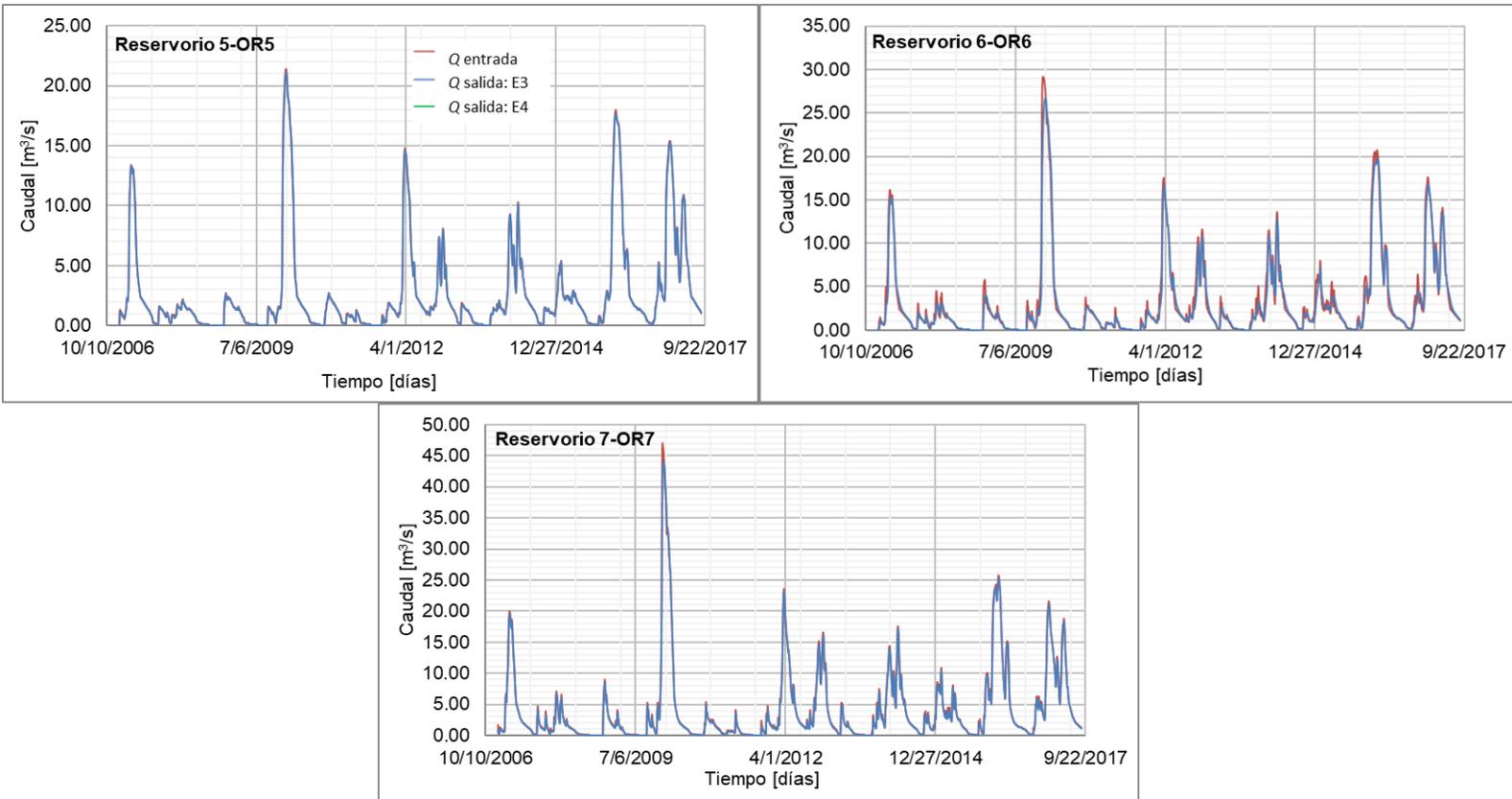


Figura 14. Resultados para el E3 y E4. Comparación entre caudal de entrada y caudal de salida en los reservorios R5, R6 y R7.

Finalmente se compararon los escenarios 3 y 4 para los reservorios 2 y 4, donde se diferencia solamente la elevación del umbral para dichos reservorios; se observó una disminución en los caudales de salida para el escenario 4 (Figura 13 b y d). La alternativa de elevación del umbral en obras de regulación (E4) presentó para caudales medios y mínimos una atenuación en hidrogramas de salida, observando un aumento del 3 % en la regulación del caudal medio. Para caudales máximos, la elevación del

umbral del reservorio 2 no significó un aumento en su regulación; mientras que en el reservorio 4 se observó una disminución del 4 %.

Esto muestra la importancia de llevar a cabo un análisis para la modificación de las obras de descarga (orificios y vertederos), ya que permitirán mejorar el manejo de excedentes en el sistema de canales principales, evitando futuros anegamientos en la zona de estudio (Figura 13 y Figura 14).

Aplicación del modelo

Niveles de agua en la laguna La Picasa

El modelo hidrológico se aplicó en los nueve escenarios planteados. En la Figura 15 se observan similitudes en los resultados obtenidos para los escenarios E1, E2, E3 y E4; mientras que en los escenarios E5, E6, E7, E8 y E9 se visualiza cómo el nivel de agua comienza a separarse de los niveles de agua obtenidos para los cuatro primeros escenarios a partir del año 2012. Esto puede relacionarse con el inicio de las operaciones de bombeo sucedidas ese año.

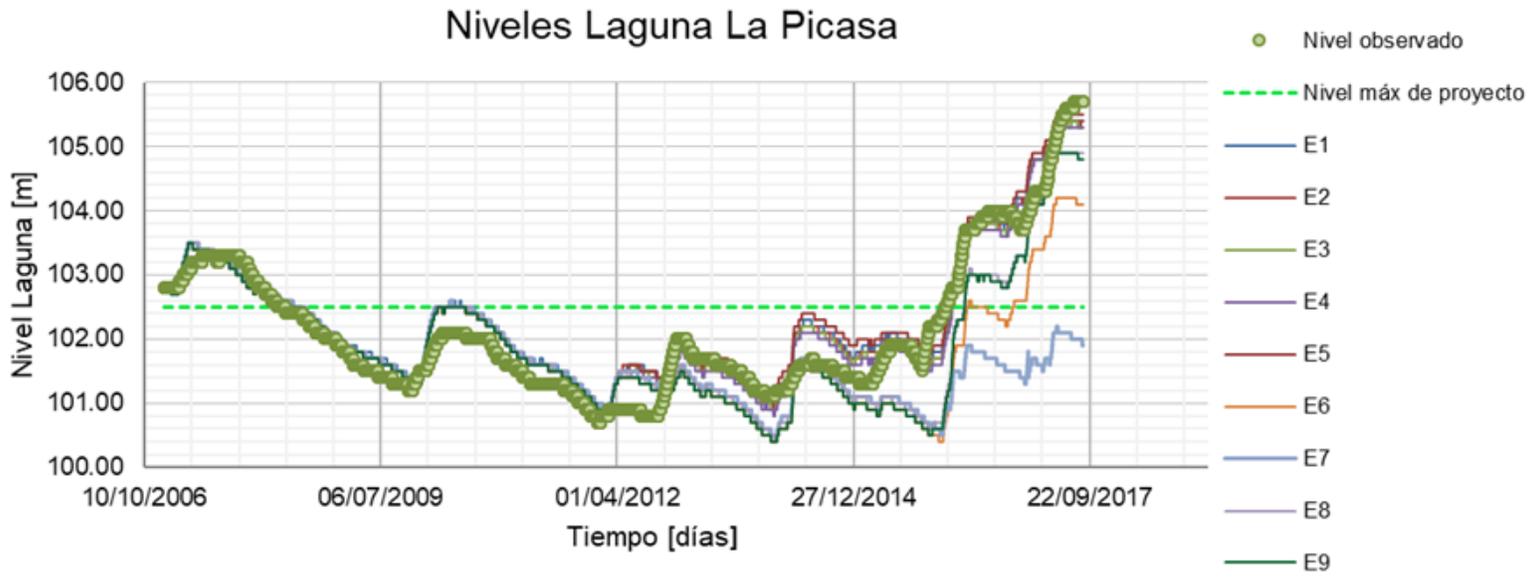


Figura 15. Niveles de agua obtenidos para los nueve escenarios planteados, periodo 2007-2017.

Los resultados del escenario 7 muestran los niveles de agua que deberían haberse logrado durante el periodo 2007-2017 para mantener a la laguna en su nivel máximo según proyecto de 102.50 m. Para lograrlo era necesario considerar como caudal erogado la siguiente serie de caudales que suma los bombeos de las estaciones sur y norte: periodo 01/04/2012 a 31/08/2015 de 5 m³/s; periodo 01/09/2015 a 28/01/2016 de 12,20 m³/s; periodo 29/01/2016 a 25/08/2017 de 35 m³/s.

Por otra parte, entre los años 2016 y 2017, periodo donde se observó un gran aumento de niveles observados en la laguna con

anegamientos en zonas aledañas, se visualiza la importancia de contar con una estación de bombeo, pues, por ejemplo, al considerarse un bombeo máximo de 5 m³/s, el nivel de la laguna desciende 1 m aproximadamente (E4 y E9).

La comparación del escenario 1 donde se consideró el sistema con base al diseño original y el escenario 3 donde se consideró el sistema según planos ejecutivos dio como resultado los que se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Comparación de caudales de descarga medios y máximos en OR1, OR2, OR3, OR4, OR5, P4, OR6 y OR7 – E1 y E3.

| Obras de regulación | E1 Q medio (m ³ /s) | E3 Q medio (m ³ /s) | Diferencia (%) | E1 Q _{máx} (m ³ /s) | E3 Q _{máx} (m ³ /s) | Diferencia (%) |
|---------------------|---|---|-------------------|---|---|-------------------|
| OR1 | 0.29 | 0.29 | 1 | 1.36 | 1.37 | 1 |
| OR2 | 0.94 | 0.85 | -9 | 5.87 | 5.29 | -10 |
| OR3 | 1.38 | 1.30 | -6 | 7.81 | 7.48 | -4 |
| OR4 | 2.70 | 2.51 | -7 | 17.25 | 13.16 | -24 |
| OR5 | 2.79 | 2.60 | -7 | 18.40 | 13.45 | -27 |

| Obras de regulación | E1 Q medio (m ³ /s) | E3 Q medio (m ³ /s) | Diferencia (%) | E1 Q _{máx} (m ³ /s) | E3 Q _{máx} (m ³ /s) | Diferencia (%) |
|---------------------|---|---|-------------------|---|---|-------------------|
| P4 | 3.05 | 2.86 | -6 | 20.03 | 17.67 | -12 |
| OR6 | 3.34 | 3.15 | -6 | 21.64 | 17.28 | -20 |
| OR7 | 4.19 | 4.11 | -2 | 30.47 | 22.91 | -25 |

En la Tabla 1 se observa un aumento en la regulación de caudales medios y máximos en los reservorios, excepto en el reservorio 1. Por lo tanto, la modificación de las obras de regulación fue positiva. La comparación de escenarios 3 y 4 en la sección de aforo ubicada en el límite provincial entre las provincias de Córdoba y Santa Fe P4 muestra un aumento del 2 % en la regulación del caudal medio, mientras que para los caudales máximos se obtuvo una disminución en su regulación (Tabla 2). Por lo tanto, la elevación de umbrales favorece la atenuación de caudales medios, pero no así los máximos.

Tabla 2. Comparación de caudales de descarga máximos y medios en OR2, OR4 y P4 – E3 y E4.

| Obras de regulación | E3 Q medio (m ³ /s) | E4 Q medio (m ³ /s) | Diferencia (%) | E3 Q _{máx} (m ³ /s) | E4 Q _{máx} (m ³ /s) | Diferencia (%) |
|---------------------|---|---|-------------------|---|---|-------------------|
| OR2 | 0.85 | 0.82 | -3 | 5.29 | 5.31 | 0 |
| OR4 | 2.51 | 2.45 | -3 | 13.16 | 13.67 | 4 |
| P4 | 2.86 | 2.80 | -2 | 17.67 | 17.81 | 1 |

Modelo hidráulico

Validación y ajuste del modelo

Los resultados obtenidos en los reservorios 2 y 4 se compararon con las áreas anegadas obtenidas a partir del análisis del índice MNDWI (Xu, 2006). Dicha mancha hace referencia a imágenes de satélite del día 16 de marzo de 2016 y de la envolvente de las máximas superficiales inundadas en el periodo de estudio 2007-2017.

Los índices analizados fueron el índice diferencial de agua normalizado (NDWI, por sus siglas en inglés) y el índice diferencial de

agua normalizado modificado (MNDWI, por sus siglas en inglés). Para el presente trabajo se utilizó este último, pues se consideró que las imágenes analizadas delimitaban mejor los contornos de zonas inundadas. Para lograrlo, se comparó la combinación de banda en color natural (4, 3, 2 para Landsat 8; y 3, 2, 1 para Landsat 5 y Landsat 7).

En la Figura 16, Figura 17, Figura 18 y Figura 19 se observa cómo las manchas de inundación simuladas con HEC-RAS se ajustan a las manchas obtenidas con el índice MNDWI para los cuatro escenarios. La validación y el ajuste del modelo se consideran aceptables teniendo en cuenta la dimensión del área de estudio y la batimetría lograda. Se observa para los resultados del modelo, en los cuatro escenarios, una mancha levemente superior en el reservorio 2, en comparación con la envolvente de máxima superficie anegada que se presenta en color rojo.

- Escenario 1

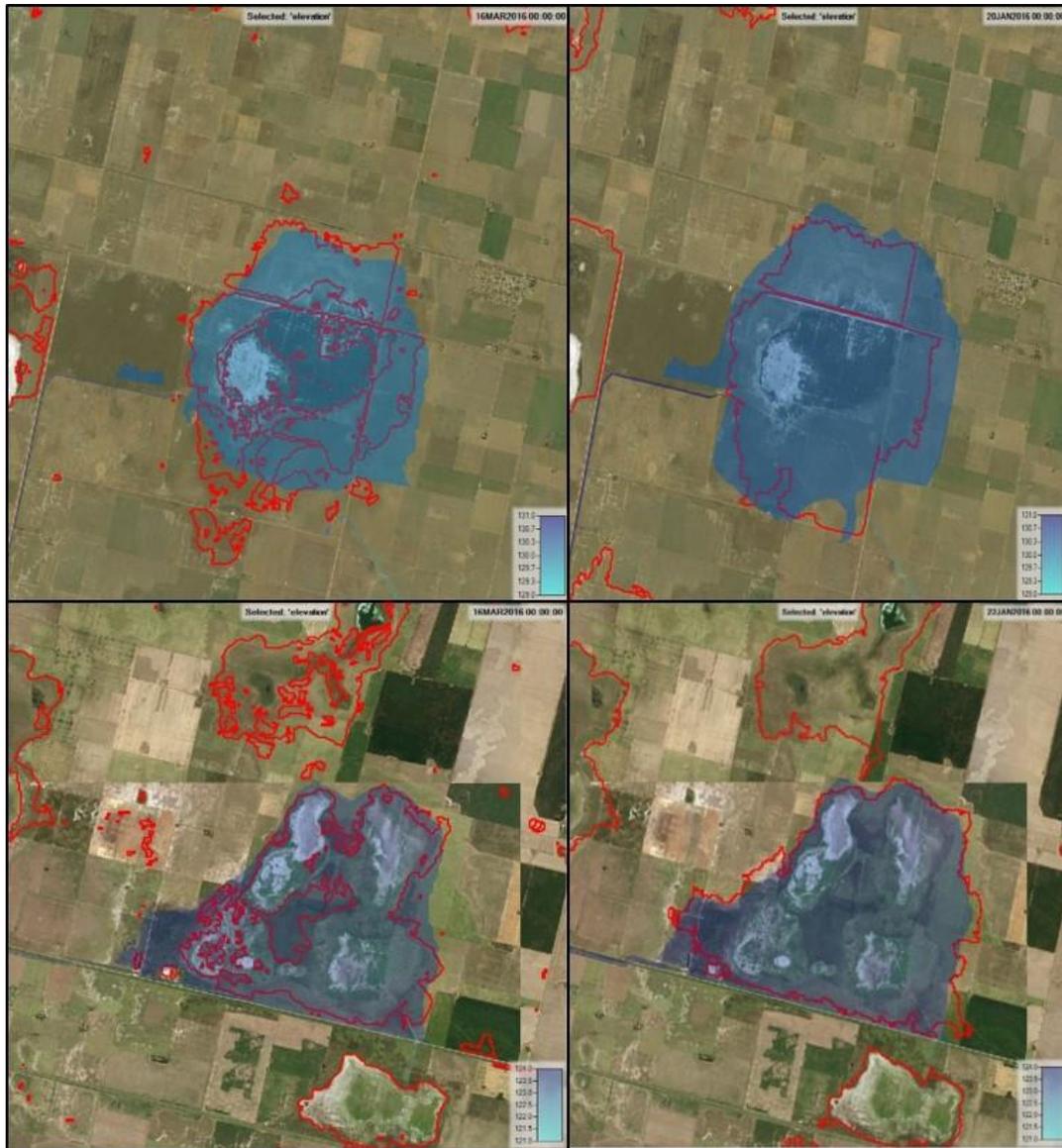


Figura 16. Resultados del nivel obtenidos para el escenario 1: a) reservorio 2-16/03/2016; b) reservorio 2 para nivel máximo; c) reservorio 4-16/03/2016; d) reservorio 4 para nivel máximo.

- Escenario 2



Figura 17. Resultados del nivel obtenidos para el escenario 2: a) reservorio 2-16/03/2016; b) reservorio 2 para nivel máximo; c) reservorio 4-16/03/2016; d) reservorio 4 para nivel máximo.

- Escenario 3

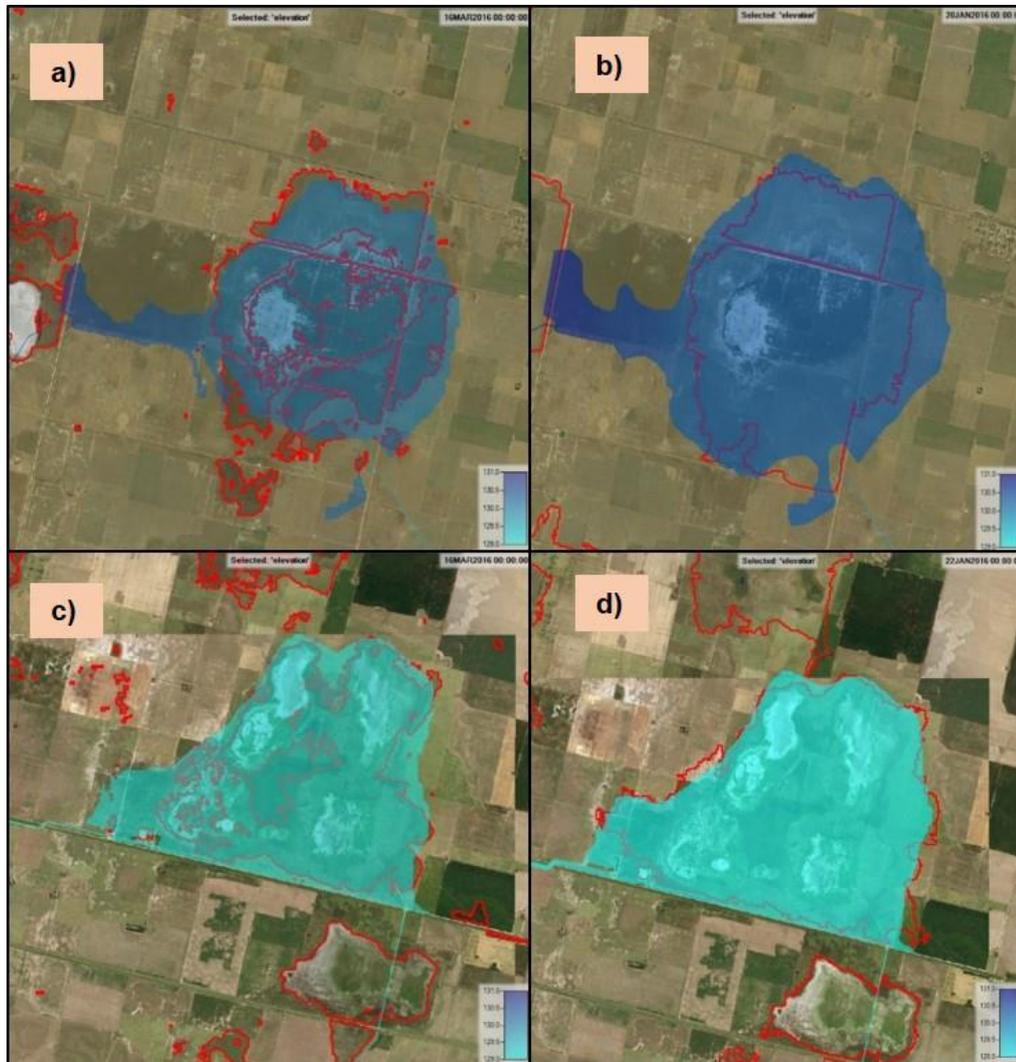


Figura 18. Resultados obtenidos para el escenario 3: a) nivel en reservorio 2 para la fecha 16/03/2016; b) nivel del reservorio 2 para

nivel máximo; c) nivel en reservorio 4 para la fecha 16/03/2016; d)
nivel del reservorio 4 para nivel máximo.

- Escenario 4

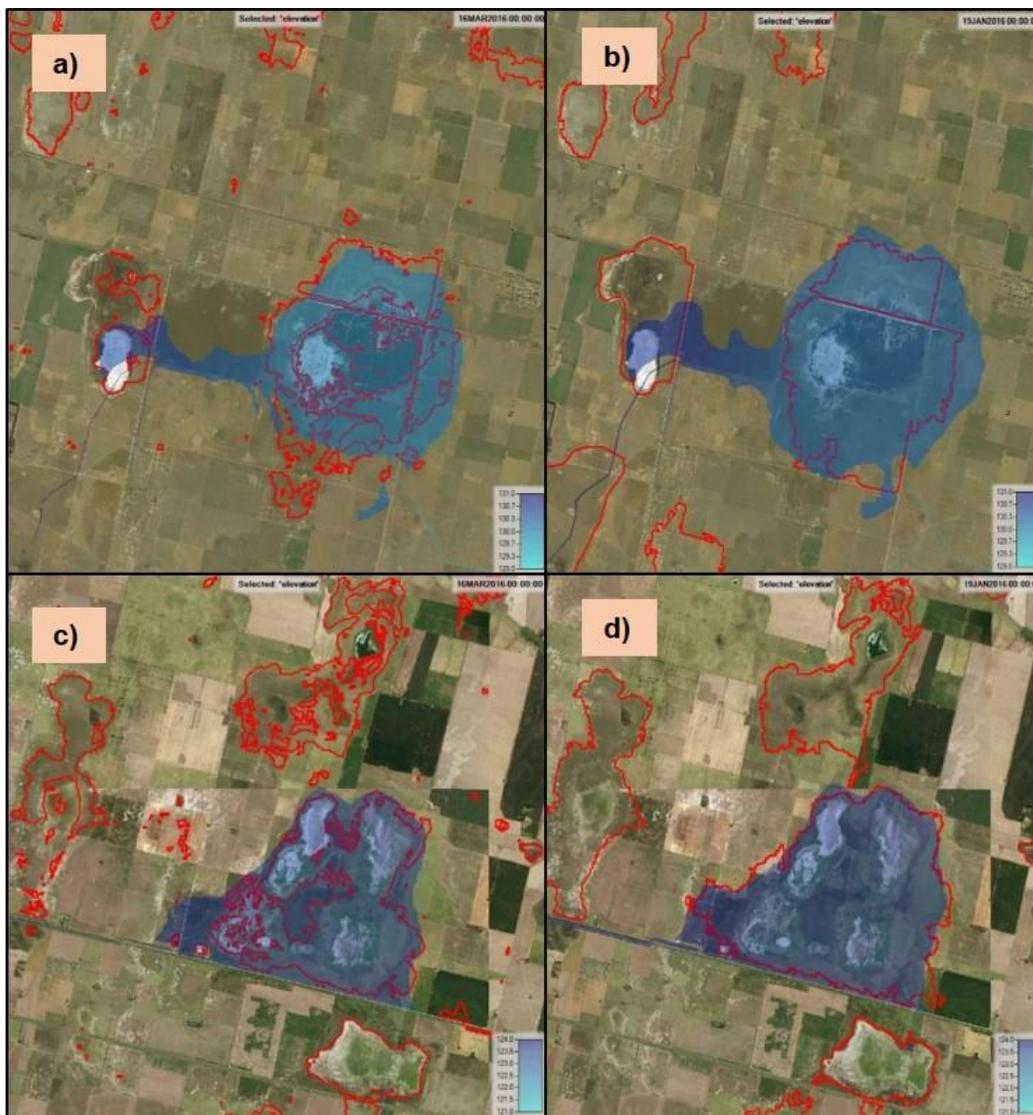


Figura 19. Resultados del nivel obtenidos para el escenario 4: a) reservorio 2-16/03/2016; b) reservorio 2 para nivel máximo; c) reservorio 4-16/03/2016; d) reservorio 4 para nivel máximo.

Los resultados obtenidos para el escenario 2 de la mancha de inundación de la laguna (máximo nivel) se observan en la Figura 20 y se compararon con la envolvente de las máximas inundaciones según el índice MNDWI.

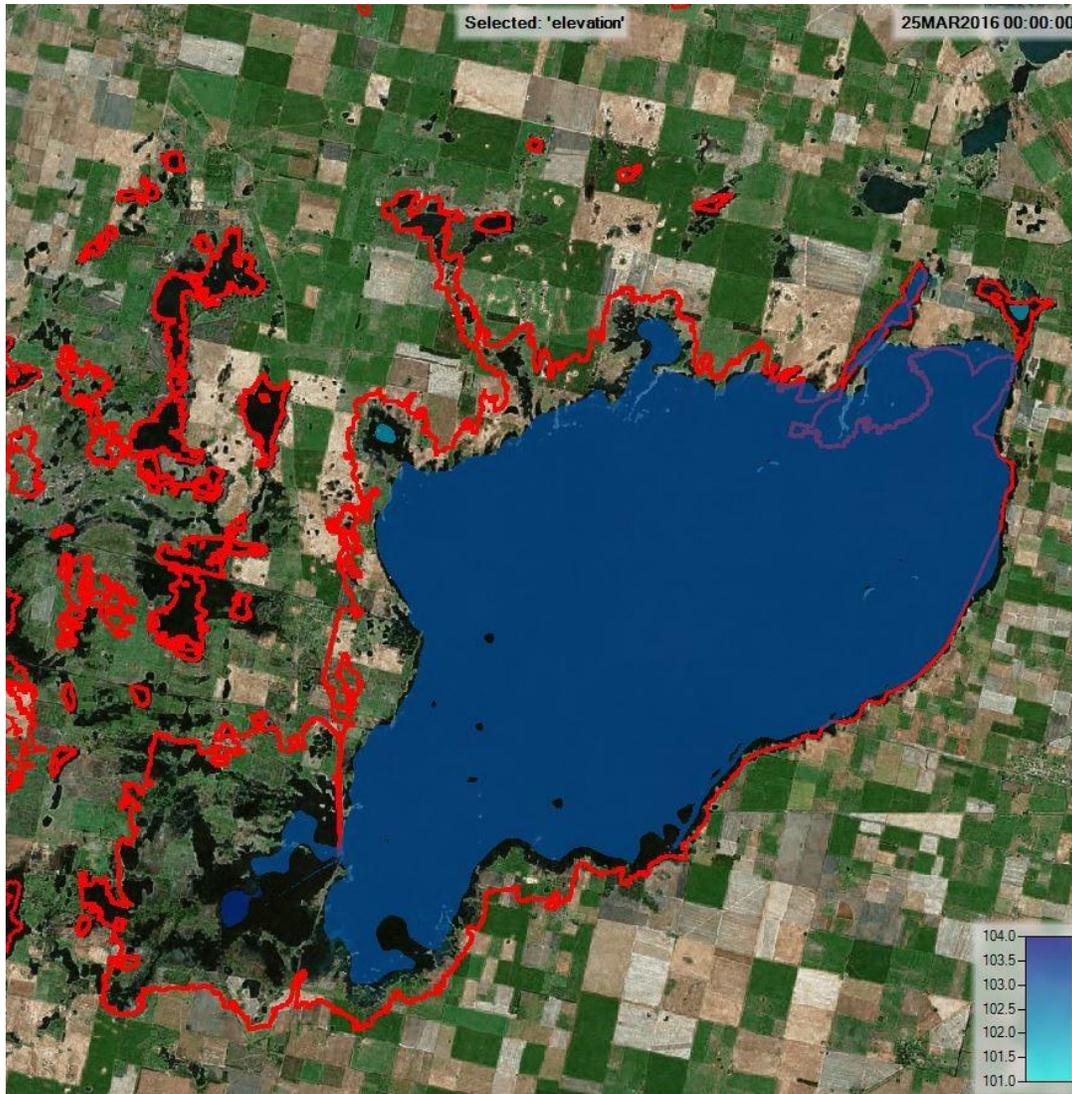


Figura 20. Comparación del nivel máximo obtenido con HEC-RAS y la envolvente de máximas inundaciones (definida según el índice MNDWI) para el escenario 2.

En la Figura 21 se presenta la comparación entre niveles de agua obtenidos con HEC-HMS, con HEC-RAS y el nivel de agua observado, mostrando un error respecto del nivel observado menor al 1 ‰ para el HMS y del 0.3 ‰ para el RAS. Estos errores se consideran aceptables en comparación con la magnitud del área de estudio involucrada. Por lo tanto, se considera al modelo hidráulico calibrado y ajustado para ser aplicado en los cuatro escenarios que se plantean.

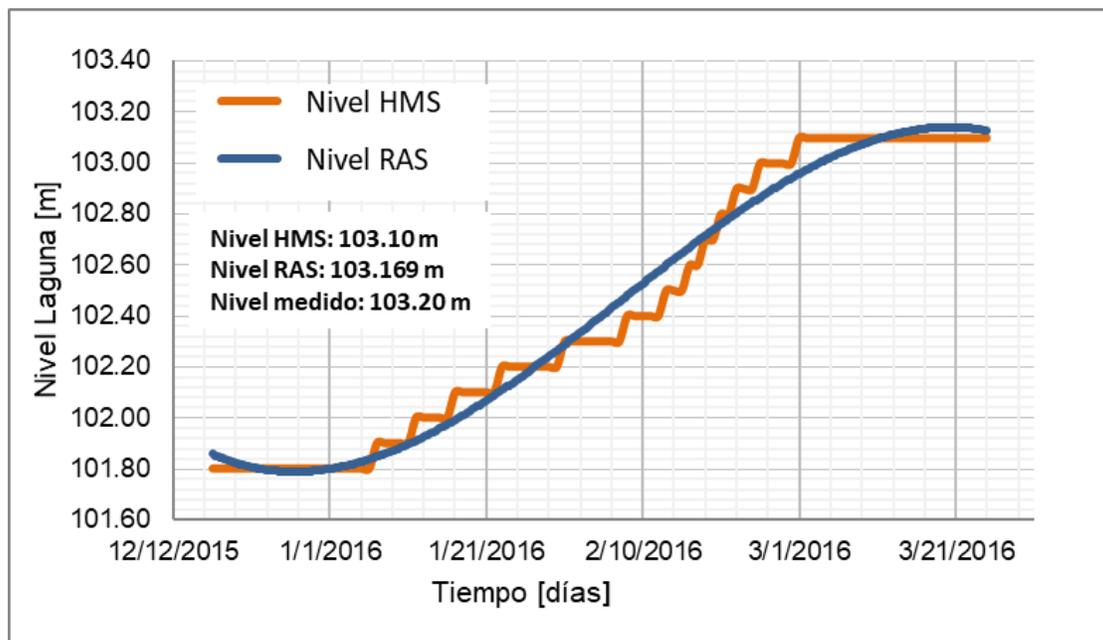


Figura 21. Evolución de niveles en la laguna La Picasa con HEC-HMS y HEC-RAS para el escenario 2.

Aplicación del modelo: patrones de flujo

Las velocidades y dirección del flujo alcanzadas para el escenario 1 al inicio y final de la modelación, y para el nivel máximo de la laguna se observan en la Figura 22 y Figura 23. La escala de colores muestra las velocidades más altas en rojo y las velocidades más bajas en azul.

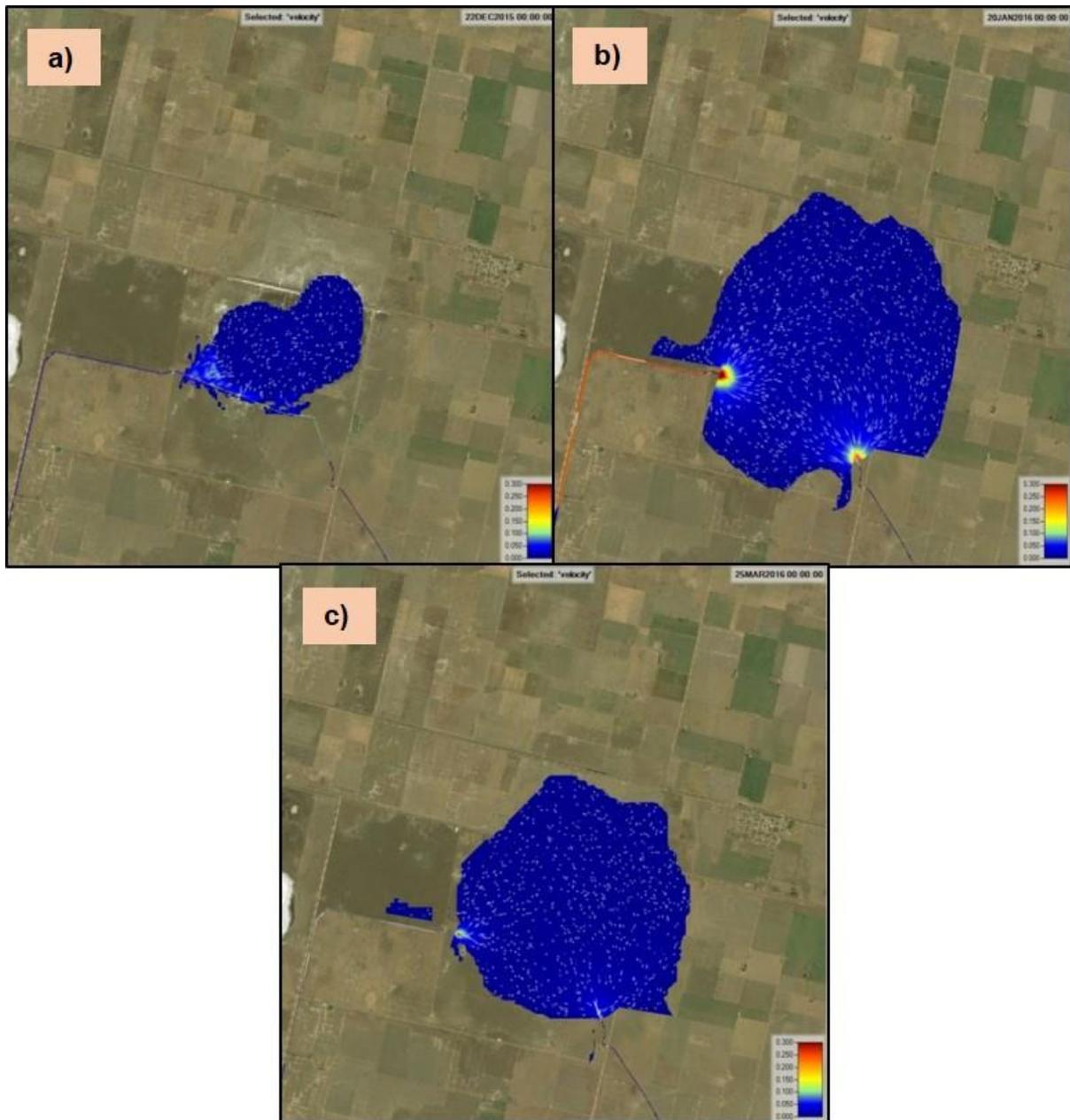


Figura 22. Resultados de la simulación para el escenario 1 en el reservorio 2: a) al inicio de la modelación; b) para el nivel máximo; c) al final de la simulación.

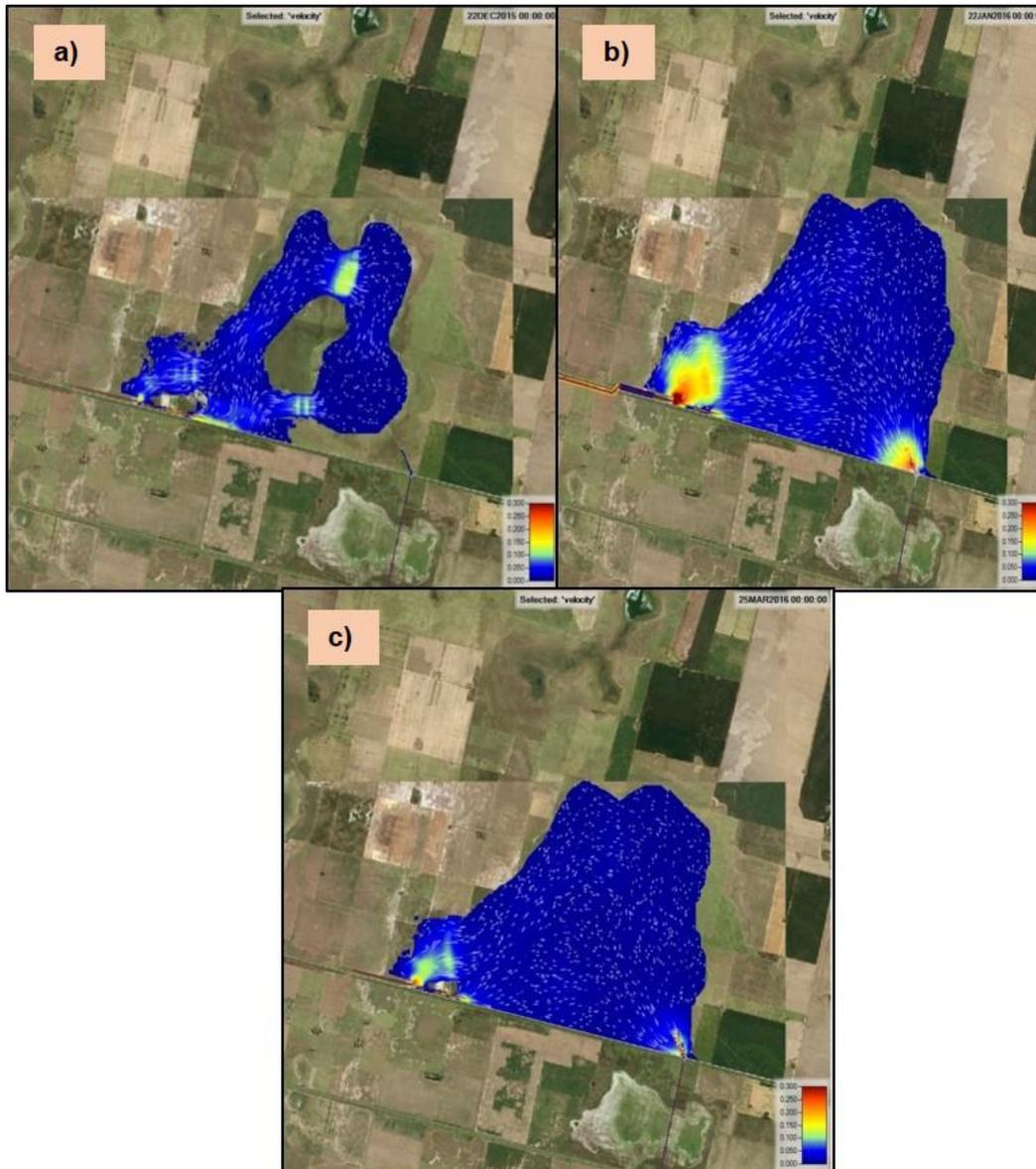


Figura 23. Resultados obtenidos de las velocidades en el reservorio 4 para el escenario 1: a) al inicio de la simulación; b) para el nivel máximo; c) al final de la simulación.

Para el reservorio 2, al generarse el desborde del canal, el flujo se dirigió hacia el vaso con velocidades menores a 0.3 m/s. En la condición de máximo nivel el flujo no superó velocidades de 0.5 m/s, dirigiéndose hacia la salida del reservorio. Para el reservorio 4, al inicio de la simulación el flujo se orientó también hacia el bajo del reservorio, con velocidades menores a 0.3 m/s, alcanzando velocidades algo mayores para la condición de máximo nivel, pero siempre menores a 1 m/s.

Los resultados del modelo para distintos escenarios simulados mostraron un comportamiento similar, donde no se encontraron diferencias significativas, y velocidades en promedio por debajo de los 0.5 m/s.

Conclusiones

El modelo hidrológico presenta variabilidad debido a factores naturales y artificiales, como los almacenamientos superficiales y subterráneos, y las conexiones realizadas en los sistemas de canales para ingresos o egresos de agua desde y hacia la laguna La Picasa. Los volúmenes de aporte que luego descargaron en la laguna La Picasa influyen directamente en los

niveles de agua, generando grandes anegamientos en la zona. De los escenarios planteados, aquel donde se consideran las obras hidráulicas según planos ejecutivos muestra un buen ajuste con diferencias máximas entre niveles de agua simulados y observados de 70 cm, que representa un error por debajo del 1 %.

En el modelo hidráulico se obtienen las manchas de inundación para reservorios de mayor almacenamiento comparando estos resultados con áreas anegadas obtenidas con el índice MNDWI, obteniéndose diferencias no significativas. Los vectores representativos del flujo evidenciaron la dirección de circulación entre la entrada y salida de reservorios, que permitió además obtener un orden de magnitud de las velocidades alcanzadas. Este modelo sienta bases para el análisis, con miras a convertirse en una herramienta predictiva y prospectiva de situaciones hidráulicas que se decidan evaluar.

Los resultados obtenidos podrían mejorarse con una topobatimetría de detalle del sistema cuenca, o de los reservorios en particular si se quisiera evaluar a cada uno por separado. Además, se subraya la importancia de contar con un buen funcionamiento del sistema de bombeo que permita mantener los niveles de la laguna bajo los niveles máximos establecidos, y también las modificaciones en obras de descarga de reservorios que logren mayor amortiguación de los caudales antes de su llegada a la laguna La Picasa.

Toda integración de recursos, información y conocimiento enfocados a analizar el funcionamiento del sistema con el fin de reducir o

prevenir las consecuencias de las inundaciones pueden disminuir estas pérdidas, y los esfuerzos redundan en grandes beneficios económicos.

Los modelos hidrológicos e hidráulicos aplicados muestran el comportamiento del sistema de la laguna La Picasa. Son útiles como herramientas de gestión y planeamiento necesarios en el ámbito ambiental, sobre todo cuando se trata de obras destinadas a mantener en orden un ecosistema.

Agradecimientos

Los autores agradecen al APRHI y a la Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba por la financiación de los proyectos correspondientes, y a la Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Santa Fe por la colaboración durante los trabajos de campo.

Referencias

- Brunner, G. W., Piper, S. S., Jensen, M. R., & Chacón, B. (2015). Combined 1D and 2D Hydraulic Modeling within HEC-RAS. *World Environmental & Water Resources Congress, ASCE, EWRI, Austin, Texas, USA.*
- Cabrera, J. W. (2012). *Modelos hidrológicos*. Lima, Perú: Universidad Nacional de Ingeniería.

- Carignano, C. (1999). Late Pleistocene to recent climate change in Córdoba province, Argentina: Geomorphological evidence. *Quaternary International*, 57-58, 117-134.
- Carignano, C., Kröhling, D., Degiovanni, S., & Cioccale, M. (2014). Geomorfología. En: Martino, R., & Guerreschi, B. (eds.). *Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino: Geología y Recursos Naturales de La Provincia de Córdoba* (pp. 747-822). Córdoba, Argentina: Asociación Geológica Argentina.
- CEWRC-HEC. (1990). *Flood hydrograph package. User's manual*. USA: Hydrologic Engineering Center, U.S. Army Corps of Engineers.
- INA, Instituto Nacional del Agua. (2018). *Plan director para la gestión integrada y sustentable de los recursos hídricos de la Cuenca "Laguna La Picasa"*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional del Agua.
- Iriondo, M. (2010). Geología del Cuaternario en Argentina. En: *Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino* (437 pp.) Corrientes, Argentina: Ediciones Moglia.
- Llamas, J. (1993). *Hidrología general: Principios y Aplicaciones*. Editorial de la Universidad del País Vasco, Bilbao, España.
- McCarthy, G. T. (1938). *The unit hydrograph and flood routing. Conference of North Atlantic Division*. New London, USA: US Army Corps of Engineers, US Engineering.

- Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Provincia de Córdoba. (2019). *Cartas de Suelos de Córdoba Hojas: 3563-8/9/10 Jovita/Melo/Cañada Seca; 3563-4 Rufino y 3363-34 La Cesira*. Recuperado de <http://suelos.cba.gov.ar/index.html>
- Molnar, P. (2011). *Calibration. Watershed Modelling, SS 2011*. Zürich, Switzerland: Institute of Environmental Engineering, Chair of Hydrology and Water Resources Management, ETH.
- Ministerio de Obras Públicas, Servicios y Vivienda, Universidad Nacional del Litoral, Dirección Provincial de Obras Hidráulicas. (1999a). *Informe final - Estudio de diagnóstico área de aportes a la laguna La Picasa (provincia de Santa Fe)*. Santa Fe, Argentina: UNL, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas.
- Ministerio de Obras Públicas, Servicios y Vivienda, Universidad Nacional del Litoral, Dirección Provincial de Obras Hidráulicas. (1999b). *Estudio de diagnóstico área de aportes a la laguna La Picasa, provincia de Santa Fe- Informe final preliminar*. Santa Fe, Argentina: Dirección Provincial de Obras Hidráulicas-MOSPyV, UNL.
- Palacio, C., García, F., & García, U. (2010). Calibración de un modelo hidrodinámico 2d para la bahía de Cartagena, Medellín. *DYNA*, 77(164), 152166.
- Sahagian, D. (2000). Global physical effects of anthropogenic hydrological alterations: sea level and water redistribution. *Global and Planetary Change*, 25, 39-48.

Universidad Nacional de Córdoba. (2019). *Informe de avance. Modelo hidrológico e hidráulico-cuenca laguna La Picasa*. Córdoba, Argentina: Laboratorio de Hidráulica-Centro de Estudios y Tecnología del Agua. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Ministerio de Obras Públicas Servicios y Vivienda, Universidad Nacional del Litoral. (1999). *Informe final. Estudio de diagnóstico área de aportes a la laguna La Picasa (provincia de Santa Fe)*. Santa Fe, Argentina: Convenio Dirección Provincial de obras hidráulicas-Universidad Nacional del Litoral.

Xu, H. (2006). Modificación del índice de agua de diferencia normalizada (NDWI) para mejorar las características de aguas abiertas en imágenes de detección remota. *Revista Internacional de Percepción Remota*, 27(14), 3025-3033.

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-06

Artículos

Análisis de la seguridad hídrica y su contexto en el mundo, 2000-2019

Analysis of water security and its worldwide context, 2000-2019

Andrés De-la-Rosa¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7680-4561>

Laura C. Ruelas-Monjardín², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6465-0764>

Mariana Villada-Canela³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1282-3250>

Ofelia Andrea Valdés-Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3702-6920>

Robert Manson⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9732-8894>

Rene Murrieta-Galindo⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5555-4455>

¹El Colegio de Veracruz, Xalapa, México, delarosaportilla@gmail.com

²Instituto Tecnológico Superior de Xalapa, Xalapa, Veracruz, México, laura.ruelas@itsx.edu.mx



³Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México, mvilladac@uabc.edu.mx

⁴El Colegio de Veracruz, Xalapa, Veracruz, México, andrea.valdes@gmail.com

⁵Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México, robert.manson@inecol.mx

⁶El Colegio de Veracruz, Xalapa, Veracruz, México, murrieta13@gmail.com

Autora para correspondencia: Ofelia Andrea Valdés-Rodríguez, andrea.valdes@gmail.com

Resumen

Para enfrentar los desafíos relacionados con el agua, el abordaje de seguridad hídrica (SH) debe ser práctico y medible. En el año 2000 se hablaba de SH en el mundo; sin embargo, hoy no existe una definición aceptada para un país o región. Esta investigación realizó un meta-análisis en el contexto de agua renovable y estrés hídrico mundial, evaluando 873 documentos científicos y 26 definiciones de SH, utilizando análisis de redes bibliométricas, sistemas de información geográfica y minería de datos, con el objetivo de analizar el estado del arte de la SH. Los resultados indican que las definiciones sobre SH tienen un carácter



antropocéntrico. El término económico en el contexto de las definiciones de SH es el más relevante y el término ecosistemas presenta la menor relevancia. Menos del 30 % de las definiciones analizadas son operacionalizadas a través de algún instrumento de medición. Los temas más investigados sobre SH son evaluación, gestión e impacto. En la frontera de estudio se encuentran los temas de huella hídrica, operación de manantiales y sensibilización. En el mundo, países como EUA, China y Reino Unido, con poca agua renovable en su respectivo continente, son los que más publican y tratan de definir el concepto de SH. Por tanto, se concluye que el principal problema de las definiciones de SH en el mundo es que no pueden operacionalizarse en algún índice local, impidiendo su implementación. Además, el medio ambiente no ha sido relevante en las investigaciones y definiciones de seguridad hídrica.

Palabras clave: estado del arte, meta-análisis, estrés hídrico, agua renovable, análisis de redes bibliométricas.

Abstract

The water security (WS) approach must be practical and measurable to address water-related challenges. Since 2000, the term Water Security has been regularly mentioned worldwide. However, nowadays, there is still not an accepted definition either for a country or for a region. This research conducted a meta-analysis in the context of renewable water and global water stress, evaluating 873 scientific papers and 26

definitions of WS, using bibliometric network analysis, geographic information systems, and data mining to analyze the state of the art of WS. The results indicate that the definitions of WS have an anthropocentric character. The term economic in the context of WS definitions is the most relevant, and the term ecosystems are the least relevant. Less than 30 % of the definitions analyzed are operationalized through some measurement instrument. The most researched topics on WS are evaluation, management, and impact. On the frontier of study are the issues of water footprint, operation of springs, and awareness. In the world, countries such as the United States, China, and the United Kingdom, with little renewable water in their respective continents, are the ones that publish the most and try to define the concept of WS. Therefore, it is concluded that the main problem of WS definitions worldwide is that they cannot be operationalized in some local indexes, hindering their implementation. In addition, the environment has not been relevant in WS research and definitions.

Keywords: State of the art, meta-analysis, water stress, renewable water, bibliometric network analysis.

Recibido: 15/06/2020

Aceptado: 29/07/2021



Introducción

En nuestro planeta, un aproximado de 110 mil km³ de agua se precipitan anualmente. De esta cantidad 56 % se pierde por la evapotranspiración de los ecosistemas forestales y 5 % por la agricultura de temporal; el 39 % restante (43 000 km³) se convierte en agua superficial y en aguas subterráneas, conformando los recursos renovables de agua en el mundo (UN, 2019).

Entre 1970 y 2010, la extracción de agua pasó de 2 500 a 3 900 km³. De 2000 a 2012, 70 % del agua extraída en el mundo se utilizó para la agricultura, mientras que el sector industrial extrajo 19 % y el uso doméstico el 11 % (Oberle *et al.*, 2019). Debido a esta extracción desmesurada, la escasez de agua afecta a más del 40 % de la población mundial; además, cada vez más países están resintiendo el aumento de las sequías y la desertificación, empeorando tales tendencias. En 2015, 29 % de la población mundial (844 millones de personas) aún carecía de agua potable. Este estrés hídrico afectó a más de 2 mil millones de personas (UN-Water, 2017).

Estos desafíos pueden apreciarse en la definición de seguridad hídrica (SH): “Todos los seres humanos, ahora y en el futuro, deben tener suficiente agua limpia para beber, un saneamiento adecuado, suficiente comida y energía a un coste razonable. El suministro de agua adecuada para satisfacer estas necesidades básicas debe hacerse de forma equitativa y en armonía con la naturaleza” (GWP, 2000). Sin embargo, a pesar de que a lo largo de los años la SH ha ganado la atención internacional, sorprendentemente existe una variedad de temas relacionados que no han sido investigados a profundidad, y existe una necesidad urgente de llevar a cabo extensas investigaciones sobre temas emergentes, proyecciones futuras y estudios de caso a nivel país y regionales, entre otros (UNESCO i-WSSM, 2019).

Actualmente en el mundo más de mil millones de personas no tienen acceso al agua potable y 2 600 millones carecen de un saneamiento adecuado (Glantz, 2018). En 2050 se prevé que más de 650 millones de personas tendrán escasez de agua y 800 millones serán vulnerables a inundaciones (UCCRN, 2018). Lo anterior, en función del crecimiento de la población, desarrollo económico y patrones de consumo. Además, la calidad del agua se ha visto mermada por contaminación desde la década de 1990 en la mayoría de los ríos de América Latina, África y Asia. A esto hay que agregar la presencia de fenómenos hidrometeorológicos extremos que provocan inundaciones y sequías en el mundo, los cuales se prevé sean más elevados debido al cambio climático (WWAP/UN-Water, 2018). Además, para el año 2050, la demanda mundial de

alimentos aumentará 50 % y los rendimientos en los cultivos pueden disminuir hasta 30 % debido a los efectos del cambio climático (Cullmann *et al.*, 2019).

Por estas razones, la SH está actualmente comprometida y en riesgo debido sobre todo a la competencia feroz por el uso y demanda de la población, al igual que por el uso agrícola y energético (Martínez & Villalejo, 2018). Así, se requiere asegurar la integridad ecológica de los sistemas naturales de agua dulce, además de abordar las necesidades de resiliencia para todos los sectores que dependen del agua, pues los humedales, bosques y otros ecosistemas cruciales, incluidas 90 % de las cuencas hidrográficas de las grandes ciudades, están en serios problemas (GCA, 2019).

A pesar de todo esto, no existe una reflexión profunda sobre el objetivo puntual que debería tener la SH, reflejándose en la cantidad amplia de definiciones del término, así como en la falta de índices de medición de la misma (Peña, 2016). Sin embargo, la SH en los territorios seguirá siendo deficiente debido a la creciente demanda de agua renovable, el estrés hídrico y la contaminación, entre otros factores. De esta forma, el reto actual de la humanidad es hacer frente a la inminente crisis del agua, impulsando la SH como objetivo global (GWP, 2000), ya que esta crisis representa uno de los cinco principales riesgos debido la gravedad de su impacto a nivel mundial en los próximos diez años (World Economic Forum, 2020). Si no se alcanza la SH, nuestro planeta no podrá responder a los desafíos de desarrollo humano, ciudades más habitables,

emergencia climática, y la seguridad alimentaria y energética, por mencionar algunos, lo que se traduce en un desafío para muchos países que hoy tienen problemas complejos de gestión del líquido, disponibilidad, crecimiento demográfico y otros relacionados, ejerciendo una presión sin precedentes sobre el vital líquido (The World Bank, 2019).

Por tales razones, el objetivo de esta investigación fue analizar el estado del arte de la seguridad hídrica en el mundo, en el contexto de agua renovable y estrés hídrico, para identificar fortalezas, debilidades, retos, oportunidades y características específicas.

Materiales y métodos

Se llevó a cabo un meta-análisis de:

1. Los documentos científicos sobre seguridad hídrica (SH) producidos. Se obtuvo lo siguiente: a) regresión del número anual de publicaciones contra el tiempo; b) publicaciones por continente; c) publicaciones por país; d) densidad de ocurrencia de los términos de las publicaciones, y e) número de citas por autor.

2. Las definiciones sobre SH: a) número de definiciones por año; b) nube de palabras de la frecuencia de los atributos temáticos; c) coocurrencia de los términos en las definiciones; d) relevancia de los términos; e) número de atributos temáticos, y f) contexto regional y propuesta de medición.

La búsqueda de información sobre el tema se realizó del año 2000 al 2019 (abril), dado que a nivel mundial, con motivo del II Foro Mundial del Agua en La Haya, Países Bajos, del 17 al 22 de marzo de 2000, es que se comienza a identificar y detona el concepto de SH para la gestión del agua (Peña, 2016). Para llevar a cabo el objetivo de la investigación, se dividió el procedimiento en tres contextos (Figura 1):

1. El del agua renovable y estrés hídrico mundial.
2. El de las definiciones sobre SH en el mundo.
3. El de la producción científica sobre SH en el mundo.

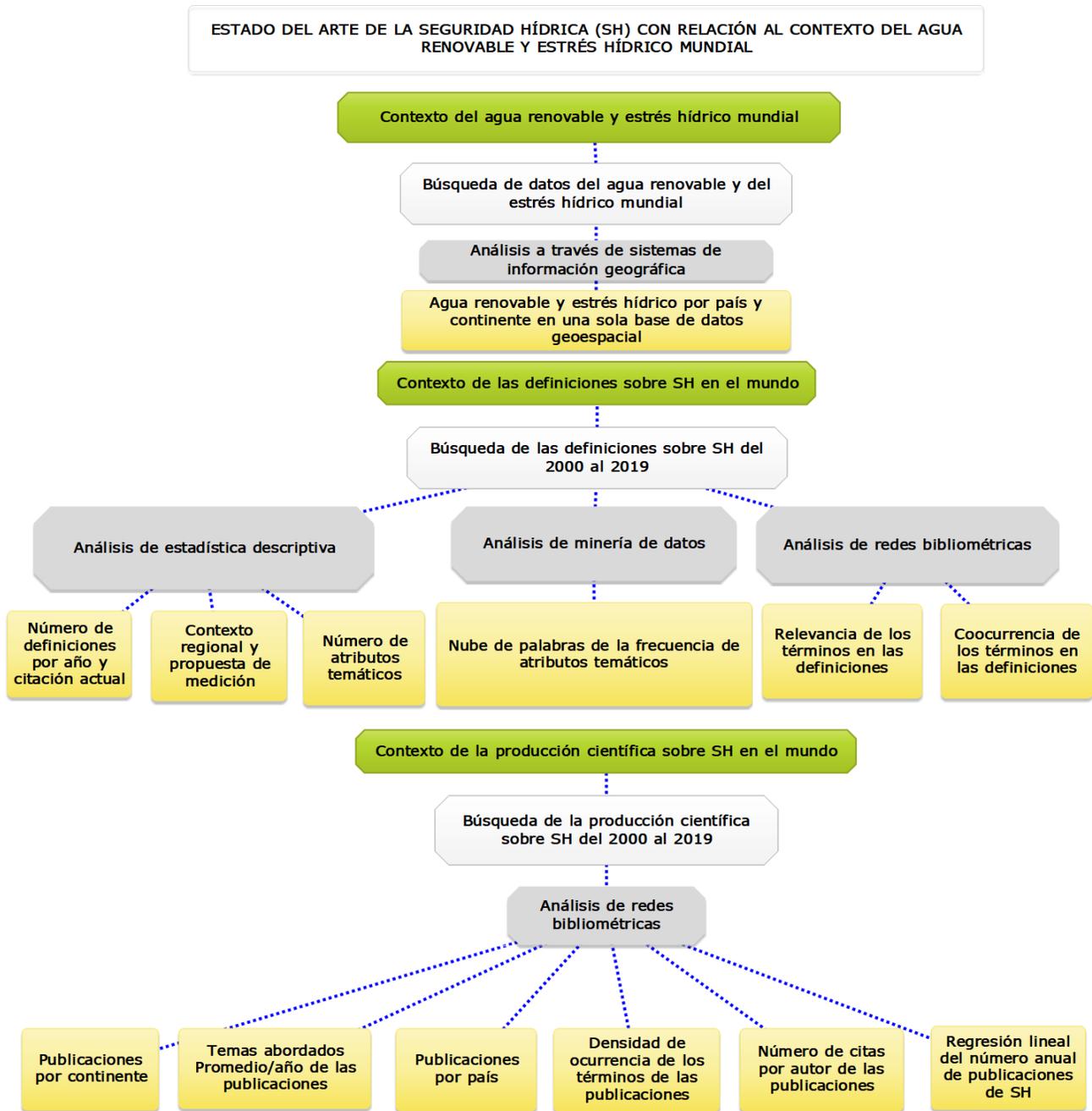


Figura 1. Diagrama del procedimiento de la investigación.

Obtención y análisis de los datos del agua renovable y del estrés hídrico mundial

Para obtener los datos mundiales de agua renovable per cápita se realizó la consulta al sistema de datos (FAO-AQUASTAT, 2019) de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés). Una vez descargados, estos datos se unieron al archivo cartográfico digital con el módulo *ArcMap* del sistema de información geográfica *ArcGIS* (ESRI, 2019), a través del código estándar de cada país, para posteriormente analizar las cifras de agua renovable per cápita.

Los datos del estrés hídrico mundial se obtuvieron de la página *World Resources Institute* y corresponden al conjunto de datos *Aqueduct Global Maps 3.0*; el estrés hídrico se definió como cantidad de recursos de agua disponible y la cantidad que se extrae para usos domésticos, agrícolas e industriales (Hofste *et al.*, 2019). Una vez descargados los datos se analizaron para obtener la línea base de estrés hídrico por país. Con la línea base identificada, se procedió a unir el estrés hídrico a los límites de los países.

Los límites cartográficos digitales de los países se obtuvieron del *Natural Earth Data* (v 4.1) (Natural Earth, 2018). Cabe señalar que el archivo obtenido relaciona el nombre del país y el código estándar de la división de estadística de las Naciones Unidas, el cual facilitó la unión de las capas de agua renovable y estrés hídrico en una sola base de datos cartográfica (Natural Earth, 2018) .

El agua renovable y el estrés hídrico se utilizaron para explicar el contexto hidrológico en que se está publicando la literatura sobre SH y sus definiciones.

Obtención y análisis de literatura científica sobre seguridad hídrica

Para elegir la fuente de información de la literatura sobre SH se revisaron las bases de datos de *Europe PMC*, donde se encontraron 5.8 millones de registros; en *PubMed*, 19 millones de registros; en *ScienceDirect*, 15 millones de registros, y en *Dimensions* más de 101 millones de registros. Después de la revisión, se eligió *Dimensions* (Digital Science & Research Solutions, 2019) por contener el mayor número de documentos

disponibles y por tener un sistema de exportación para análisis bibliométrico con *software* abierto (*Vosviewer* y *CiteSpace*). La búsqueda de documentos científicos en *Dimensions* se hizo en inglés, pues en este idioma se encontró el mayor número de publicaciones. El patrón de búsqueda fue el siguiente:

- a) Tema de búsqueda: *Water Security*.
- b) Periodo: 2000-2019 (abril).
- c) Investigadores: *all*.
- d) Campos de investigación: *Environmental Science and Management; Physical Geography and Environmental Geoscience; Environmental Engineering; Applied Economics; Public Health and Health Services; Ecology, Policy and Administration; Political Science; Soil Sciences, y Plant Biology*.
- e) Tipo de publicación: *Articles and book chapters*.
- f) Título de la fuente: *Nature Nanotechnology; Water Policy; Water; American Water Works Association; Journal of Environmental Management; Water Science & Technology; Water Research; Water Resources Research; NATO Science for Peace and Security Series Environmental Security; International Journal of Environmental Research and Public Health; The Science of the Total Environment; PLoS ONE; Philosophical Transactions of The Royal Society a Mathematical Physical and Engineering Sciences; Water Security in a New World; Water Security, y Journal of Water Security*.

Posteriormente se descargaron los datos de la búsqueda realizada para llevar a cabo un análisis de regresión a través de *Excel* (Microsoft, 2019), buscando la curva que presentara el mejor ajuste mediante el coeficiente de determinación más alto, a partir del número de publicaciones por año del periodo 2000-2019 de la literatura sobre seguridad hídrica.

Con la información obtenida de *Dimensions*, se analizaron las redes bibliométricas utilizando el *software VOSviewer* (van Eck & Waltman, 2010), el cual cuenta con documentación y literatura científica de respaldo para construir, analizar y visualizar redes bibliométricas. Estas redes pueden incluir revistas, investigadores o publicaciones individuales, y pueden construirse con base en citas o relaciones de coautoría. Las características generales del análisis de redes bibliométricas realizados fueron:

- a) Mínimo número de ocurrencias de un término: tres.
- b) Método de análisis: conteo completo.
- c) Porcentaje de términos utilizados: 100 %.

Obtención y análisis de las definiciones sobre seguridad hídrica

Derivado de la revisión de diversos artículos que proponían definiciones sobre seguridad hídrica, se concentraron las más relevantes del periodo 2000-2019 (abril). Posteriormente se unificó el idioma para analizarlas a través de la minería de datos, redes bibliométricas y sus atributos temáticos.

Para el análisis a través de la minería de datos se utilizó el *software Orange* versión 3.24.0 (Demšar *et al.*, 2013) de la Universidad Ljubljana, Eslovenia. El objetivo fue elaborar un flujo de trabajo para obtener una nube de palabras utilizadas por algunos autores de las definiciones de seguridad hídrica, como Cook y Bakker (2012), y Sun, Staddon y Chen (2016) de las áreas de estudio de hidrología, medio ambiente y desarrollo sustentable, geografía y agricultura.

Del análisis de redes bibliométricas se utilizaron las funciones de análisis de texto del *software VOSViewer* para construir y visualizar redes de coocurrencia de términos importantes extraídos de la literatura científica sobre seguridad hídrica utilizando los siguientes parámetros:

- a) Mínimo número de ocurrencias de un término: dos.
- b) Método de análisis: conteo completo.
- c) Porcentaje de términos utilizados: 100 %.

Para su interpretación se utilizó la visualización de redes, donde los términos están representados por su etiqueta y, por defecto, también por

un círculo. El tamaño de la etiqueta y el círculo de un artículo se determinan por el peso del artículo. Cuanto mayor sea el peso de un artículo, mayor será la etiqueta y el círculo del artículo. El color está definido por el clúster al que pertenece el término. Las líneas entre los artículos representan enlaces (van Eck & Waltman, 2019).

También con *VOSviewer* se hizo un análisis de relevancia o selección de las frases sustantivas más relevantes. Para cada frase (nominal) se determina la distribución de las coocurrencias (de segundo orden) en todas las frases. Esta distribución se compara con la distribución global de coocurrencias sobre frases. Cuanto más grande sea la diferencia entre las dos distribuciones (distancia Kullback-Leibler), mayor será la relevancia de una frase nominal. De esta forma, los términos con una puntuación alta representan temas específicos, a diferencia de los términos con una puntuación baja, que tienden a ser de naturaleza general y no representativos (van Eck & Waltman, 2019).

El análisis de las definiciones a través de sus atributos temáticos se llevó a cabo identificando las propiedades que se repetían en cada una de las definiciones, pues tienden a acumular (o reducir) atributos a través del tiempo, lo cual sugiere una progresión del pensamiento, por lo que es importante analizar el conjunto de ideas que concentran (Gerlak *et al.*, 2018). En este análisis también se identificaron las definiciones que proponían algún instrumento de medición (índice o indicador) en su espacio geográfico de referencia.

En los análisis de literatura científica y definiciones sobre seguridad hídrica se llevó a cabo una revisión de textos y palabras, escogiendo sólo aquellos relevantes y coherentes, eliminando palabras o preposiciones en el caso de las definiciones.

Resultados

Se obtuvieron 873 publicaciones del periodo 2000-2019 (abril) sobre seguridad hídrica (SH); de los cuales, 25 % (218) se concentraron entre 2017 y 2018, como se aprecia en la Figura 2.

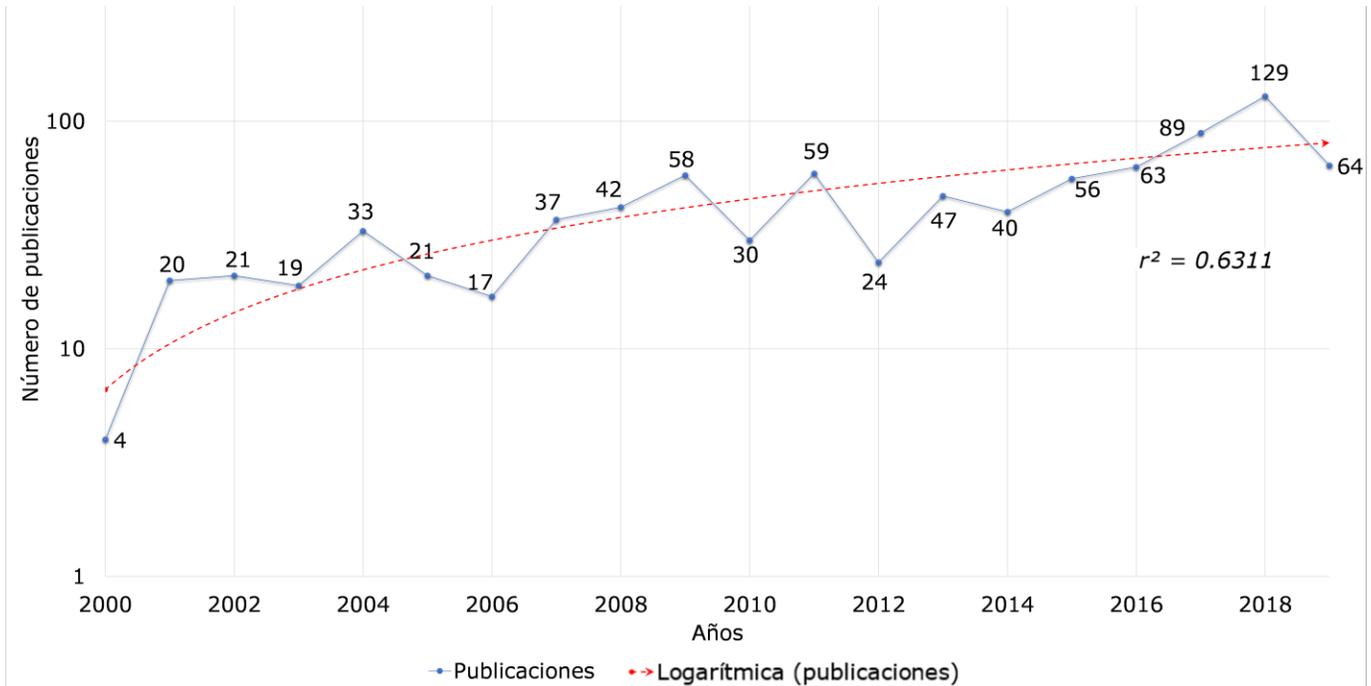


Figura 2. Tendencia logarítmica de la producción científica de SH en el mundo, del periodo 2000-2019, obtenida a través de la fórmula: $y = b * x^c$. Elaboración propia con base en Digital Science & Research Solutions (2019).

De las 873 publicaciones sobre SH se logró identificar el continente de procedencia en 83 % de las investigaciones (727 documentos); destaca Europa (Figura 3) con 35 % de las publicaciones, ocupando el cuarto lugar (de seis continentes) de agua renovable, con un promedio de 7 640 m³/habitante/año, así como un estrés hídrico bajo-medio; en contraste, América del Sur apenas produce 1 % de las publicaciones y

ocupa el primer lugar de agua renovable de los continentes analizados, con un promedio de 41 316 m³/habitante/año y un estrés hídrico bajo.

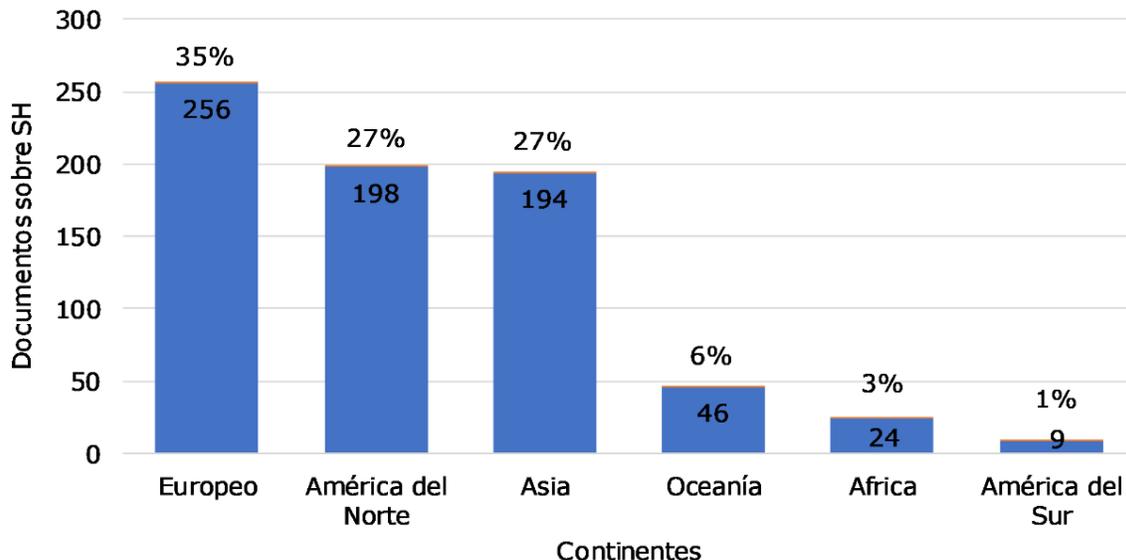


Figura 3. Producción científica sobre seguridad hídrica en el mundo por continente, periodo 2000-2019. Elaboración propia con base en Digital Science & Research Solutions (2019).

Las publicaciones sobre SH identificadas (727) fueron de 38 países (Figura 4). Cuatro países producen 50 % de todas las publicaciones: EUA (21 % de publicaciones) en el cuarto lugar (de cuatro) en América del Norte, con 9 459 m³/habitante/año de agua renovable y un estrés hídrico de nivel bajo-mediano; China (15 % de publicaciones), en el noveno lugar (de 17) en Asia, con 1 971 m³/habitante/año de agua renovable y un

estrés hídrico de nivel medio-alto; Reino Unido (8 % de publicaciones) en el lugar 12 (de 14) en Europa, con 2 221 m³/habitante/año de agua renovable y un estrés hídrico de nivel bajo-medio; y Australia (6 % de publicaciones), en Oceanía, con 20 123 m³/habitante/año de agua renovable y un estrés hídrico de nivel medio-alto.

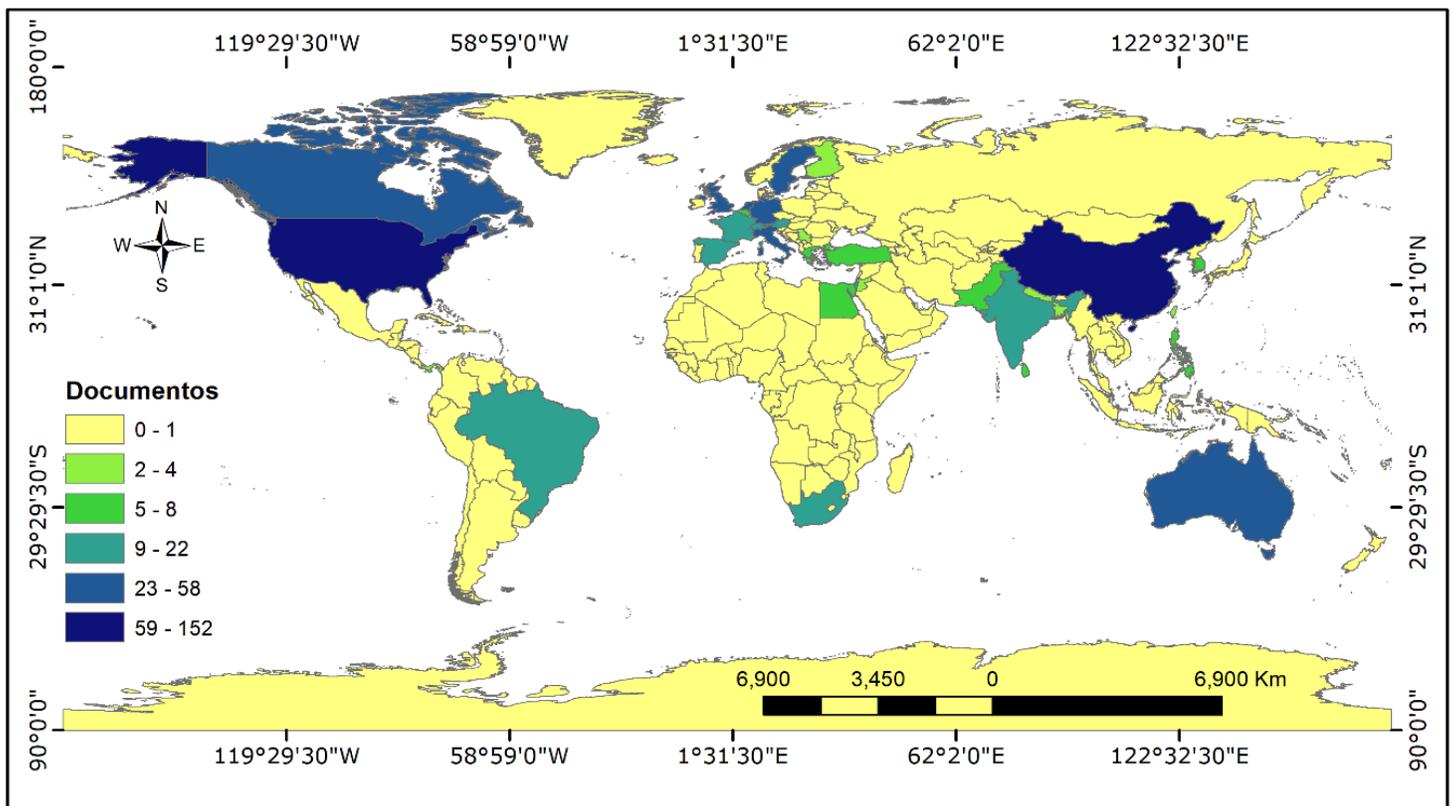


Figura 4. Producción científica sobre SH en el mundo, periodo 2000-2019. Elaboración propia con base en Digital Science & Research Solutions (2019).

En el análisis diacrónico (promedio/año) de las publicaciones de SH, los 10 valores más altos abordan temas relacionados con la evaluación integral (2018); huella hídrica (2018); inseguridad hídrica (2017); operación de manantiales (2017); sensibilización (2017); nutrición (2017), en relación con la salud y alimentación; suelo (2017); evidencias (2017); potencial (2017), y servicios ecosistémicos (2016).

En el análisis de densidad de visualización de ocurrencia (Figura 5) destacan 10 términos por encontrarse en la frontera de estudio de las publicaciones analizadas: el nexo agua-energía-alimentos, sensibilización, seguridad alimentaria mundial, evapotranspiración, huella hídrica, operación de manantiales, derecho humano, seguridad mundial, viabilidad y equidad.

En cuanto al análisis de autores por citas (Figura 6) a través de la visualización de redes destaca la publicación de Grey y Sadoff (2007), *Sink or swim? Water security for growth and development*, citada 320 veces; seguida de Wagener *et al.* (2010), *The future of hydrology: An evolving science for a changing world*, citada 305 veces; y Zhang, Zhang, Zhao, Rustomji y Hairsine (2008), *Responses of streamflow to changes in climate and land use/cover in the Loess Plateau, China*, citada en 236 ocasiones.

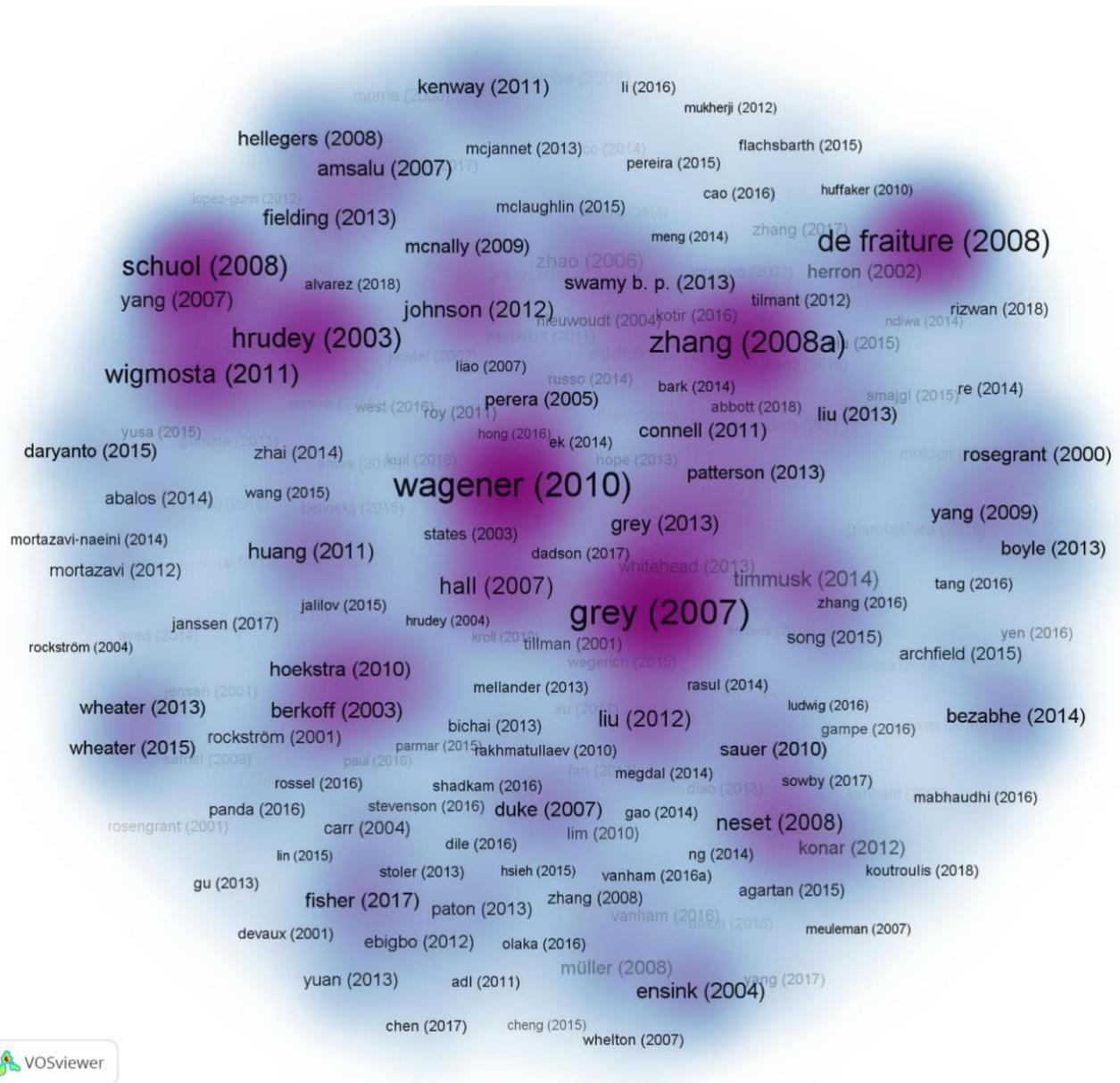


Figura 6. Análisis de autores por citas de publicaciones sobre SH 2000-2019. Elaboración propia con base en Digital Science & Research Solutions (2019).

Obtención y análisis de las definiciones sobre seguridad hídrica

Se obtuvieron 26 definiciones de seguridad hídrica (SH) en el periodo 2000-2019 (abril); el 54 % se publicó de 2012 a 2016 (Figura 7).

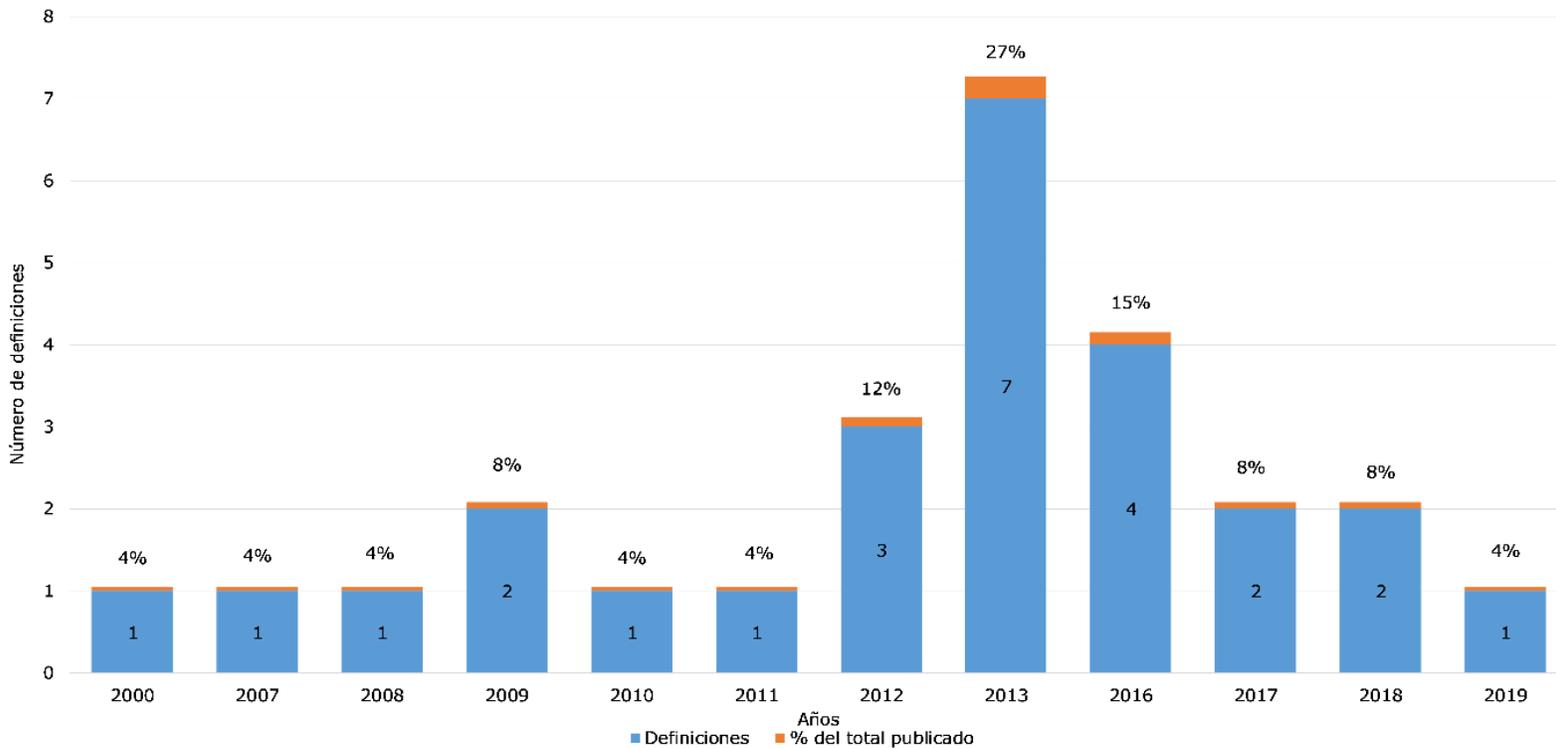


Figura 7. Número de definiciones sobre SH por año. Elaboración propia con base en Google Académico, Digital Science & Research Solutions (2019) y *Research Gate*.

Las tres definiciones de SH más citadas en el mundo se aprecian en la Tabla 1.

Tabla 1. Definiciones de SH más citadas.



| Autor/año | Definición | Citas al 2020 |
|----------------------|---|---------------|
| Grey y Sadoff (2007) | "La disponibilidad de agua en aceptable cantidad y calidad para la salud, las actividades humanas, los ecosistemas y la producción, junto con un nivel aceptable de riesgos hídricos para las personas, el ambiente y la economía" | 865 |
| Bakker (2012) | "Un nivel aceptable de riesgos relacionados con el agua para los seres humanos y los ecosistemas, junto con la disponibilidad de agua en cantidad y calidad suficientes para apoyar los medios de subsistencia, la seguridad nacional, la salud humana y los servicios de los ecosistemas" | 343 |
| UN-Water (2013) | "La capacidad de una población para salvaguardar el acceso sostenible a cantidades adecuadas de agua de calidad aceptable para el sostenimiento de los medios de vida, el bienestar humano y el desarrollo socioeconómico, para garantizar la protección contra la contaminación transmitida por el agua y los desastres relacionados con el agua, y para la conservación de los ecosistemas en un clima de paz y estabilidad política" | 92 |

Fuente: con base en Google Académico.

Derivado del análisis con minería de datos a las 26 definiciones de SH, se obtuvo la nube de palabras (Figura 8), donde destacan por su mayor frecuencia los siguientes términos: ecosistemas (frecuencia: 17), calidad (frecuencia: 16) y capacidad (frecuencia: 12).

Derivado del análisis de relevancia de los términos en el contexto de las definiciones de SH (Figura 10) destacan los siguientes: económico, calidad aceptable y los efectos. Cabe señalar que el término ecosistema ocupa el último lugar de 29.

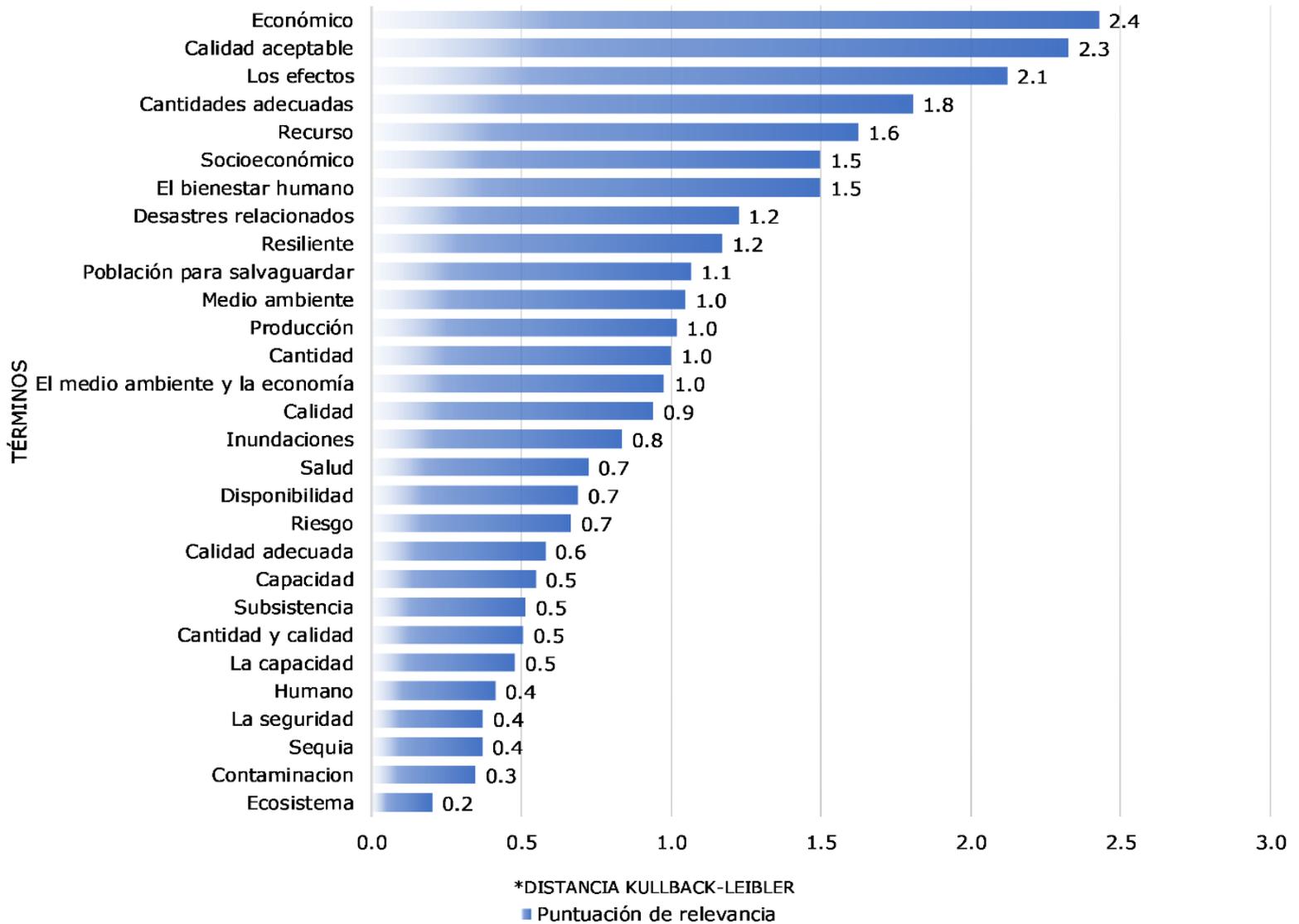


Figura 10. Relevancia de los términos de las definiciones de SH. Elaboración propia con base en Google Académico, Digital Science & Research Solutions (2019) y *Research Gate*.

En cuanto al análisis de las definiciones a través de sus atributos temáticos, en la Figura 11 se presentan las 15 definiciones (de 26) con mayores atributos temáticos, donde destacan las definiciones de Gleick e Iceland (2018), Fuster, Escobar, Astorga, Silva y Aldunce (2017), y Bakker (2012). Derivado del mismo análisis se muestran los atributos temáticos más frecuentes en las definiciones, donde destacan ecosistemas, cantidad y calidad.

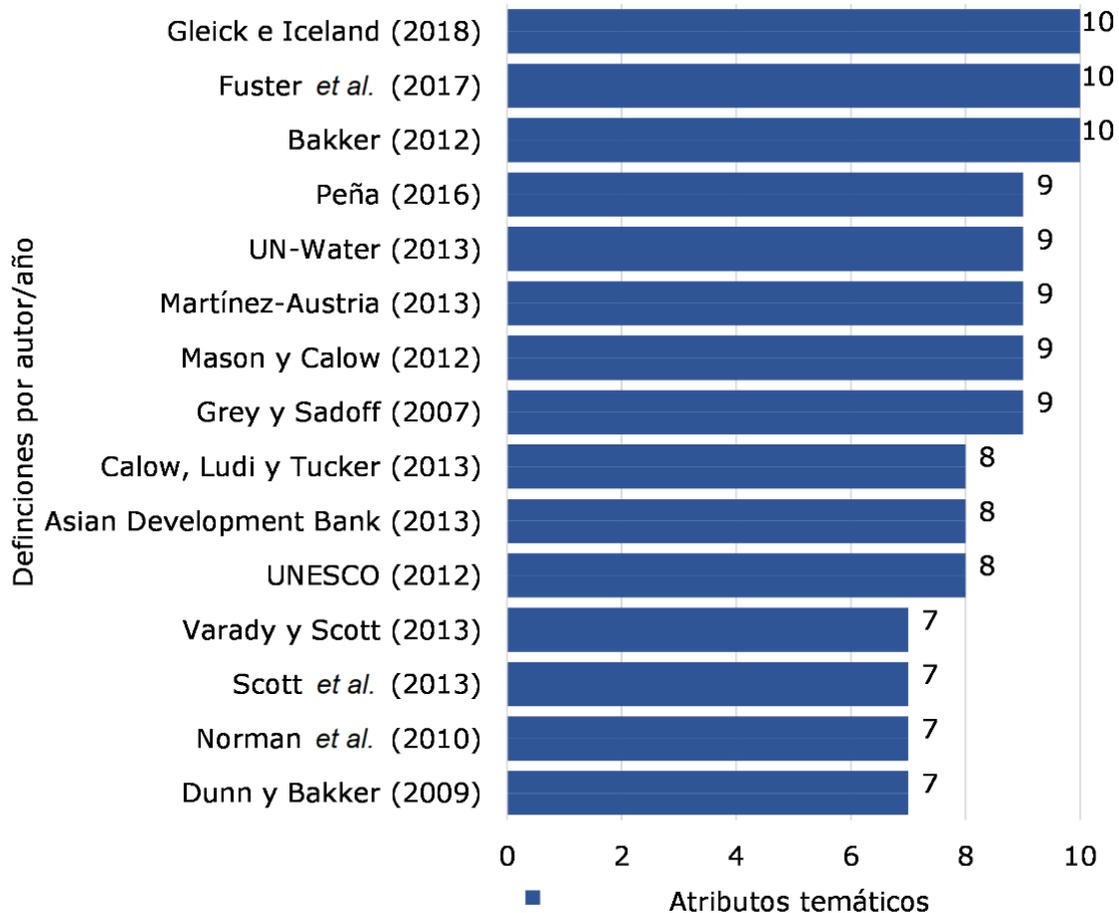


Figura 11. Número de atributos temáticos de las definiciones de SH. Elaboración propia con base en Google Académico, Digital Science & Research Solutions (2019) y *Research Gate*.

Del análisis de las 26 definiciones con respecto a la propuesta de algún instrumento de medición, 27 % (siete definiciones) propone algún índice o indicador. Destaca que solo 29 % de las definiciones a nivel región

tenga una propuesta de medición (Figura 12), en tanto que, en las definiciones del contexto de país, 25 % propone algún instrumento para operacionalizar la definición.

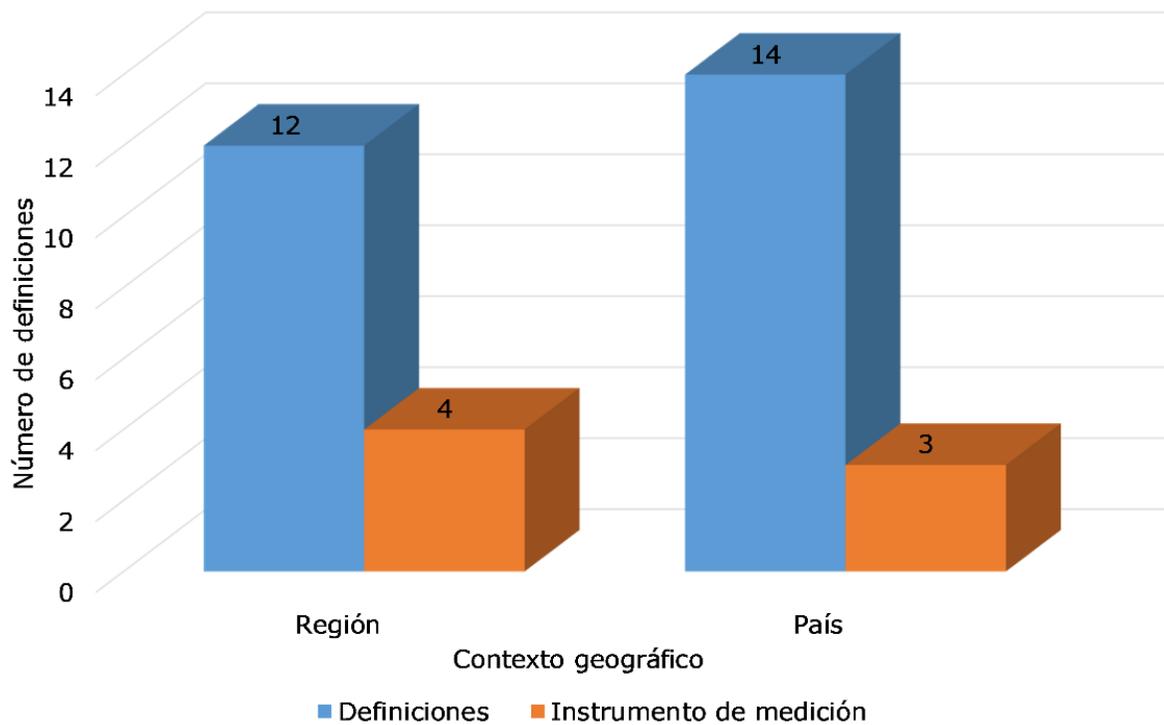


Figura 12. Instrumentos de medición en las definiciones SH analizadas. Elaboración propia con base en Google Académico, Digital Science & Research Solutions (2019) y *Research Gate*.

Discusión

Análisis de literatura científica sobre seguridad hídrica

A pesar de haber analizado 873 publicaciones de diversas ramas de estudio, perspectiva, dimensión y análisis, es posible que falten algunas que estaban próximas a publicarse o bien no habían sido incorporadas a *Dimensions*. Sin embargo, es evidente que existe un incremento anual de publicaciones sobre el tema, lo cual refleja un interés científico, social y político.

Incorporar el agua renovable y estrés hídrico permitió relacionar el contexto en que se produce la investigación de seguridad hídrica en el mundo, pues resultó evidente que el continente europeo, que ocupa el cuarto lugar de seis continentes de agua renovable *per cápita*, publique 35 % de toda la producción científica sobre el tema, además de que cuenta con los recursos económicos para hacerlo. Esta tendencia se repite a escala país, donde EUA, China y Reino Unido publican 44 % de la

producción científica, y en cada uno de sus continentes muestran valores de bajos a muy bajos de agua renovable.

En este sentido, al comparar los datos de cantidad de agua renovable por continente y por país (en el contexto continental), es evidente que existe una relación entre el agua renovable *per cápita* y el número de publicaciones sobre seguridad hídrica sin implicar el estrés hídrico, que mide la relación entre la cantidad de agua disponible y la cantidad que se extrae para diversos usos; esto manifiesta una tendencia antropocéntrica basada en la *cantidad* del recurso hídrico como eje rector de las investigaciones. Autores como Gunda, Hess, Hornberger y Worland (2019) coinciden con los resultados del análisis.

El análisis diacrónico (promedio/año) y el análisis de densidad de visualización de ocurrencia arrojan tres temas fundamentales que se están abordando recientemente: evaluación integral, huella hídrica y sensibilización. Estos temas están en la frontera de la ciencia de la seguridad hídrica, con la característica de que las tres parten de investigaciones multidisciplinarias; esto coincide con la visión de Varis, Keskinen y Kummu (2017) de que la seguridad hídrica es un concepto multidimensional, que puede ser observado desde la alimentación, producción de energía, proveeduría en cantidad y calidad del servicio, gestión del riesgo de desastres hidrometeorológicos, resiliencia de la sociedad, y vulnerabilidad y sustentabilidad, entre otros aspectos.

Con respecto a la definición más citada a la fecha sobre seguridad hídrica de Grey y Sadoff (2007), es de resaltar que lograron concretar una definición con términos comprensibles, aunque de difícil operación. Su definición ha influenciado al menos 46 % (12) de las 26 definiciones analizadas, lo que se confirma a través de la base de datos de Digital Science & Research Solutions (2019), que indica que 45 % de sus citas se han recibido en los últimos dos años; esto sugiere que actualmente recibe mucha atención.

Obtención y análisis de las definiciones sobre seguridad hídrica

A diferencia de la producción científica sobre seguridad hídrica, más de la mitad de las definiciones sobre el tema se publicaron de 2012 a 2016, teniendo un año récord de publicaciones en 2013, lo cual implica seis años de extenso auge e interés en tratar de descifrar el concepto, y aunque no han parado los intentos, es notorio el descenso de 2016 a 2019 por definir el concepto; lo anterior se debe en parte a la cantidad existente de las mismas referencias, y a la falta de asertividad o apropiación del concepto

por algún ente público para transformarlo en un concepto universal y en una política pública que resulte en la operación de la definición.

Es muy importante señalar que no es suficiente incluir de manera constante el término *ecosistema, medio ambiente o sustentabilidad* en las definiciones de seguridad hídrica, como lo demuestra el análisis de minería de datos y de análisis de coocurrencia; en este caso, la importancia de la palabra en el contexto de la definición es determinante, y el análisis de relevancia de los términos demuestra que no ha sido un tema específico ni relevante en las definiciones investigadas, a diferencia de los términos *económico, calidad aceptable, efectos y cantidades adecuadas*. Lo anterior indica que las definiciones de seguridad hídrica en el mundo tienen en su mayoría una tendencia antropocéntrica, ligando el agua principalmente con la satisfacción de las necesidades humanas. Autores como Zeitoun (2011); Cook y Bakker (2012); y Bizikova, Roy, Swanson, Venema y McCandless (2013) ya detectaban y criticaban tal tendencia.

Por esta razón, no es extraño que términos como *resiliencia y aguas subterráneas* formen parte de la frontera de la ciencia, pues constituyen una línea de investigación más ligada con la *sustentabilidad y ecosistema*, a diferencia de las que se están desarrollando en la actualidad, lo cual coincide con Srinivasan, Konar y Sivapalan (2017).

Las definiciones del concepto sobre seguridad hídrica en el mundo están evolucionando e incorporando más elementos. Del 2009 al 2012 se

constituían de siete atributos temáticos, en comparación del 2017 al 2018, que cuentan con 10 términos, lo que permite inferir un intento de construcción de una definición integral, y sugiere una progresión del pensamiento, tal como indican Gerlak *et al.* (2018).

Actualmente existe una tendencia para desarrollar el concepto de seguridad hídrica a través de definiciones mundiales o de continentes (46 % de las definiciones analizadas); esto implica que puedan ser poco operacionales, mostrando diferentes escalas y métricas que resulta complejo aplicar y medir a través del tiempo, tal como indican Cook y Bakker (2012), además de Gerlak *et al.* (2018). De este tipo de definiciones supranacionales, sólo cuatro proponen algún instrumento para operacionalizar la definición; en tal sentido, Whittington, Sadoff y Allaire (2013) coinciden en que este tipo de estimaciones genéricas de seguridad hídrica no son eficientes para orientar decisiones en el ámbito nacional o regional, lo que puede hacer que carezcan de utilidad para la implementación de políticas públicas. Autores como Dunn, Cook, Bakker, y Allen (2012); Garrick y Hall (2014); Van Beek y Arriens (2014); Garfin, Scott, Wilder, Varady y Merideth (2016), y Kauffer y Gallardo (2019) coinciden en que el querer medir y definir la seguridad hídrica a través de grandes escalas no es conveniente, y recomiendan un índice local construido de diversos indicadores en varias dimensiones que permita su operación, medición y, por lo tanto, su mejora.

La misma tendencia se repite en las definiciones analizadas a escala de país (54 %), donde sólo tres proponen algún instrumento para

operacionalizar la definición del concepto. Al respecto, autores como Gain, Giupponi y Wada (2016), además de Zeitoun (2011), indican que es mejor una herramienta conceptual que pueda implementarse, en lugar de las definiciones publicadas de seguridad hídrica, ya que éstas son estrechas —enfocándose en el ser humano— o abarcan demasiado, hasta el punto de no poder ponerse en práctica.

Conclusiones

Los países están divulgando conocimiento científico sobre seguridad hídrica; sin embargo, el interés en el tema reflejado a través del número de publicaciones depende del agua renovable a la que puedan tener acceso, lo que relega a segundo término el uso que se le da al agua. Esto explica por qué tanto países con estrés hídrico bajo como alto producen documentos y definiciones sobre seguridad hídrica, teniendo en común niveles bajos de agua renovable en sus respectivos continentes.

En la actualidad, la mayoría de las definiciones de seguridad hídrica no pueden operacionalizarse debido a dos características: la primera es que se plantean en un nivel de región continental o mundial, lo que las

hace ser difusas al contrastar los datos a nivel local; la otra característica es que menos del 30 % de las definiciones propone algún instrumento de medición, lo que en gran parte impide su aplicación y seguimiento. Aunque se prefieren regiones más locales para evaluar la seguridad hídrica, hoy resulta muy complejo encontrar una propuesta de índice o indicadores que partan de lo local a lo global.

Así, se recomienda abordar la seguridad hídrica de manera integral desde lo local, evaluando al menos las tres dimensiones básicas de la sustentabilidad con indicadores económicos, de medio ambiente y sociales. En este sentido, es imprescindible revalorar de manera eficiente al medio ambiente en la seguridad hídrica. Además, debe plantearse como un sistema dinámico por las características propias del tema de estudio y por la velocidad actual en que puede ser mejorada la información y su análisis.

Así, y ante la falta de profundidad del tema de medio ambiente en la seguridad hídrica, tres variables permanecen ausentes en las investigaciones de seguridad hídrica: a) la disponibilidad de agua subterránea; b) la posible contaminación de aguas superficiales y subterráneas, y c) la descarga de aguas residuales.

Por último y a manera de reflexión, el tema de seguridad hídrica es relativamente nuevo, por lo que no ha logrado permear el concepto o la forma de medirla, y carece de la dimensión ambiental a profundidad. Se sigue observando al agua como un bien listo para usarse y es ante la

carencia del líquido que se investiga y se proponen diversas definiciones. Lo anterior ocurre sin reflexionar preguntas básicas como ¿por qué hay determinada cantidad de agua en un territorio? o ¿por qué si hay agua no es accesible para su uso?, ambas preguntas sólo se responden con la dimensión ambiental inmersa en la respuesta, además de necesitar un diagnóstico integral a una escala más pequeña, a diferencia de las que se han planteado hasta ahora.

Ya que la seguridad hídrica es aún un tema en exploración, es posible romper paradigmas y complementar de fondo las carencias presentadas en los últimos 20 años, por nosotros, para las generaciones futuras, y para no caer en la inminente inseguridad hídrica.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca número 635886 otorgada al candidato a doctor en Desarrollo Regional Sustentable, Andrés de la Rosa Portilla, por la cual fue posible esta investigación. Se agradece también a los revisores anónimos por sus sustanciales aportaciones y correcciones para la mejora del artículo.

Referencias



- Bakker, K. (2012). Water security: Research challenges and opportunities. *Policy Forum*, 337, 23-24. Recuperado de <https://doi.org/10.1126/science.1226337>
- Bizikova, L., Roy, D., Swanson, D., Venema, H. D., & McCandless, M. (2013). *The water-energy-food security nexus: Towards a practical planning and decision-support framework for landscape investment and risk management*. Manitoba, Canada: International Institute for Sustainable Development Winnipeg.
- Cook, C., & Bakker, K. (2012). Water security: Debating an emerging paradigm. *Global Environmental Change*. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.10.011>
- Cullmann, J., Dilley, M., Fowler, J., Grasso, F. V., Kabat, P., Lúcio, F., Nullis, C., & Repnik, M. (2019). 2019 State of climate services. *WMO*, (1242), 44. Recuperado de https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21609#.XgWKsUf0mub
- Demšar, J., Curk, T., Erjavec, A., Gorup, Č., Hočevar, T., Milutinovič, M., Možina, M., Polajnar, M., Toplak, M., & Starič, A. (2013). Orange: Data mining toolbox in Python. *The Journal of Machine Learning Research*, 14(1), 2349-2353.
- Digital Science & Research Solutions. (2019). *Dimensions*. Recuperado de <https://www.dimensions.ai/>

- Dunn, G., Cook, C., Bakker, K., & Allen, D. (2012). Water security guidance document. *Water Security Guidance Document*, 154. Recuperado de http://watergovernance.sites.olt.ubc.ca/files/2011/12/Water_Security_Guidance_Document_March_2012.pdf
- ESRI, Environmental Systems Research Institute. (2019). *ArcGIS* (10.7.1). Recuperado de <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-desktop/resources>
- FAO-AQUASTAT, Food and Agriculture Organization of the United Nations-Global Information System on Water and Agriculture. (2019). *Total renewable water resources per capita*. Recuperado de <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en>
- Fuster, R., Escobar, C., Astorga, K., Silva, K., & Aldunce, P. (2017). *Estudio de seguridad hídrica en Chile en un contexto de cambio climático para elaboración del plan de adaptación de los recursos hídricos al Cambio Climático*. Recuperado de http://www.dgop.cl/centro_documental/Documents/Areas_DGOP/SEMAT/Informe_Final_Estudio_Seguridad_Hidrica_en_Chile.pdf
- Gain, A., Giupponi, C., & Wada, Y. (2016). Measuring global water security towards sustainable development goals. *Environmental Research Letters*, 11(124015). Recuperado de

<http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/12/124015/pdf>

Garfin, G. M., Scott, C. A., Wilder, M., Varady, R. G., & Merideth, R. (2016). Metrics for assessing adaptive capacity and water security: Common challenges, diverging contexts, emerging consensus. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.11.007>

Garrick, D., & Hall, J. (2014). *Water security and society: Risks, metrics, and pathways*. *Ssrn*. Recuperado de <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-013012-093817>

GCA, Global Center on Adaptation. (2019). *Adapt now: A global call for leadership on climate resilience*. Recuperado de <https://gca.org/global-commission-on-adaptation/report>

Gerlak, A. K., House-Peters, L., Varady, R. G., Albrecht, T., Zúñiga-Terán, A., De Grenade, R. R., Cook, C., & Scott, C. A. (2018). Water security: A review of place-based research. *Environmental Science and Policy*, 82. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.01.009>

Glantz, M. H. (2018). Seguridad hídrica en un clima en cambio. *Boletín-Organización Meteorológica Mundial*, 67(1), 4-8.

Gleick, P., & Iceland, C. (2018). *Water, security, and conflict. Issue brief: World Resource Institute and Pacific Institute*. Recuperado de

<https://www.wri.org/publication-type/issue-brief> y

<https://www.wri.org/publication/water-security-and-conflict>

Grey, D., & Sadoff, C. W. (2007). Sink or swim? Water security for growth and development. *Water Policy*, 9(6), 545-571. Recuperado de <https://iwaponline.com/wp/article-abstract/9/6/545/31241/Sink-or-Swim-Water-security-for-growth-and>

Gunda, T., Hess, D., Hornberger, G. M., & Worland, S. (2019). Water security in practice: The quantity-quality-society nexus. *Water Security*, 6, 100022. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468312418300075>

GWP, Global Water Partnership. (2000). *Towards water security: A framework for action*. GWP Secretariat. Recuperado de <https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/references/towards-water-security.-a-framework-for-action.-mobilising-political-will-to-act-gwp-2000.pdf>

Hofste, R. W., Kuzma, S., Walker, S., Sutanudjaja, E. H., Bierkens, M. F. P., Kuijper, M. J. M., Faneca-Sánchez, M., Van Beek, R., & Wada, Y. (2019). *Aqueduct 3.0: updated decision relevant global water risk indicators*. Technical Note. World Resources Institute. Recuperado de <https://www.wri.org/publication/aqueduct-30>

Kauffer, E., & Gallardo, V. (2019). *Seguridad hídrica (SH) en México: ¿cómo y para quién?* Recuperado de



<https://www.librosciesas.com/producto/seguridad-hidrica-sh-en-mexico-como-y-para-quienes/>

Martínez, Y., & Villalejo, V. M. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39, 58-72.

Microsoft. (2019). *Office 365* (365th ed.). Redmond, USA: Microsoft. Recuperado de <https://www.microsoft.com/es/microsoft-365/previous-versions/microsoft-office-2019>

Natural Earth. (2018). *Admin 0–Countries v 4.1.0*. Admin 0 – Countries v 4.1.0. Recuperado de <https://www.naturalearthdata.com/downloads/110m-cultural-vectors/110m-admin-0-countries/>

Oberle, B., Bringezu, S., Hatfield-Dodds, S., Hellweg, S., Schandl, H., Clement, J., Cabernard, L., Che, N., Chen, D., & Droz-Georget, H. (2019). *Global resources outlook 2019: Natural resources for the future we want*. Paris, France: United Nations Environment Programme.

Peña, H. (2016). *Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe*. Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/40074>

Srinivasan, V., Konar, M., & Sivapalan, M. (2017). A dynamic framework for water security. *Water Security*, 1(1), 12-20. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2017.03.001>

Sun, F., Staddon, C., & Chen, M. (2016). Developing and applying water security metrics in China: Experience and challenges. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 21, 29-36. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.10.006>

The World Bank. (2019). *What a waste: An updated look into the future of solid waste management*. Recuperado de <https://www.worldbank.org/en/news/immersive-story/2018/09/20/what-a-waste-an-updated-look-into-the-future-of-solid-waste-management>

UCCRN, Urban Climate Change Research Network. (2018). *The future we don't want: How climate change could impact the World's Greatest Cities (Issue February)*. Recuperado de https://c40-production-images.s3.amazonaws.com/other_uploads/images/1789_Future_We_Don't_Want_Report_1.4_hi-res_120618.original.pdf

UN, United Nations. (2019). *Water and sanitation, why it matters?* United Nations. Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/water-and-sanitation/>

UN-Water. (2017). *Integrated monitoring guide for sustainable development goal 6 on water and sanitation. Targets and global*



- indicators*. Recuperado de <https://www.unwater.org/publications/sdg-6-targets-indicators/>
- UN-Water. (2013). *Water Security and the Global Water Agenda. The UN-Water analytical brief*. United Nations. Recuperado de <http://www.unwater.org/publications/water-security-global-water-agenda/>
- UNESCO i-WSSM. (2019). *Water Security and the Sustainable Development Goals. Global Water Security Issues Case Studies*. UNESCO International Centre for Water Security and Sustainable Management (i-WSSM). Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367904?posInSet=1&queryId=N-EXPLORE-7f3c0a53-e6b0-4ce7-9b80-2b1004525546>
- Van Beek, E., & Arriens, W. L. (2014). Water security: Putting the concept into practice. *Tec Background Papers*, 20, 1-55. Recuperado de http://aquadoc.typepad.com/files/gwp_tec20_web.pdf
- Van Eck, N. J., & Waltman, L. (2019). VOS viewer manual. In: *Leiden: Univeriteit Leiden* (1.6.11; Vol. 1, Issue 1, p. 53). Universiteit Leiden, Meaningful metrics (CWTS). Recuperado de <https://www.vosviewer.com/getting-started/>
- Van Eck, N., & Waltman, L. (2010). Software survey: VOS viewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, 84(2), 523-538. Recuperado de <https://akademai.com/doi/pdf/10.1007/s11192-009-0146-3>

- Varis, O., Keskinen, M., & Kummu, M. (2017). Four dimensions of water security with a case of the indirect role of water in global food security. *Water Security*. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2017.06.002>
- Wagener, T., Sivapalan, M., Troch, P. A., McGlynn, B. L., Harman, C. J., Gupta, H. V, Kumar, P., Rao, P. S. C., Basu, N. B., & Wilson, J. S. (2010). The future of hydrology: An evolving science for a changing world. *Water Resources Research*, 46(5). DOI: 10.1029/2009WR008906
- Whittington, D., Sadoff, C., & Allaire, M. (2013). The economic value of moving toward a more water secure world. *Tec Background Papers*, 18, 1-73.
- World Economic Forum. (2020). *The Global Risks Report 2020* (15th ed.). Recuperado de http://www3.weforum.org/docs/WEF_Global_Risk_Report_2020.pdf
- WWAP/UN-Water. (2018). *The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water*. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org/images/0026/002614/261424e.pdf>
- Zhang, X., Zhang, L., Zhao, J., Rustomji, P., & Hairsine, P. (2008). Responses of streamflow to changes in climate and land use/cover in the Loess Plateau, China. *Water Resources Research*, 44(7). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2007WR006711>

Zeitoun, M. (2011). The global web of national water security. *Global Policy*, 2(3), 286-296. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1758-5899.2011.00097.x>

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-07

Articles

A novel in situ and graded sampling system for seawater microplastics

Un novedoso sistema de muestreo *in situ* y de clasificación para microplásticos presentes en el agua del mar

Hongmin Lv¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4763-0838>

Nan Gao², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1895-9397>

Zhongliang Sun³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5578-6272>

Xiangfeng Kong⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7978-890X>

¹Institute of Oceanographic Instrumentation, Qilu University of Technology (Shandong Academy of Sciences), Qingdao, China, lhmsdq@hotmail.com

²Shandong Provincial Key Laboratory of Marine monitoring instrument equipment technology, Qingdao, China, gaonan198999@126.com

³National Engineering and Technological Research Center of Marine Monitoring Equipment, Qingdao, China, ablin66@163.com



⁴National Engineering and Technological Research Center of Marine Monitoring Equipment, Qingdao, China, kxf_1985@163.com

Corresponding author: Nan Gao, gaonan198999@126.com

Abstract

The net trawling method requires complicated operations, during which samples are susceptible to contamination in an open environment. In this context, a novel *in situ* and graded sampling system for seawater microplastics was developed. This system integrates the collection, separation, and enrichment procedures and features alternate air-water elution and three-layer graded collection (membrane mesh sizes of 300, 100, and 50 μm). Its advantages are ease of operation, reduced operation time, seawater recycling, and forming a closed space to avoid sample contamination. Moreover, it is capable of measuring the filtered seawater volume accurately. An in-shore experiment was carried out to collect microplastic samples with the new system. These samples were analyzed and identified by micro-Raman spectroscopy. Microplastics with different types (PE, PET, PA, PEVA, PS, and PVS); colors (translucent, white, blue, and yellowish), and shapes (foam, fragment, fiber, and granule) were found on the 100 and 50 μm filter membranes but not on the 300 μm filter membrane. The results indicate that the new sampling system effectively collects microplastics usually omitted by trawling nets and can be used as a supplement to trawling nets.



Keywords: Microplastics, seawater microplastics, sampling system, *in situ*.

Resumen

Como nuevo tipo de contaminante, los microplásticos han estado atrayendo una gran atención durante el proceso de monitorización del medio marino. Las redes de arrastre utilizadas en la actualidad (con un tamaño de malla de 330 μm) no son realmente adecuadas para la recogida de partículas de microplástico más pequeñas debido a su gran tamaño de malla. Además, el método de captura con redes de arrastre requiere de operaciones complicadas, durante las cuales las muestras son susceptibles de contaminación en un entorno abierto. En este contexto, se desarrolló un novedoso sistema de muestreo *in situ* y de clasificación de microplásticos de agua de mar que integra un procedimiento de recogida, separación y enriquecimiento, y cuenta también con un sistema de elución alternativo aire-agua y de recogida con clasificación de tres capas (con tamaños de malla de membrana de 300, 100 y 50 μm). Entre sus ventajas se incluyen su facilidad de utilización, la reducción en el tiempo de su operación, el reciclado del agua del mar y la formación de un espacio cerrado con el fin de evitar la contaminación de las muestras. Además, es capaz de medir con precisión el volumen de agua de mar filtrada y las pruebas de elución realizadas con él demuestran que su tasa de recuperación alcanza más de un 90 % en cinco segundos. Posteriormente se llevó a cabo un experimento en tierra con el fin de

recoger muestras de microplásticos utilizando el nuevo sistema. Las muestras después fueron analizadas e identificadas por espectroscopia micro-Raman, encontrándose microplásticos de diferentes tipos (PE, PET, PA, PEVA, PS y PVS); colores (translúcido, blanco, azul y amarillo), y formas (espuma, fragmentos, fibras y gránulos) en las membranas filtrantes de 100 y 50 μm , pero no en la membrana filtrante de 300 μm . Los resultados del estudio revelan que el nuevo sistema de muestreo resulta realmente eficaz en la recogida de microplásticos que por lo regular es omitida por las redes de arrastre y que puede utilizarse como complemento a dicho sistema.

Palabras clave: microplásticos, microplásticos de agua de mar, sistema de muestreo, *in situ*.

Received: 08/09/2020

Accepted: 03/08/2021

Introduction

Microplastics, defined as plastic particles smaller than 5.0 mm (Arthur, Baker, & Bamford, 2008), have stable chemical properties and can exist



in seawater for a long time (Wang, Lin, & Yuan, 2017). Microplastics have been attracting attention in marine environmental monitoring as a new type of pollutant. Although pollution by seawater microplastics was noticed in the early 1970s (Carpenter & Smith, 1972; Carpenter, Anderson, Harvey, Miklas, & Peck, 1972; Wong, Green, & Cretney, 1974), the term “microplastics” was proposed in 2004 for the first time (Thompson, Olsen, Mitchell, Davis, Rowland, John, McGonigle, & Russell, 2004). Since then, scientific communities have begun to pay full attention to the possible ecological and environmental problems caused by these fine plastic particles in the ocean. There are two main types of sources of microplastics: the “primary” microplastic sources are those in which microplastics are intentionally produced either for direct use or as precursors to other products, and the “secondary” microplastics are formed in the environment from the breakdown of larger plastic material, especially marine Debris. Due to their small size, microplastics have the potential to be ingested by benthic and planktonic organisms. Microplastics with a very low biodegradation potential entering marine food webs will endanger the safety of marine life. Scientific studies have confirmed that seawater microplastics impact growth and development (Goldstein, Rosenberg, & Cheng, 2012; Rochman, Tahir, Williams, Baxa, Lam, Miller, Teh, Werorilangi, & Teh, 2015; Lu, Zhang, Deng, Jiang, Zhao, Geng, Ding, & Ren, 2016; Zhang, Chen, Wang, & Tan, 2017a; Lo & Chan, 2018) and reproduction of marine organisms (Browne, Dissanayake, Galloway, Lowe, & Thompson, 2008; Law, Morét-Ferguson, Goodwin, Zettler, DeForce, Kukulka, & Proskurowski, 2014; Zhang, Wang, Song,

Fang, & Wang, 2020). Thus, the detailed qualitative and quantitative monitoring of microplastics in the marine environment is highly required.

As is known, sampling and separation are the two key steps in researching seawater microplastics. Trawling nets and pumps are the most commonly used sampling equipment for microplastic collection in marine environmental monitoring. According to the working depth in seawater, trawling nets are usually divided into four categories (Rocha-Santos & Duarte, 2014): (1) manta trawls (Faure, Saini, Potter, Galgani, Alencastro, & Hagmann, 2015) (Figure 1(a)) and neuston trawls (Cózar, Sanz-Martin, Marti, González-Gordillo, Ubeda, Gálvez, Irigoien, & Duarte, 2015) (Figure 1(b)), which are usually used for surface water, (2) bongo trawls (Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011) (Figure 1(c)), which are usually used for middle water, (3) benthic trawls, which are used for deep bottom water, and (4) containers such as buckets that are suitable for collecting large samples (Luo, Lin, Jia, Xu, & Li, 2019). Due to the lack of standardization of sampling methodologies for microplastics, published studies have adopted different types of sampling nets with varying mesh sizes.

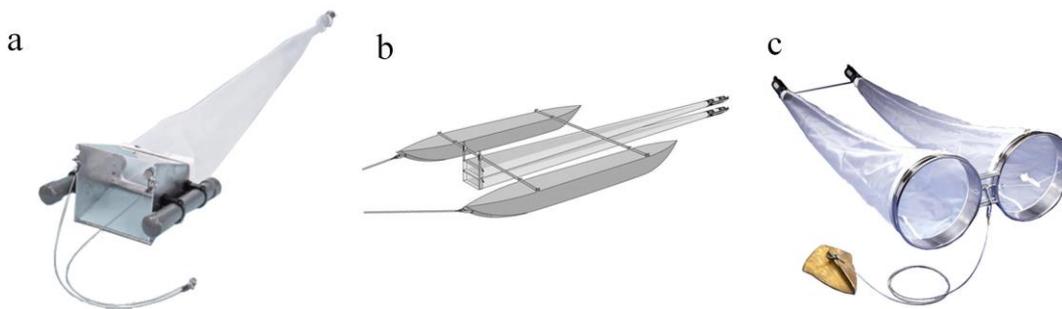


Figure 1. Diagram of trawling nets: (a) Manta trawl; (b) Neuston trawl, and (c) Bongo trawl.

The trawling net's mesh size determines the trapped particles' size and filtered water volume. Because of the risk of blockage for small meshes, trawling nets with a mesh size of approximately 330 μm are mostly used and accepted types (Lee, Shim, & Kwon, 2014; Eriksen, Mason, Wilson, Box, Zellers, Edwards, Farley, & Amato, 2013; Schönlau, Karlsson, Rotander, Nilsson, Engwall, Bavel, & Kärman, 2020). Trawling nets allow for rapid filtration of large water volumes and collection of larger microplastic samples in a wider area compared with conventional pumping (Setälä, Magnusson, Lehtiniemi, & Norén, 2016). However, there are several defects for trawling nets, including 1) do not quantitatively sample microplastic particles $< 300 \mu\text{m}$ (Covernton, Pearce, Gurney-Smith, Chastain, Ross, Dower, & Dudas, 2019; Barrows, Neumann, Berger, & Shaw, 2017); 2) require a towboat, which increases monitoring cost; 3) have limited ability to sample shallow or nearshore waters (Karlsson, Kärman, Rotander, & Hassellöv, 2020); 4) the volume measurement of the filtered water may be inaccurate (Karlsson, Kärman, Rotander, & Hassellöv, 2020); 5) have a slightly higher risk of contamination since the rinsing and transferring procedures from the collecting bag to the container after sampling usually take a relatively long time (Hidalgo-Ruz, Gutow, Thompson, & Thiel, 2012; Schönlau, Karlsson, Rotander, Nilsson, Engwall, Bavel, & Kärman, 2020).

The pump has some advantages over trawling nets. Firstly, the pump does not need a towboat and is applicable for many platforms, such as ships, buoys, shore-based stations, etc. Secondly, the pump is more accurate in measuring the filtered water volume and is available for sampling in variable depths. Thirdly, the pump can collect microplastic of different sizes simultaneously with graded filter membranes (Schönlau, Karlsson, Rotander, Nilsson, Engwall, Bavel, & Kärman, 2020). Nevertheless, the pump has shortcomings, such as the limited filtered water volume and the fixed-point sampling. The detailed comparisons for the trawling nets and the pump are listed in Table 1.

Table 1. Comparisons of the trawling nets and the traditional pump.

| Sampling method | Time consumption | Contamination risk | Cost | Available platform | sampling volume |
|------------------|------------------|--------------------|------------------|---------------------------------|-----------------|
| Trawling nets | long | large | boat necessary | ship only | large |
| Traditional Pump | short | small | boat unnecessary | ship, buoy, shore-based station | limited |

Microplastic separation is usually accomplished by density flotation (or an improved method) (Imhof, Schmid, Niessne, Ivleva, & Laforsch, 2012; Nuelle, Dekiff, Remy, & Fries, 2014; Karlsson, Vethaak, Almroth,

Ariese, Van Velzen, Hassellöv, & Leslie, 2017); filtration (Su, Xue, Li, Yang, Kolandhasamy, Li, & Shi, 2016); sieving (Baldwin, Corsi, & Mason, 2016), and pressurized fluid extraction (Fuller & Gautam, 2016). Since the sampling and separation steps are of paramount importance, standardized protocols should be established to avoid misidentification and underestimation of microplastics. The commercially available products are KC-Denmark's microplastic sampling pump and the German-SubCtech's sailing type system. These systems have a flexible mesh size range and can realize graded sampling of seawater microplastics. However, the seawater is filtered directly by the graded filter membranes, easily blocked by seawater organic materials. As a result, the pre-set water volume is probably affected or even incorrect. Therefore, there is an urgent need for a fast and easily implementable sampling system for seawater microplastics.

A novel *in situ* and graded sampling system for seawater microplastics was developed. Compared with the trawling nets, this system integrates the collection, separation, and enrichment procedures and features alternate water-air elution and three-layer graded collection (membrane mesh sizes 300, 100, and 50 μm). On the one hand, this system keeps the advantages of the traditional pump. On the other hand, this system is featured a T-type three-way filter assembly with a built-in filter element playing a buffer role, which is not possessed by the traditional pump. The filter element with a proper specific surface area protects the graded filter membranes from being blocked by the organic materials and guarantees the preset sampling water volume. A laboratory

test was performed to assess the recovery of the sampling system. Then, an experimental verification was carried out at the Qingdao Coastal Test Station of the Institute of Oceanographic Instrumentation (Shandong Academy of Sciences) in January 2020 using the developed sampling system. The novel sampling system collected the seawater microplastics and accurately measured the filtered seawater volume.

Workflow of the sampling system

The workflow of the sampling system is illustrated in Figure 2: seawater microplastics are first enriched by the filter-element (316L quality stainless steel with mesh size 50 μm) in a T-type three-way filter assembly; then, microplastics in the filter-element are eluted alternately by air and seawater; finally, the graded collection of microplastics is achieved by the three-layer filter membrane of the graded collector (mesh sizes of 300, 100, and 50 μm from top to bottom). In Figure 2 the 3D model for the filter module of the sample system framed by the dashed box is also exhibited. The filter module consists of three parts: the T-type three-way filter assembly, the one-way valve and the graded collector, of which cross-section diagram is illustrated in Figure 3.

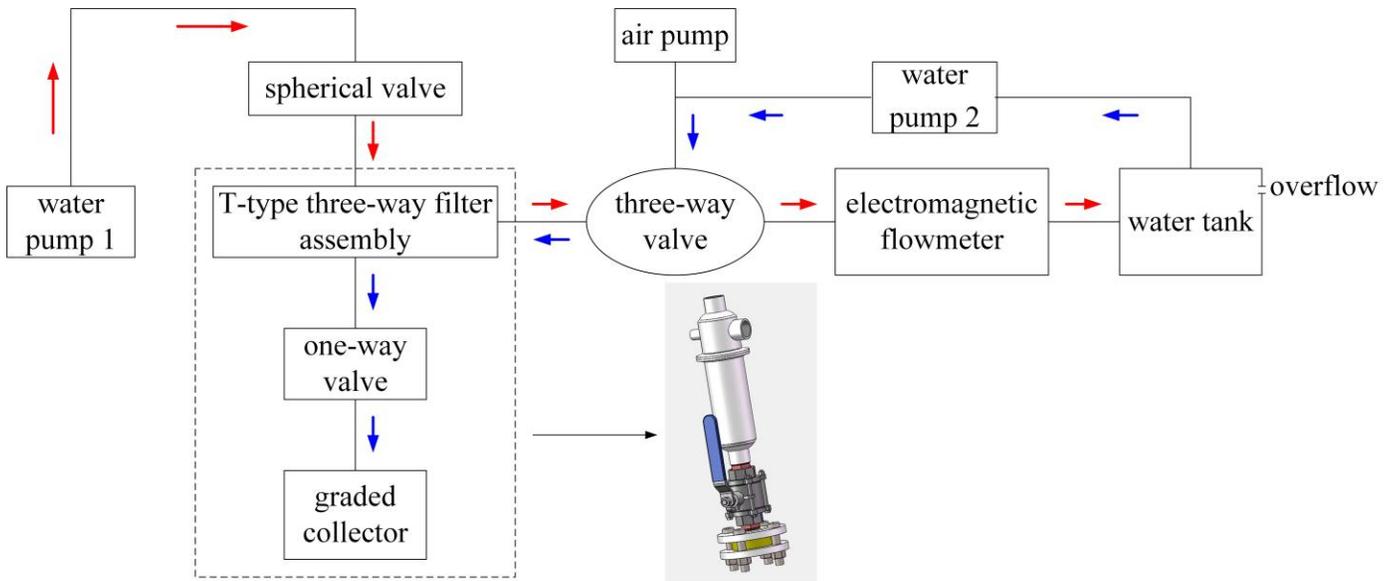


Figure 2. Workflow diagram of the sampling system.



Figure 3. The cross-section diagram of the filter module.

Detailed operational procedures are as follows:

- 1) Enrichment. Open the spherical valve, close the one-way valve, open the three-way valve to connect the filter assembly to the electromagnetic flowmeter, and then open pump 1 (the bottom is installed with a filter with a mesh size of 5 mm to prevent large

pollutants from entering the collection device and blocking the pipeline). When seawater passes through the filter element of the filter assembly, microplastics are enriched; the filtered seawater passes through the three-way valve and the electromagnetic flowmeter and is then stored in a 60 l water tank with an overflow (shown by the red arrow line). The enrichment route could measure the filtered seawater volume accurately.

- 2) Elution. Close the spherical valve and open the one-way and three-way valve to connect the filter assembly with the air pump and water pump 2. Open pump two and flush the samples stored in the filter element of the filter assembly by using the filtered seawater (recycling seawater and avoiding the need for repeated pure-water flushing in the trawling method). Microplastics are eluted onto the graded collector's three layers of filter membranes. Then, open the air pump and flush the remaining seawater in the filter assembly onto the three-layer filter membrane. Elute 2–3 times by alternately using seawater and air to minimize the adhesion of the microplastics to the pipeline (shown by the blue arrow line). In practice, the elution route is usually completed in a certain period.
- 3) Graded collection. The eluted microplastics pass through the graded collector and are collected on the 300 μm , 100 μm , and 50 μm filter membranes according to their particle size.

Recovery assessment

As is known, the elution routine is set up to reduce the loss of microplastics for collection. The recovery performance of this system was evaluated by measuring the recovery rates with different elution times in the laboratory. A single 50 μm filter membrane of the graded collector was used for collection. At the beginning, the 50 μm filter membrane was weighted. Then, the microplastic samples with a known weight of W_1 were put into the system. After enrichment, elution, and collection, the 50 μm filter membrane was taken out and weighted. The weight of the microplastic samples collected on the filter membrane was W_2 . The following equation estimates the recovery rate:

$$\text{Recovery rate} = \frac{W_2}{W_1} \times 100 \%$$

The elution time is sequentially set to be 5, 10, 15, 20, 25, and 30 s, respectively. Under each elution time, the test was repeated three times. Figure 4 shows the recovery curve of the sampling system. It is seen from the figure that the recovery rate reaches more than 90 % in five seconds. Fluctuations of the recovery may be related to weighting errors or the uneven particle sizes of the inputted microplastic samples.

The overall recovery rate is above 80 %, which is better than the commonly accepted threshold of 70 % (Cashman, Ho, Boving, Russo, Robinson, & Burgess, 2020).

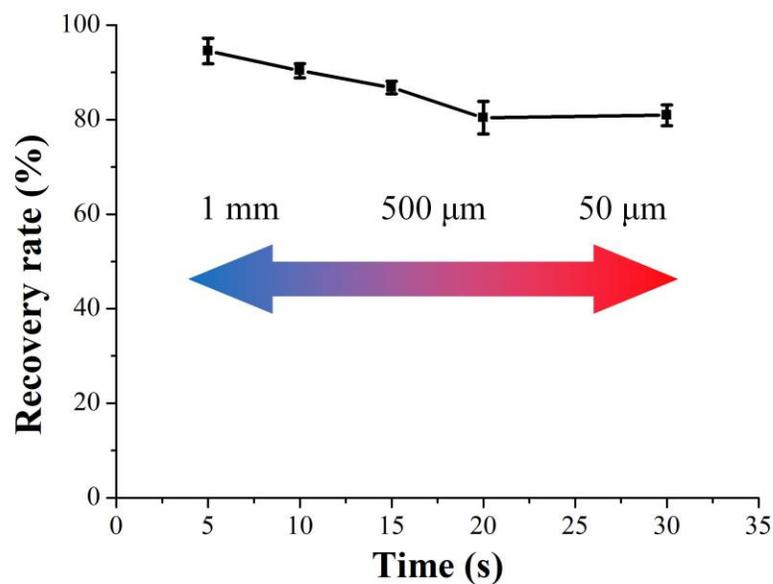


Figure 4. The recovery curve of the sampling system.

Materials and methods

A verification test was carried out by using the developed sampling system at the Qingdao Coastal Test Station (36° 3' 28.7" N, 120° 18' 30.9" E) of the Institute of Oceanographic Instrumentation (Shandong Academy of Sciences) in January 2020. As shown in Figure 5, Microplastic sampling was conducted at two adjacent positions. Exactly one-ton surface seawater was individually pumped at each position. In the experiment, an electromagnetic flowmeter was used to indicate the seawater's volume flowing through the sampling system. Figure 6 illustrates (a) the collected samples on the three-layer filter membranes and (b) their storage in watch glass to prevent contamination. At the same time, three blank filter membranes were put in the watch glasses as a set of blank controls, of which storage forms are similar to Figure 6(b). Then, the membranes containing microplastic samples and the blank controls were analyzed and identified through the same procedures.



Figure 5. The sampling location at Qingdao Coastal Test Station.

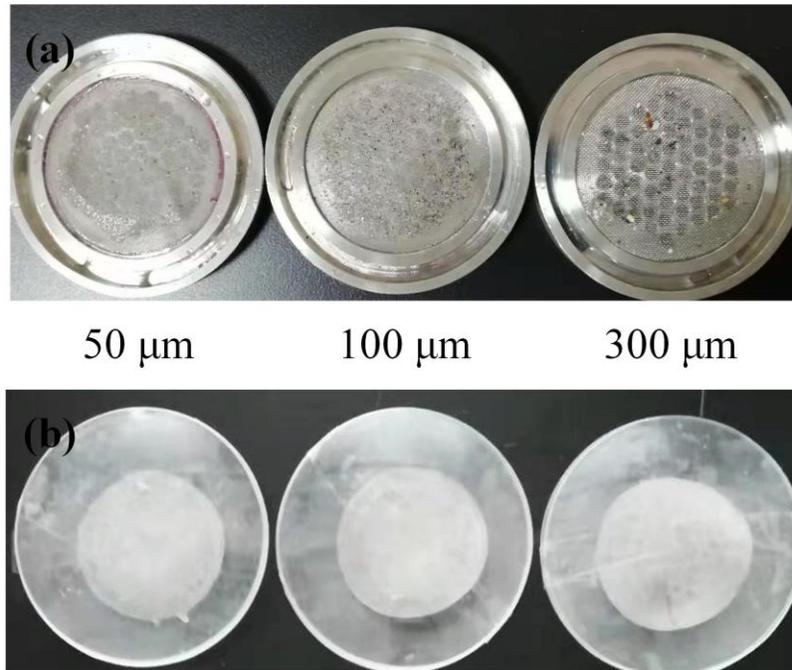


Figure 6. Illustrations of (a) the samples on the three-layer filter membranes and (b) their storage in a watch glass.

Instruments: Water pumps (model WQ (D) 4-10-0.55S, rated flow rate 4 m³/h, rated lift 10 m, rated power 0.55 kW); a 6-caliber 316L spherical valve, one-way valve, three-way valve, and matching pipes; an air pump (model Michelin, voltage 12 V, pneumatic flow 25 l/min); an electromagnetic flowmeter; 316L stainless steel filter membranes (mesh sizes of 300, 100, and 50 μm); a Thermo Fisher DXR2 micro-Raman spectrometer; watch glass (70 mm), etc.

The digestion step was omitted during the process of microplastic identification for two reasons: one is that there are fewer algae in winter

seawater, and the other is that the addition of chemical substances (such as H₂O₂) may change the morphological characteristics (size or color) of microplastics. (For example, 35 % hydrogen peroxide has already been confirmed to cause the discoloration and apparent size losses for several microplastics (Nuelle, Dekiff, Remy, & Fries, 2014). As a result, these microplastics could not be correctly identified. Molecular spectroscopy, such as infrared spectroscopy (IR) and Raman spectroscopy (Primpke, Lorenz, Rascher-Friesenhausen, & Gerdt, 2017; Cincinelli, Scopetani, Chelazzi, Lombardini, Martellini, Katsotiannis, Fossi, & Corsolini, 2017), is the most commonly used method for microplastic identification. Compared with IR spectroscopy, Raman techniques show better spatial resolution (down to 1 μm, while IR is 10–20 μm), wider spectral coverage, higher sensitivity to nonpolar functional groups, lower water interference, and narrower spectral bands (Araujo, Nolasco, Ribeiro, & Ribeiro-Claro, 2018). Therefore, in this context, micro-Raman spectroscopy (Thermo Fisher DXR2, laser wavelength 785 nm) was adopted to identify the microplastic samples (Zhao, Danley, Ward, Li, & Mincer, 2017; Zhang *et al.*, 2017b). The acquisition exposure time was 20 seconds, the photobleaching time was one minute, and the spectral range was 50-3 500 cm⁻¹. The experimental parameter settings are listed in Table 2. Row-by-row scanning was first performed on the samples, and then the scanned spectra were compared with libraries of known spectra. If the matching degree was larger than 70 %, the particles were considered to be microplastics; their compositions were also determined (Mason, Welch, & Neratko, 2018).

Table 2 Experimental parameter settings of Thermo Fisher DXR2.

| Resolution ratio | Laser wavelength & energy | Acquisition exposure time | Photo bleaching time | Sample exposure | Spectral range |
|--------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------|-----------------|---------------------------|
| 5 cm ⁻¹ | 785 nm/10 mW | 20 s | 1 minute | 2 times | 50-3 500 cm ⁻¹ |

Results

Microplastics were successfully collected by the system for these two sampling processes. The physicochemical properties of the microplastics, including the size, shape, color, and chemical composition, were further investigated. The blank control group was examined first, and no microplastics were found. This result means that the analysis procedures were not affected by potential sources of contamination in the

environment. Microplastics were found on the 100 μm and 50 μm filter membranes, as shown in Figure 7 and Figure 8, respectively. On the 100 μm filter membrane (Figure 7), five types of microplastics: (a) polyester (PE); (b) polyethylene-vinyl acetate (PEVA); (c) and (d) polyethylene terephthalate (PET); (e) polyamide (PA), and (f) polystyrene (PS) were identified after matching their Raman spectra with the standard spectrum library. Their shapes can be divided into four categories: (a) foam; (b) and (d) fragment; (c) fiber; (e) and (f) granule. Their colors include translucent, white, blue, and yellowish. On the 50 μm filter membrane (Figure 8), four types of microplastics were identified: (a) PS, (b) PA, (c) poly(vinyl stearate) (PVS) and (d) PET. Although the microplastics on the two membranes may have the same composition, for example, PA, their shapes or colors are usually different. Information on type, color and shape for the above microplastics are summarized and listed in Table 3. These microplastics are similar to those reported at offshore water of Qingdao (Ding, Li, Sun, He, Jiang, Gao, & Zheng, 2018; Luo, Lin, Jia, Xu, & Li, 2019).

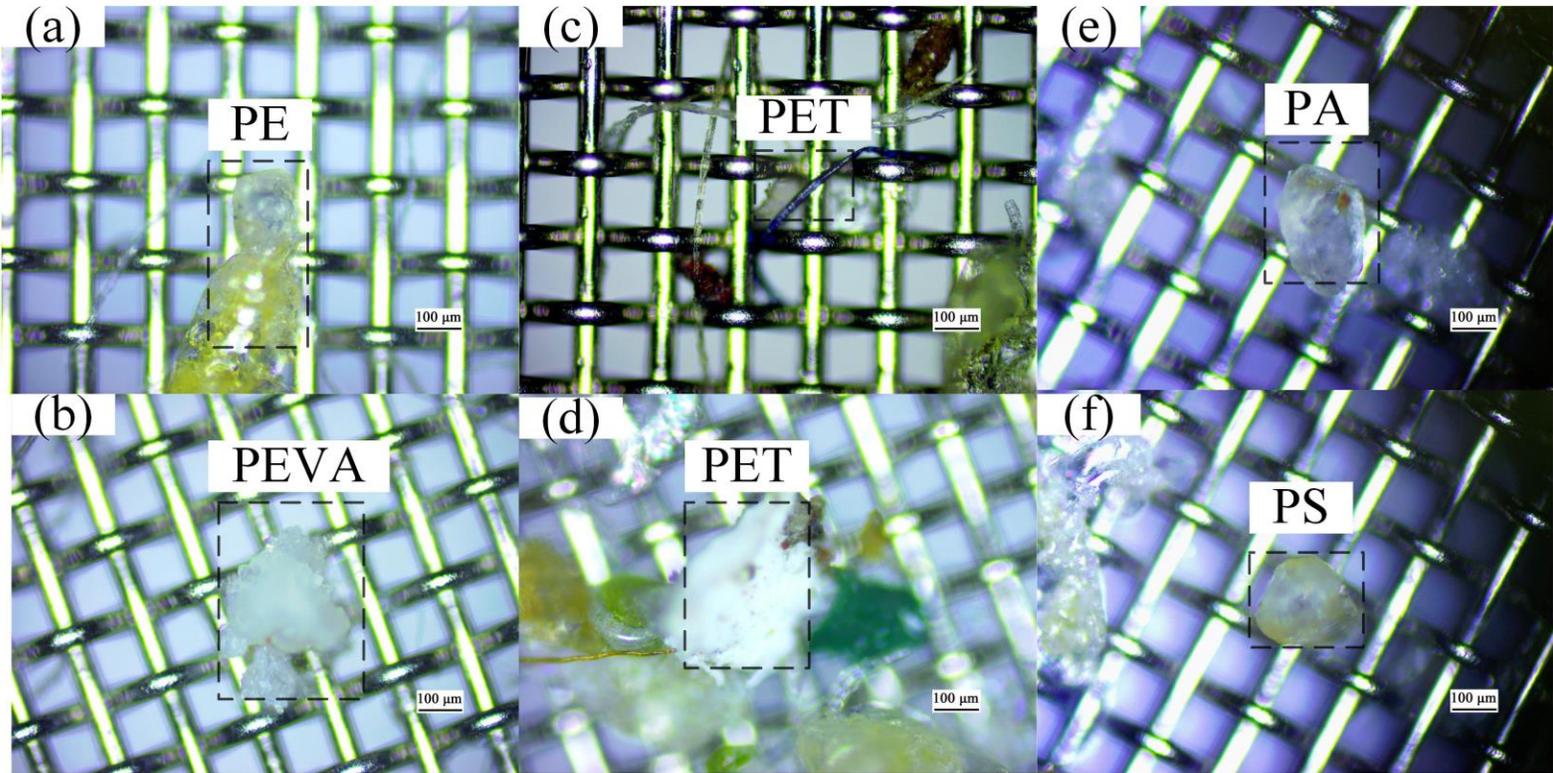


Figure 7. Microplastics on the 100 µm filter membrane.

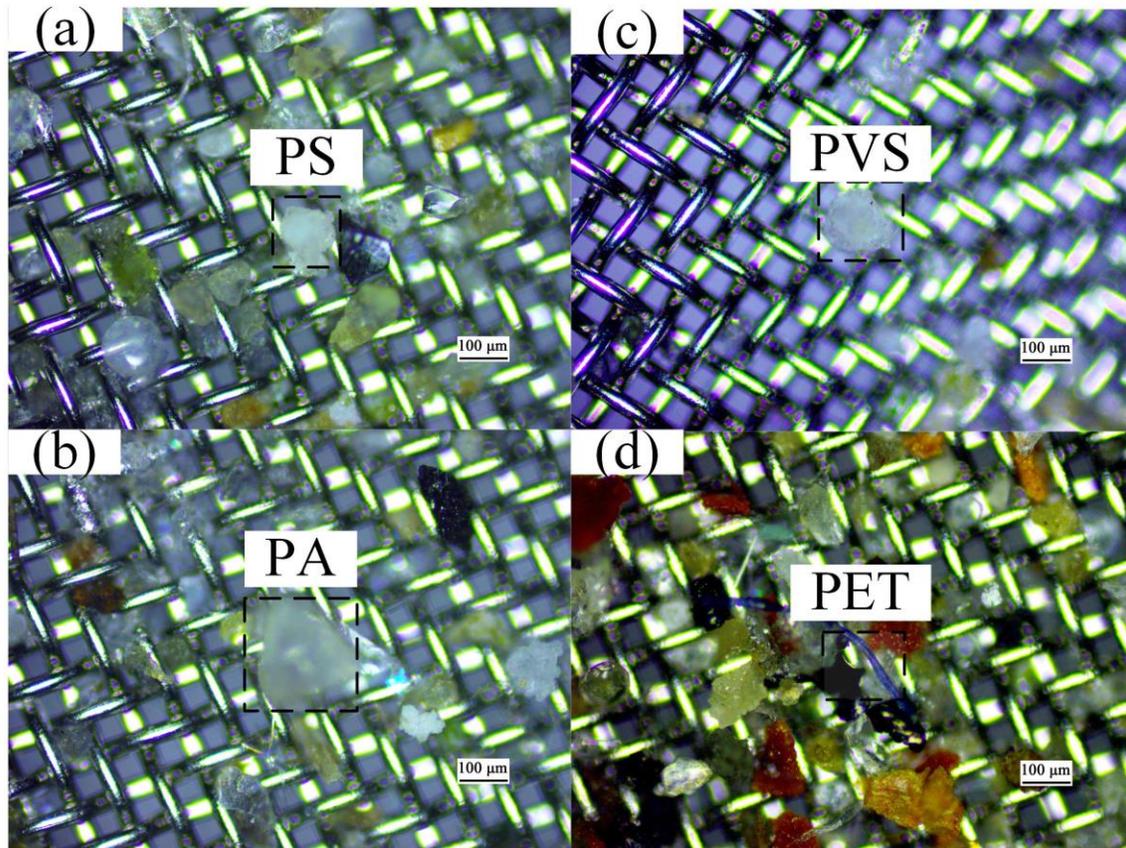


Figure 8. Microplastics on the 50 µm filter membrane.

Table 3. Microplastics information collected on the filter membranes.

| Mesh size | MPs | Type | Color | Shape |
|-----------|-----------|-----------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| 100 µm | existence | PE, PEVA, PET, PA, PS | translucent, white, blue, yellowish | Foam, fragment, fiber, granule |

| | | | | |
|------------------|-----------|---------------------|-----------------------------|-------------------------|
| 50 μm | existence | PS, PA, PVS, PET | Blue, white, translucent | granule, fiber, foam |
|------------------|-----------|---------------------|-----------------------------|-------------------------|

Figure 9 illustrates the characteristic Raman spectra and the corresponding standard spectra for these plastic polymers. However, no microplastics were found on the 300 μm filter membrane. The suggested reason is that microplastics with larger particle sizes ($> 300 \mu\text{m}$) are probably degraded into smaller particles by physical, chemical and microbial actions (Isobe, 2016). The above results are consistent with the conclusion in published studies that the abundance of microplastics decreases as their particle size increases (Tang, Liu, Zhou, He, Chen, Zhang, Hu, Huang, Luo, Ke, Chen, Xu, & Cai, 2018; Cai, He, Liu, Li, Tang, Wang, Huang, Wei, Lin, Chen, Hu, & Cen, 2018). It is harmful to the marine environment, because a number of experimental studies have demonstrated that the ingestion of microplastics with smaller particle size by aquatic species affects their growth, offspring quantity and behavior (Lo & Chan, 2018; Zhang, Wang, Song, Fang, & Wang, 2020). Since the sampling area is located near a bathing beach area, where human activities are frequent, tourism and textiles are guessed to be the main source of these microplastics (Andrady, 2011). Therefore, the microplastics may be prevented by several approaches, such as strengthen publicity and education, change consumption patterns, or develop environment-friendly materials.

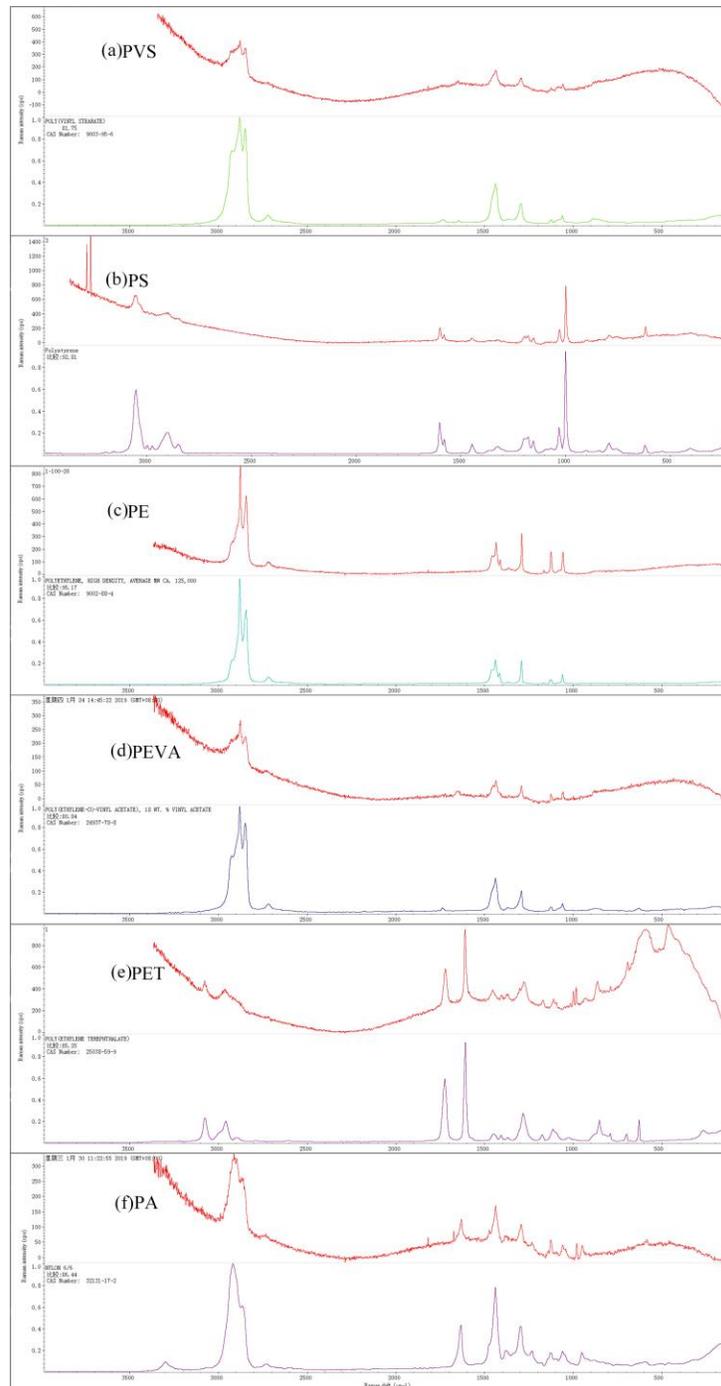


Figure 9. Characteristic Raman spectra and the corresponding standard spectra for these plastic polymers: (a) PVS (b) PS, (c) PE, (d) PEVA, (e) PET and (f) PA.

Discussion

Microplastics with different types, colors and shapes were found on the 100 μm and 50 μm filter membranes. These results indicate the appropriateness of the sampling system for the *in situ* and graded collection of microplastics, especially those omitted by the trawling net method. In the proposed sampling system, the mesh size of the T-type three-way filter membrane was 50 μm . Therefore, microplastics with particle size larger than 50 μm were enriched to the T-type three-way filter surface. In theory, the system could work for the collection of microplastic greater than 300 μm . The reason why microplastic $> 300 \mu\text{m}$ were not found is probably that larger microplastic do not exist (maybe degraded into smaller particles by physical, chemical and microbial actions) in the seawater during the sampling period.

Compared with trawl sampling, this system integrates the process of collection, separation and enrichment, which greatly reduce the

operation time and avoid sample contamination. Another advantage of this system is that it features alternate air-water elution, seawater recycling and three-layer graded collection, which is not possible with the trawl.

Therefore, this sampling system provides the potential for the standardized sampling of microplastics in marine environmental monitoring. In theory, the measurable particle size of this sampling system ranges from 50 μm to 5000 μm . Notably, a more flexible mesh size range could be realized by replacing the filter membranes in the graded collector according to the demand, which lays a foundation for the collection of microplastics at a few microns or even nanoscale in the future.

Conclusions

In summary, a novel sampling system for the *in situ* and automatic graded collection of seawater microplastics was developed. This system integrates the collection, separation and enrichment procedures and features alternate air-water elution and three-layer graded collection (membrane mesh sizes of 300, 100 and 50 μm). Moreover, it is capable



of measuring the filtered seawater volume accurately. An in-shore experiment was carried out to collect microplastic samples with the new system. These samples were analyzed and identified by micro-Raman spectroscopy. Main conclusions can be summarized as follows:

The advantages of the sampling system are ease of operation, reduced operation time, seawater recycling, and the formation of a closed space to avoid sample contamination. The sampling system is appropriate for the *in situ* and graded collection of microplastics, especially those omitted by trawling nets. This sampling system can be used as a supplement to the trawling net method and lays a foundation for the collection of microplastics at a few microns or even nanoscale in the future. This sampling system provides the potential for the standardized sampling of microplastics in marine environmental monitoring. The recovery rate of the sampling system reaches more than 90 % in five seconds, satisfying the requirements of rapid and efficient enrichment in conventional microplastics monitoring.

It should be pointed out that the experiment was initially designed to test the performance of the sampling system at one station. At present, valve control programming, core component optimization and other related procedures are being carried out to make the sampling system more portable and automatic. Moreover, multistation experiments are planned to be conducted by utilizing the optimized system to investigate the concentration, particle size distribution, type of polymer and distribution across the nearby sea of the microplastics. The expected research results can provide an effective technical means for the

monitoring and early warning of microplastics pollution in Qingdao coastal area.

Acknowledgments

The project is supported by the Shandong Provincial Natural Science Foundation of China (Grant No. ZR2019PD004, ZR2019BD024, ZR2019BD061 and ZR2019PF020), the Joint Funds of the National Natural Science Foundation of China (Grant No. U2006209), and Foundation of Shandong Academy of Sciences (2019QN0036), Academy local cooperation fund of Shandong Academy of Sciences (2018CXY-31). Thank the Springer Nature Author Services (SNAS) for the remarkable English language editing.

References

- Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (8), 1596-1605.
- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M. P., & Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142(1), 426-440.
- Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. (2008). *NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30*. Tacoma, USA: National Oceanic and Atmospheric Administration.



- Baldwin, A. K., Corsi, S. R., & Mason, S. A. (2016). Plastic Debris in 29 Great Lakes tributaries: Relations to watershed attributes and hydrology. *Environmental Science and Technology*, 50(19), 10377-10385.
- Barrows, A. P. W., Neumann, C. A., Berger, M. L., & Shaw, S. D. (2017). Grab vs. neuston tow net: A microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Analytical Methods*, 9, 1446-1453.
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel *Mytilus edulis*. *Environmental Science and Technology*, 42(13), 5026-5031.
- Cai, M. G., He, H. X., Liu, M. Y., Li, S. W., Tang, G. W., Wang, W. M., Huang, P., Wei, G., Lin, Y., Chen, B., Hu, J. H., & Cen, Z. N. (2018). Lost but can't be neglected: huge quantities of small microplastics hide in the south China sea. *Science of the Total Environment*, 633, 1206-1216.
- Carpenter, E. J., & Smith, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241.
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., & Peck, B. B. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178(4062), 749-750.
- Cashman, M. A., Ho, K. T., Boving, T. B., Russo, S., Robinson, S., & Burgess, R. M. (2020). Comparison of microplastic isolation and

extraction procedures from marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111507.

Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Lombardini, E., Martellini, T., Katsotiannis, A., Fossi, M. C., & Corsolini, S. (2017). Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere*, 175, 391-400.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597.

Covernton, G. A., Pearce, C. M., Gurney-Smith, H. J., Chastain, S. G., Ross, P. S., Dower, J. F., & Dudas, S. E. (2019). Size and shape matter: A preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. *Science of the Total Environment*, 667, 124-132.

Cózar, A., Sanz-Martin, M., Marti, E., González-Gordillo, J. I., Ubeda, B., Gálvez, J. Á., Irigoien, X., & Duarte, C. M. (2015). Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *Plos One*, 10(4), e0121762.

Ding, J. F., Li, J. X., Sun, C. J., He, C. F., Jiang, F. H., Gao, F. L., & Zheng, L. (2018). Separation and identification of microplastics in digestive system of bivalves (in Chinese). *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 46, 690-697.

Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface

- waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77 (s1-2), 177-182.
- Faure, F., Saini, C., Potter, G., Galgani, F., Alencastro, L. F. D., & Hagmann, P. (2015). An evaluation of surface micro-and mesoplastic pollution in pelagic ecosystems of the Western Mediterranean Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(16), 12190-12197.
- Fuller, S. G., & Gautam, A. (2016). A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environmental Science and Technology*, 50(11), 5774-5780.
- Goldstein, M. C., Rosenberg, M., & Cheng, L. (2012). Increased oceanic microplastic Debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters*, 8(5), 817-820.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, 46(6), 3060-3075.
- Imhof, H. K., Schmid, J., Niessne, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), 524-537.
- Isobe, A. (2016). Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 432-437.

- Karlsson, T. M., Kärman, A., Rotander, A., & Hassellöv, M., (2020). Comparison between manta trawl and *in situ* pump filtration methods, and guidance for visual identification of microplastics in surface waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 5559-5571.
- Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., Van Velzen, M., Hassellöv, M., & Leslie, H. A. (2017). Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), 403-408.
- Law, K. L., Morét-Ferguson, S. E., Goodwin, D. S., Zettler, E. R., DeForce, E., Kukulka, T., & Proskurowski, G. (2014). Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environmental Science and Technology*, 48(9), 4732-4738.
- Lee, H., Shim, W. J., & Kwon, J. H. (2014). Sorption capacity of plastic Debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the Total Environment*, 470-471, 1545-1552.
- Lo, H. K. A., & Chan, K. Y. K. (2018). Negative effects of microplastic exposure on growth and development of *Crepidula onyx*. *Environmental Pollution*, 233, 588-595.
- Lu, Y. F., Zhang, Y., Deng, Y. F., Jiang, W., Zhao, Y. P., Geng, J. J., Ding, L. L., & Ren, H. Q. (2016). Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental Science and Technology*, 50(7), 4054-4060.

- Luo, Y. D., Lin, Q. H., Jia, F. L., Xu, G. D., & Li, F. M. (2019). Distribution characteristics of microplastics in Qingdao coastal beaches (in Chinese). *Environmental Science*, 40(6), 2631-2638.
- Mason, S. A., Welch, V., & Neratko, J. (2018). Synthetic polymer contamination in bottled water. *Frontiers in Chemistry*, 6, 1-11.
- Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161-169.
- Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., & Gerdt, G. (2017). An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods*, 9(9), 1499-1511.
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2014). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 65(3), 47-53.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F. C., Werorilangi, S., & Teh, S. J. (2015). Anthropogenic Debris in seafood: Plastic Debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5, 14340.
- Schönlau, C., Karlsson, T. M., Rotander, A., Nilsson, H., Engwall, M., Bavel, B. V., & Kärman, A. (2020). *Marine Pollution Bulletin*, 153, 111019.

- Setälä, O., Magnusson, K., Lehtiniemi, M., & Norén, F. (2016). Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: A comparison of two sampling methods. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 177-183.
- Su, L., Xue, Y. G., Li, L. Y., Yang, D. Q., Kolandhasamy, P., Li, D. J., & Shi, H. H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711-719.
- Tang, G. W., Liu, M. Y., Zhou, Q., He, H. X., Chen, K., Zhang, H. B., Hu, J. H., Huang, Q. H., Luo, Y. M., Ke, H. W., Chen, B., Xu, X. R., & Cai, M. G. (2018). Microplastics and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Xiamen coastal areas: implications for anthropogenic impacts. *Science of the Total Environment*, 634, 811-820.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838.
- Wang, K., Lin, K. D., & Yuan, D. X. (2017). Research progress on the analysis of microplastics in the environment (in Chinese). *Environmental Chemistry*, 36(1), 27-36.
- Wong, C., Green, D. R., & Cretney, W. J. (1974). Quantitative tar and plastic waste distributions in the Pacific Ocean. *Nature*, 247(5435), 30-32.
- Zhang, F., Wang, Z., Song, L., Fang, H., & Wang, D. G. (2020). Aquatic toxicity of iron-oxide-doped microplastics to *Chlorella pyrenoidosa* and *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*, 257, 113451.

- Zhang, C., Chen, X., Wang, J., & Tan, L. (2017a). Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: Interactions between microplastic and algae. *Environmental Pollution*, 220, 1282-1288.
- Zhang, K., Xiong, X., Hu, H. J., Wu, C. X., Bi, Y. H., Wu, Y. H., Zhou, B. S., Lam, P. K. S., & Liu, J. T. (2017b). Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of three gorges reservoir, China. *Environmental Science and Technology*, 51(7), 3794-3801.
- Zhao, S. Y., Danley, M., Ward, J. E., Li, D. J., & Mincer, T. J. (2017). An approach for extraction, characterization and quantitation of microplastic in natural marine snow using Raman microscopy. *Analytical Methods*, 9(9), 1470-1478.

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-08

Artículos

**Estimación teórica de la potencia disponible en las
fuentes de energía marina en México**

**Theoretical assessment of the available power from the
marine energy sources in Mexico**

Erick Iván García-Santiago¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5146-6922>

Edgar Mendoza², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1991-4721>

Rodolfo Silva³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0064-9558>

¹Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, egarcias@iingen.unam.mx

²Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, emendozab@iingen.unam.mx

³Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, rsilvac@iingen.unam.mx



Autor para correspondencia: Edgar Mendoza,
emendozab@iingen.unam.mx

Resumen

La necesidad de incorporar a las energías renovables en la matriz energética de las naciones del mundo es un valor entendido que no requiere más justificación porque, más allá de metas locales o compromisos internacionales, de ello depende la sostenibilidad de la humanidad. En México, sin embargo, la contribución de las fuentes de energía limpias y renovables al sistema eléctrico nacional se mantiene todavía con cierto rezago. Uno de los principales retos a vencer es la provisión de información útil para la toma de decisiones y que permita dar certeza a los potenciales inversionistas. En el caso de las fuentes de energía marinas, esto se traduce, en primera instancia, en ofrecer datos que permitan vislumbrar la capacidad eléctrica que se podría instalar y con ello estimar la viabilidad del negocio. En ese sentido, este trabajo contribuye a la caracterización de la potencia disponible en las diferentes fuentes aprovechables del océano, a la vez que se hacen recomendaciones de sitios donde ahondar en estudios y análisis. Se hizo una revisión bibliográfica de la potencia en las fuentes: corrientes, térmica y salino para el Caribe mexicano. Se encontró que existen sitios de aprovechamiento geográficamente viables y con recurso disponible adecuado para cubrir una parte considerable de la demanda eléctrica de

la península de Yucatán y la isla Cozumel. Sitios clave son la parte sur de la isla y el canal de Cozumel para corrientes; la parte norte de Quintana Roo para oleaje; la parte central del mismo estado para OTEC, y la bahía de Chetumal para gradiente salino. En cuanto a energía undimotriz, componente central de este trabajo, se evaluó de manera teórica todo el litoral nacional, encontrando siete sitios recomendables para analizar a mayor profundidad. Luego de una estimación gruesa y conservadora, se halló que esta fuente de energía podría contribuir, en el corto o mediano plazos con al menos un 0.2 % de la capacidad instalada nacional.

Palabras clave: energías marinas, potencia disponible de energía del océano, capacidad instalada de fuentes renovables, sitios de aprovechamiento marinos.

Abstract

While the need to use clean, renewable energies in electricity generation is universally understood, Mexico is lagging behind other countries regarding the contribution these sources have to the production of energy nationally. The first hurdle to overcome is providing accurate information for decision-makers and potential investors. In the case of renewable marine energy, this means generating data on the possible installed electrical capacities of the various sources at sites across the country. From this, it is possible to estimate the economic viability of implementing renewable energy projects at specific locations. This work, therefore, aims

to characterize the available power from diverse energy sources around the coasts of Mexico and to make recommendations of sites where the energy potential warrants further analysis. A literature review of the power available from marine currents, waves, and thermal and saline gradient sources was performed for the Mexican Caribbean. Several sites were found to be geographically viable; there is sufficient potential energy available to meet at least part of the energy demands of the Yucatan Peninsula and Cozumel Island. Key sites are to the south of Cozumel Island and in the Cozumel Channel for energy harvested from ocean currents. In the northern part of Quintana Roo, sites offer great potential for wave energy, while the central part of the state could be suitable for energy generation from thermal gradients. In Chetumal Bay, there is potential for saline gradient electricity. Wave energy potential was evaluated for the entire Mexican coast, and seven locations are recommended for further investigation. A conservative gross estimation has shown that wave energy could contribute up to 0.2 % of the national demand in the short or mid-term, with a relatively small investment and a low environmental impact.

Keywords: Marine energy, available ocean power, renewable sources installed capacity, marine plants deployment locations.

Recibido: 09/10/2018

Aceptado: 12/08/2021



Introducción

El crecimiento acelerado de la población mundial, así como la rápida evolución y expansión de la tecnología, han originado un incremento de la demanda eléctrica a nivel global. México no es la excepción, baste señalar que en 1980 el consumo nacional estimado fue de 186.5 TWh y en 2018 aumentó a 318.2 TWh, es decir, hubo un incremento de 71 % en 38 años (Cenace, 2019). Por ello, la generación de energía a precios asequibles y con responsabilidad ambiental se ha vuelto un tema de participación de todos los sectores de la población (gobiernos, industria, educación e investigación). Por otro lado, es innegable que el consumo de hidrocarburos ha impactado de manera negativa en el medio ambiente global y aun cuando se cuenta con reservas probadas para varias décadas, estos combustibles son finitos y no renovables en escala de tiempo humana. Ante este escenario, la sociedad debe buscar fuentes alternativas de energía de carácter renovable y limpias (o lo menos contaminantes posible), que permitan alcanzar una seguridad energética parecida a la que ofrecen los combustibles fósiles (Awerbuch, 2006).

En México se tiene una participación todavía menor de las energías renovables en el sistema eléctrico nacional. Las fuentes que principalmente aportan son hidroeléctrica, eólica y solar fotovoltaica. De acuerdo con el Centro Nacional de Control de Energía de México (Cenace, 2019), al término de 2018, las energías renovables, sin contar la hidroeléctrica, aportaron sólo el 10.9 % de la capacidad efectiva instalada nacional y estaban distribuidas como se muestra en la Figura 1.

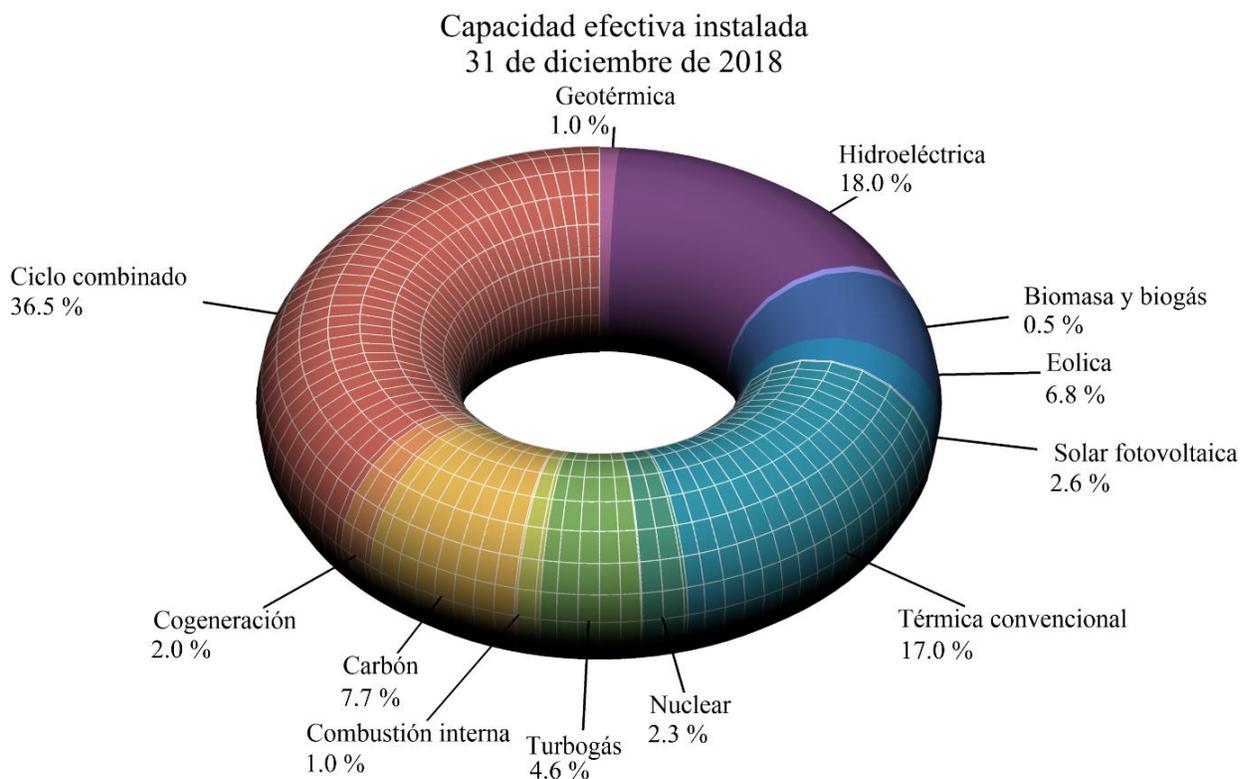


Figura 1. Capacidad efectiva instalada en México al 31 de diciembre de 2018 por tipo de tecnología.

La gran ausente en la Figura 1 es, en definitiva, la energía contenida en los océanos. De manera simplificada, el océano cuenta con cinco fuentes de energía con posibilidad de ser aprovechadas: oleaje, mareas, corrientes, gradiente térmico y gradiente salino. Por su parte, en la literatura especializada (p. ej., Melikoglu, 2018; OES, 2020) existe una gran variedad de dispositivos y tecnologías capaces de capturar la energía de dichas fuentes, y convertirlas en electricidad u otro tipo de energía (OES, 2018). Como ejemplo, considérese solo la energía undimotriz, para la cual existen más de 200 patentes de dispositivos alrededor del mundo. Sin embargo, estas tecnologías han sido desarrolladas para regiones con niveles altos de potencia disponible (lo cual es natural, dada la búsqueda de generar electricidad a precios competitivos) y, como es de suponer, distintos a los que se pueden encontrar en México. Es decir, los desarrollos y tecnologías que han alcanzado los niveles más altos de madurez tecnológica han sido concebidos para latitudes que corresponden con zonas templadas, donde el oleaje, las corrientes y las amplitudes de marea son más energéticos que en la zona tropical. Por el contrario, las altas temperaturas del agua marina en la zona tropical hacen que fuentes como el gradiente térmico o el gradiente salino presenten mayores potencias disponibles en dicha región. Estas tecnologías, sin embargo, se encuentran en etapas tempranas de desarrollo. Es evidente, ante esta situación, que los retos que debe superar México para incluir las energías marinas en el sistema eléctrico nacional están relacionados tanto con la

caracterización de las fuentes en sus aguas territoriales como con un desarrollo tecnológico específico (Felix *et al.*, 2019).

El presente trabajo busca contribuir al primero de los retos planteados, al sentar las bases para la caracterización de las fuentes marinas de energía en el mar mexicano. Para ello, se entenderá por caracterización comprender la física, dinámica, distribución y disponibilidad de las fuentes, lo cual debería impactar en el diseño específico de las tecnologías para su aprovechamiento. En tal sentido, este artículo presenta una metodología teórica (en la siguiente sección) y los resultados obtenidos (en la tercera sección) de una evaluación de la potencia disponible para cada una de las fuentes aprovechables en el océano, con la intención de incentivar tanto el desarrollo de evaluaciones en menor escala y mayor detalle, como despertar el interés de inversionistas y tomadores de decisiones en la incorporación de las energías marinas en el sistema eléctrico nacional.

Métodos



Una de las mayores dificultades en la caracterización de las fuentes de energía marina es la escasez de series temporales en calidad y cantidad de datos suficientes registrados en los sitios costeros. Una alternativa es el uso de bases de datos globales obtenidas sintéticamente a partir de reanálisis. En el caso del presente trabajo, únicamente se tuvo disponible información de oleaje, por lo que sólo para la energía undimotriz se evaluó todo el país y para el resto de las fuentes el estudio se limitó a la península de Yucatán. Como es de suponer, éste no es el primer esfuerzo que se realiza sobre estimar la potencia disponible en los mares mexicanos. Existen, al menos, dos trabajos previos, mismos que se han utilizado como base y complemento del presente. El primero de ellos es el de Pérez (2013), quien utilizó datos de reanálisis de oleaje de 1948 a 2007 para estimar la potencia disponible en todo el litoral mexicano. El segundo trabajo es el de Bárcenas-Graniel (2014), quien estimó la potencia disponible en el caribe mexicano. En las siguientes secciones se describen los métodos que estos autores —y muchos otros a nivel mundial— han utilizado para la estimación de la potencia de cada fuente de energía del océano. En todo caso, las metodologías de estimación teórica de la potencia disponible parten de las mismas ecuaciones, las cuales se describen a continuación.

Potencia disponible en el oleaje



Asumiendo la teoría lineal de ondas de pequeña amplitud, en aguas profundas, la potencia teórica disponible en el oleaje, P_O en W/m, se estima como (Carballo & Iglesias, 2012):

$$P_O = \frac{\rho g^2 T_{01} H_s^2}{64\pi} \quad (1)$$

donde ρ es el peso volumétrico del agua marina; H_s , la altura de ola significativa, y T_{01} es el periodo energético del oleaje.

Para el caso de aguas someras (baja profundidad), se utiliza la celeridad de grupo correspondiente y queda la expresión:

$$P_O = \frac{\rho g^{3/2} \sqrt{h} H_s^2}{16} \quad (2)$$

donde h es la profundidad.

Potencia disponible en una corriente



La potencia teórica disponible en una corriente marina, P_C en W/m^2 , es equivalente a la potencia generada por un flujo que atraviesa una sección transversal de área unitaria, esto es (Meyer & Van Niekerk, 2016):

$$P_C = \frac{1}{2} \rho V^3 \quad (3)$$

donde V es la velocidad media de la corriente. Cabe señalar que en corrientes marinas reales el valor medio puede no ser el más representativo de la corriente disponible, sin embargo es válido para estimaciones globales como la que aquí se presenta.

Potencia disponible para una planta OTEC

La estimación de la potencia que produciría una planta de energía maremotérmica (OTEC por las siglas en inglés de *ocean termal energy*

conversión), P_T , en una condición dada, en W, fue propuesta por Nihous (2007), a saber:

$$P_T = \frac{3\rho c_p Q_{ww} \Delta T^2 E}{16T_s(1+Q_{ww}/Q_{cw})} \quad (4)$$

donde c_p es el calor específico del agua marina ($\sim 4\,000$ J/kgK); ΔT , la diferencia de temperatura entre el agua de la superficie y de 1 000 m de profundidad; T_s , la temperatura del agua en la superficie; Q_{ww} , el caudal tomado del agua superficial, y Q_{cw} es el caudal tomado del agua a 1 000 m de profundidad. Para el cálculo teórico se recomiendan utilizar los caudales correspondientes a una planta de 100 MW (Nihous, 2007) para los que Q_{cw} es de 250 m³/s y Q_{ww} es 1.6 Q_{cw} .

Potencia disponible por gradiente salino

De acuerdo con Kuleszo, Kroeze, Post y Fekete (2010), la cantidad de energía eléctrica disponible en la interacción entre el agua de un río y un cuerpo de agua con mayor salinidad depende de factores como los volúmenes de agua involucrados, las diferencias de temperatura, sus

propiedades químicas y los medios que se utilicen para generarla (p. ej., membranas, presión, flujo). Así, una estimación preliminar de P_S , en kW, se puede obtener de:

$$P_S = 2Q_r RT_m \left(S_r \ln \frac{2S_r}{S_r + S_s} + S_s \ln \frac{2S_s}{S_r + S_s} \right) \quad (5)$$

donde Q_{riv} es el caudal el río; R , la constante universal de los gases (8.314 J/molK); T_m , la temperatura del agua en la desembocadura del río; y S_r y S_s son las salinidades del agua de río y de mar, respectivamente. Tal como se mencionó en el caso de corrientes, la estimación teórica puede hacerse con valores medios, aunque para cálculos detallados debe verificarse la representatividad de dicho valor estadístico.

Fuentes de datos

Oleaje



La información histórica de oleaje para todo el litoral mexicano se tomó del *Atlas de clima marítimo de la república mexicana* (Silva *et al.*, 2007). Este Atlas contiene información de altura de ola significativa, dirección y periodo del oleaje, así como intensidad y dirección del viento desde 1948 hasta 2007; todo ello a partir de reanálisis de viento tomado de las bases de datos NCEP/NCAR de la NOAA del Gobierno de EUA. Esta información ya había sido utilizada por Pérez (2013), quien determinó la potencia máxima anual y por estaciones del año disponible en todo el litoral mexicano, como se muestra en la Figura 2. Las profundidades en las costas mexicanas se obtuvieron de INEGI-IBCCA (2000).

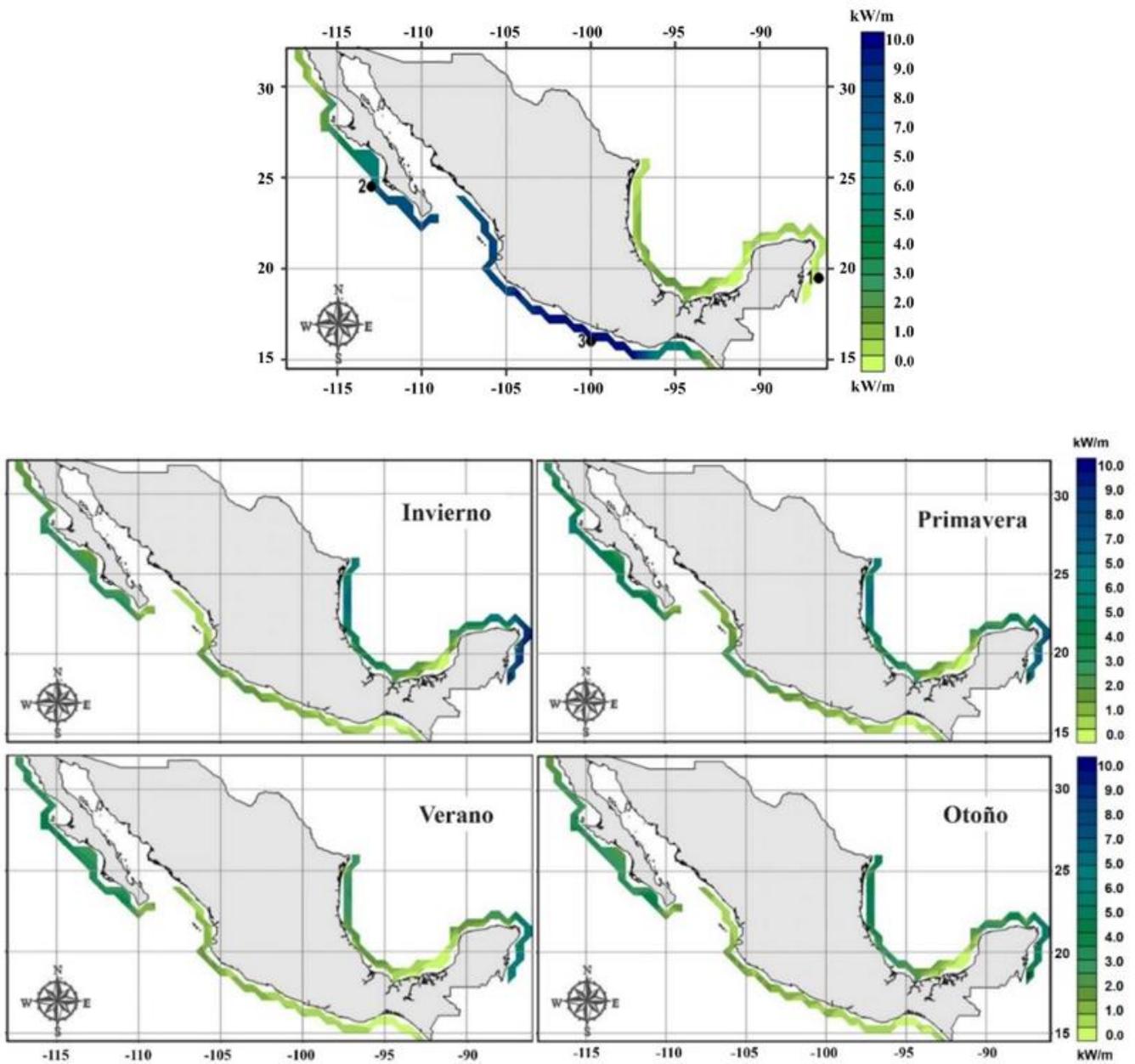


Figura 2. Potencia máxima anual (arriba) y por estaciones (abajo) disponible por oleaje en el litoral mexicano (Pérez, 2013).

Corrientes marinas

En el Caribe mexicano, la única corriente aprovechable es la corriente de Yucatán, que atraviesa el canal del mismo nombre y desemboca en el Golfo de México (Athié, Candela, Sheinbaum, Badan, & Ochoa, 2011). Las bases de datos consultadas para la estimación de la potencia disponible fueron las publicadas en *The Yucatan Current* (Gyory, Mariano, & Ryan, 2013) y los datos del proyecto Canek (Athié *et al.*, 2011; Cetina, Candela, Sheinbaum, Ochoa, & Badan, 2006; Chávez, Candela, & Ochoa, 2003); en ellos se establece que la posición de máxima velocidad de la corriente ocurre entre las coordenadas 86.4° W y 85.8° W, donde la profundidad es de aproximadamente 800 m. Cetina *et al.* (2006) reportaron que la máxima velocidad de la corriente se ubica frente a Puerto Morelos, a 20 km de la salida del Canal de Cozumel, alcanzando velocidades entre 1.5 y 2 m/s; para la corriente frente a las costas de Tulum la velocidad es, en promedio, de 1 m/s. Figueroa-González (2006) reportó que frente a Puerto Morelos se tiene una velocidad media de la corriente de 1.3 m/s, con máximo de 2.4 y mínimo de 0.1 m/s; para la corriente frente a Cozumel reporta velocidad media de 0.9 m/s con 1.5 y 0.3 m/s de máximo

y mínimo, respectivamente; y frente a Tulum la media reportada es de 0.7 m/s con máximo de 1.7 y mínimo de 0.1 m/s. Bárcenas-Graniel (2014) estimó una energía disponible de 6 000 GWh en la corriente de todo el canal de Yucatán, que tiene una longitud de 230 km y de 1 200 GWh si se aprovecharan sólo los 5 km que mide el canal de Cozumel.

Gradiente térmico

El parámetro principal para evaluar el potencial por gradiente térmico es la diferencia de temperatura entre la superficie y una cierta profundidad. Aviña y Miguel (2007) indican que en México la zona óptima a desplegar OTEC es la isla de Cozumel, pues la fuente está a menos de 10 km de la costa. Las primeras aproximaciones realizadas para este sitio las llevaron a cabo Gallegos y Czitrom (1997), quienes encontraron una diferencia de temperatura mínima de 21.9 °C y máxima de 24.5 °C durante todo el año. Para este trabajo se utilizaron los perfiles de temperatura disponibles en el World Ocean Database 2009 (WOD), en el National Oceanographic Data Center (NODC, 2013) y en la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2013). Con esta información, Bárcenas-Graniel (2014) encontró los sitios óptimos en el Caribe mexicano para la colocación de plantas OTEC (ver Figura 3).

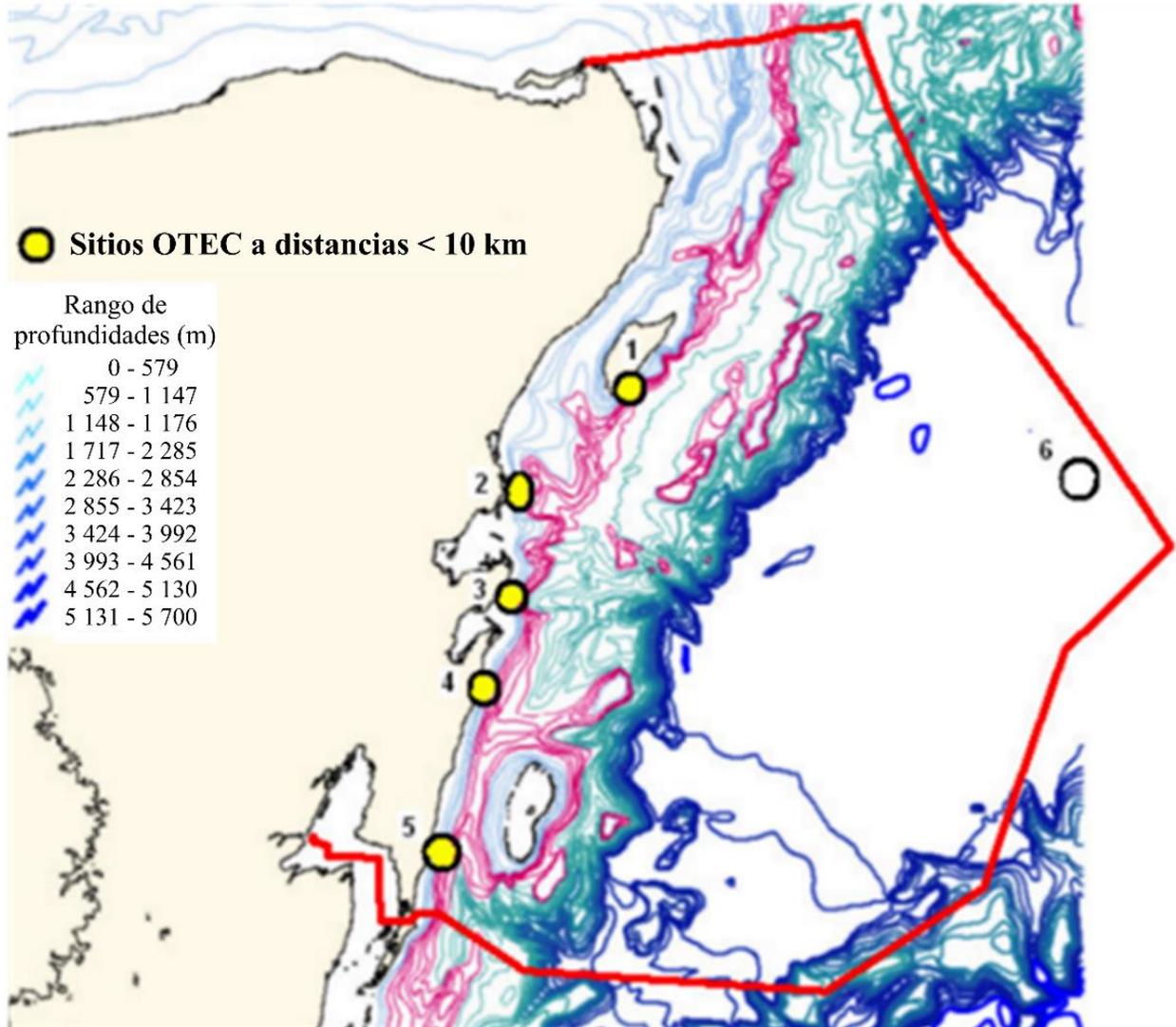


Figura 3. Sitios con mayor potencial OTEC en el Caribe mexicano (Bárceñas-Graniel, 2014).

Las isobatas en color rosa indican profundidades entre 700 y 1 000 metros, mientras que los círculos amarillos indican las cinco zonas con mayor potencial OTEC: isla de Cozumel, Punta Allen, Tulum, Sian Ka'an y Xcalac.

Gradiente salino

Quintana Roo cuenta con dos ríos: el Hondo (RH) y el Escondido (RE), que se encuentran al sur de Chetumal; el más importante es el RH debido a que es la línea divisoria entre México, Guatemala y Belice. Este río tiene una longitud de 115 km, con un escurrimiento promedio anual de 1 988.58 millones de metros cúbicos (Peña-Fierro & Sánchez-Vega, 2004). Por tal motivo, el río Hondo fue tomado como ejemplo por Bárcenas-Graniel (2014) para realizar la estimación del potencial energético por gradiente salino. Sus resultados se resumen en la Tabla 1, donde se observa que la potencia promedio obtenida fue de 43 MW y la energía anual se estimó en 380 GWh.

Tabla 1. Potencial energético por gradiente salino del río Hondo (Bárceñas-Graniel, 2014).

| Variable | Unidad | Mes | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|---------------------|---------------|-------|------|--------------|------|------|----------------|------|------|------|-------|---------------|--|
| | | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dic | |
| Temporada | | Nortes | | | Secas | | | Lluvias | | | | | Nortes | |
| Flujo | m ³ /s | 128 | 128 | 20 | 20 | 20 | 78 | 78 | 78 | 78 | 78 | 12 | 12 | |
| Salinidad | ups | 13.5 | 13.5 | 20 | 20 | 20 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 125. | 13.5 | 13.5 | |
| Temperatura | °C | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | 28.6 | |
| Precipitación | mm | 60 | 30 | 30 | 30 | 100 | 200 | 180 | 150 | 190 | 160 | 80 | 60 | |
| Altura (<i>h</i>) | m | 110.5 | 110.5 | 170 | 170 | 170 | 102 | 102 | 102 | 102 | 102 | 110.5 | 110.5 | |
| Potencia promedio | MW | 69.4 | 69.4 | 16.7 | 16.7 | 16.7 | 39.0 | 39.0 | 39.0 | 39.0 | 39.0 | 69.4 | 69.4 | |
| Núm. de días | Días | 31 | 28 | 31 | 30 | 31 | 30 | 31 | 31 | 30 | 31 | 30 | 31 | |
| Energía mensual | GW _{h-mes} | 51 | 46 | 12 | 12 | 12 | 28 | 29 | 2 | 28 | 29 | 49 | 51 | |
| Energía anual | GW _{h-año} | 380 | | | | | | | | | | | | |

Resultados

En esta sección se presentan los hallazgos respecto de la potencia disponible en las costas del Caribe mexicano para las fuentes de corrientes, gradiente térmica y gradiente salino. En una segunda subsección se presentan las estimaciones de capacidad instalada que se podría tener en México por energía del oleaje.

Resumen del potencial energético disponible en el Caribe Mexicano

En la Tabla 2 se muestra una comparación de los potenciales de cada fuente de energía marina del Caribe mexicano. Se observa que la fuente más prometedora es OTEC, la cual, además, puede traer otros beneficios, como agua fría para aires acondicionados; acuicultura de especies de agua fría, y producción de agua potable, lo que hace de dicha técnica un campo adecuado para futuras investigaciones y desarrollo tecnológico.

Tabla 2. Potencial energético de las distintas fuentes de energía marina en el Caribe mexicano (Bárceñas-Graniel, 2014).

| Fuente | Potencia promedio disponible (MW) | Energía anual (GWh/año) |
|------------------------------------|-----------------------------------|-------------------------|
| Corrientes (sólo canal de Cozumel) | 200 | 1 200 |
| Gradiente térmico | 2 000 | 17 500 |
| Gradiente salino | 44 | 380 |

Cabe señalar que en la estimación de la energía anual se consideró sólo el valor promedio y no la variación de la potencia, a falta de información con menor espaciamiento temporal.

En el mapa de la Figura 4 se muestran los sitios con mayor potencial energético para cada fuente de energía marina en el Caribe mexicano. Los puntos azules corresponden a energía undimotriz; los amarillos a corrientes marinas; los rojos a gradiente salino, y los verdes a OTEC. Es necesario reconocer que se requieren esfuerzos en lo que corresponde a ingeniería de detalle, planeación del recurso, impacto ambiental y análisis de ciclo de vida. La Figura 4 es muestra de que la península de Yucatán bien podría convertirse en una región con una contribución importante de fuentes marinas en su matriz energética.

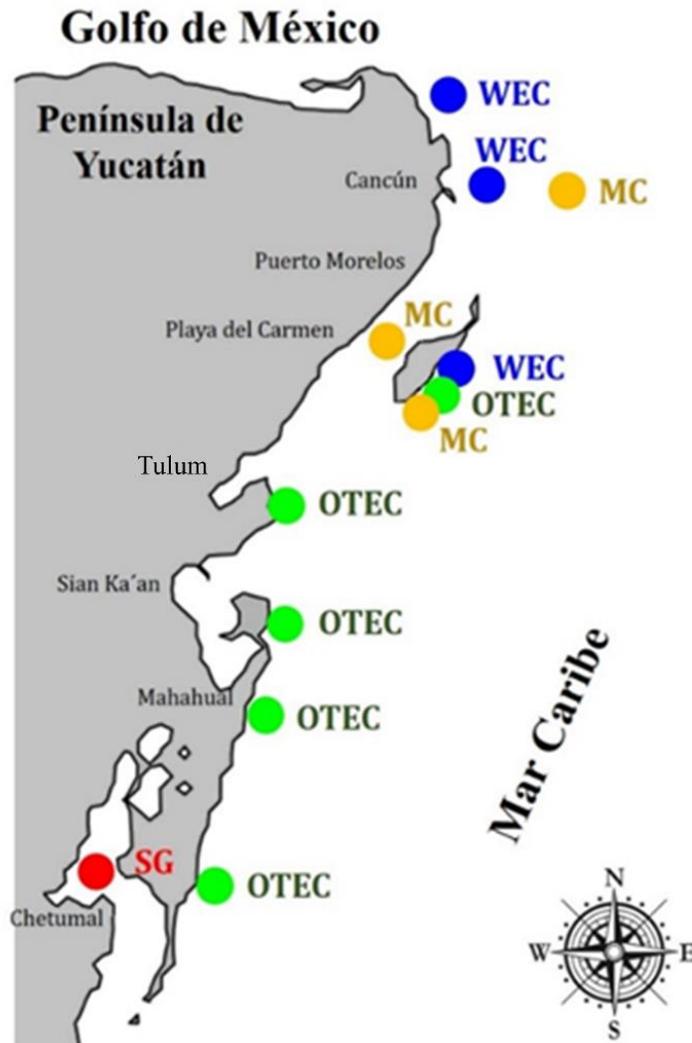


Figura 4. Sitios del Caribe mexicano con mayor potencia disponible para cada fuente de energía marina.

En la Figura 5 se presenta un resumen de la estimación de las condiciones de oleaje en aguas someras que se pueden encontrar en las

costas mexicanas de acuerdo con la información mencionada en la sección Fuentes de datos

La Figura 5A muestra los valores de altura de ola significativa representativos de tramos de litoral; el área sombreada indica las zonas con altura de ola mayor a 1.2 m. La Figura 5B, por su parte, muestra los periodos pico asociados con dichas alturas de ola y la zona sombreada indica valores mayores a 7 s. Una simple inspección visual revela las zonas donde es más conveniente planificar la explotación de la energía undimotriz.



Figura 5. Altura de ola significativa (A) y periodo pico (B) representativos por tramo de litoral para todo México.

Estimación de la capacidad instalada teórica por energía del oleaje en México

Con los datos de altura y periodo de oleaje se calculó —empleando la Ecuación (2)— la potencia disponible cerca de la costa de todo México. Con esta información se obtuvo la distribución que se presenta en la Figura 6.



Figura 6. Potencia undimotriz teórica cerca de las costas mexicanas.

Conocidas las potencias disponibles, se propone una regionalización nacional en términos del recurso disponible: Zona 1 (Baja California) con 13 a 18 kW/m disponibles; Zona 2 (Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca y Chiapas) con 8 a 13 kW/m disponibles; Zona 3 (Quintana Roo

y Yucatán) con 4 a 6 kW/m disponibles, y Zona 4 (Tamaulipas) con 3 a 5 kW/m disponibles. Dichas zonas están señaladas en la Figura 7.



Figura 7. Sitios con mayor potencial undimotriz en las costas de México.

De la información presentada en la Figura 6 y Figura 7 se ubicaron sitios gruesos donde es recomendable profundizar los estudios de oceanografía, ingeniería e impacto ambiental, para validar la factibilidad de instalar y operar plantas de energía undimotriz. Al nivel de detalle que corresponde a los alcances de este trabajo, los sitios son las costas de Baja California, Baja California Sur, Colima, Guerrero, Michoacán, Jalisco y Oaxaca (Figura 8).



Figura 8. Principales sitios propuestos para implementar convertidores de energía del oleaje en México.

Para hacer la estimación de la capacidad instalada teórica se consideraron tres datos adicionales. El primero es la eficiencia genérica

total de un convertidor de energía de las olas, cuyo valor, de acuerdo con Carballo e Iglesias (2012), se estima como:

$$\eta_t = \eta_p \eta_m \eta_e \quad (6)$$

donde η es la eficiencia, y los subíndices t , p , m y e corresponden a las eficiencias por la conversión de energía de olas a neumática, neumática a mecánica y mecánica a eléctrica, respectivamente. Para el ejercicio que se presenta en este trabajo se consideró un valor de $\eta_p = 0.7$, que es un valor típico para las cámaras o sistemas de captación de olas. Por otro lado, siguiendo a Webb, Seaman y Jackson (2005), se tomó $\eta_m \eta_e = 0.6$ como la eficiencia de la conversión desde energía neumática hasta eléctrica. Con ello, la eficiencia total desde la ola hasta la electricidad es de 0.42.

El segundo dato es el porcentaje de tiempo al año que se tiene disponible la potencia mostrada en la Figura 5. Estos valores se tomaron de Hernández-Fontes, Felix, Mendoza, Rodríguez-Cueto y Silva (2019), donde se reportaron porcentajes de persistencia para diferentes umbrales de potencia. En este trabajo se tomaron, para cada uno de los siete sitios mostrados en la Figura 7, los umbrales de potencia con disponibilidad de 70 % al año.

El último dato es el área marina ocupada, la cual, de acuerdo con lo presentado por Mendoza *et al.* (2014), se consideró como un polígono

cuadrado de 800 m de lado donde se colocarían cuatro filas de dispositivos, lo que da una longitud total de 3 200 m.

El resultado de esta estimación teórica de capacidad instalada se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Capacidad instalada teórica por energía undimotriz en México.

| Sitio | Potencia disponible kW/m | Capacidad instalada ¹ MW | Energía anual ² GWh |
|-----------|-----------------------------|--|-----------------------------------|
| 1 | 15 | 20.16 | 123.62 |
| 2 | 15 | 20.16 | 123.62 |
| 3 | 8 | 10.75 | 65.93 |
| 4 | 8 | 10.75 | 65.93 |
| 5 | 13 | 17.47 | 107.14 |
| 6 | 8 | 10.75 | 65.93 |
| 7 | 8 | 10.75 | 65.93 |
| Acumulado | | 100.80 | 618.11 |

¹Es el producto de la potencia disponible por la longitud total dentro del polígono y por la eficiencia total.

²Es la aplicación de la capacidad instalada por 70 % de horas de generación al año.

La estimación mostrada en la Tabla 3 es un cálculo conservador y teórico que considera granjas o áreas marinas ocupadas relativamente pequeñas. Aun así, retomando los valores mostrados en la Figura 1, se puede decir que con impacto ambiental limitado (por la ocupación de áreas marinas pequeñas), la conversión de la energía undimotriz en los sitios seleccionados podría contribuir con aproximadamente el 0.2 % de la capacidad instalada nacional; esto, para un país geográficamente tropical y con oleaje poco energético, no es nada despreciable.

Conclusiones

En este trabajo se ha revisado una estimación de la potencia disponible por fuentes de energía marina para el litoral mexicano. En función de la información disponible se halló, para la península de Yucatán, la potencia derivada de las fuentes corrientes, térmica y salina; mientras que para la fuente undimotriz se evaluó todo el país.

Para la energía por corrientes marinas del Caribe mexicano, la poca información disponible de la corriente de Yucatán dificulta evaluar de modo adecuado la potencia contenida en ella; sin embargo, Bárcenas-

Grael (2014) encontró que en el canal de Cozumel se puede tener una energía disponible de hasta 1 200 GWh.

El potencial energético disponible para gradiente salino del río Hondo en el Caribe mexicano es de 44 MW y 380 GWh/año. Sin embargo, hoy día no se tiene suficiente información de campo como para determinar si es técnicamente viable su aprovechamiento en esta zona.

Las principales costas de México donde se puede encontrar el mayor potencial energético del oleaje son las costas de Baja California, Baja California Sur, Colima, Guerrero, Michoacán, Jalisco y Oaxaca.

Se propone iniciar la instalación y operación de convertidores de energía del oleaje en la península de Baja California, Michoacán y Guerrero, pues como se mostró, son las cuatro costas de México con mayor potencial energético durante todo el año.

El potencial energético promedio del oleaje en México oscila entre 8 y 14 kW/m, comparado con el potencial de países como Chile, Australia, Portugal e Irlanda, donde la potencia supera los 60 kW/m. La energía disponible de México parece baja, sin embargo el uso de granjas WEC (*Wave Energy Convertors*) y sistemas híbridos hacen de su aprovechamiento una opción viable. Aun así, se encontró que la energía undimotriz puede aportar un pequeño, pero relevante porcentaje al sistema eléctrico nacional.

Referencias

- Álvarez-Legorreta, T. (2007). *Monitoreo de la calidad del agua de la bahía de Chetumal y el RH. Informe técnico final. Clave del Proyecto: QR00-2003-001-12703*. México, DF, México: Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, QCYT-Fondos Mixtos.
- Athié, G., Candela, J., Sheinbaum, J., Badan, A., & Ochoa, J. (2011). Estructura de la corriente de Yucatán en los canales de Cozumel y Yucatán. *CISESE Ciencias Marinas*, 37(4A), 471-492.
- Aviña, J., & Miguel, H. (2007). *Factibilidad de instalar una planta OTEC (conversión de la energía térmica del océano) en las costas de México* (tesis para optar por el grado de Ingeniero Mecánico). Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Awerbuch, S. (2006). Portfolio-based electricity generation planning: Policy implications for renewables and energy security. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11, 693-710.
- Bárceñas-Graniel, J. F. (2014). *Evaluación del potencial de conversión de energía renovable en el mar caribe mexicano* (tesis de maestría). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Carballo, R., & Iglesias, G. (2012). A methodology to determine the power performance of wave energy converters at a particular coastal location. *Energy Conversion and Management*, 61, 8-18.

- Cenace, Centro Nacional de Control de Energía. (2019). *Programa de ampliación y modernización de la Red Nacional de Transmisión y Redes Generales de Distribución del Mercado Eléctrico Mayorista 2019-2033*. Ciudad de México, México: Centro Nacional de Control de Energía.
- Cetina, J., Candela, J., Sheinbaum, J., Ochoa, J., & Badan, A. (2006). Circulation along the Mexican Caribbean coast. *Journal of Geophysical Research*, 111, C08021.
- Chávez, G., Candela, J., & Ochoa, J. (2003). Subinertial flows and transports in Cozumel Channel. *Journal of Geophysical Research*, 108, 3037, DOI: 10.1029/2002JC001456.
- Figuroa-González, J. C. (2006). *Circulación superficial en la región costera de Rosarito a San Diego, utilizando radares de alta frecuencia* (tesis de maestría). Ciencias en Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Gallegos, A., & Czitrom, S. (1997). Aspectos de la oceanografía física regional del mar Caribe. En: Lavín, M. F. (ed.). *Contribuciones a la oceanografía física de México. Monografía núm. 3* (pp. 225-242). México, DF, México: Unión Geofísica Mexicana.
- Felix, A., Hernández-Fontes, J., Lithgow, D., Mendoza, E., Posada, G., Ring, M., & Silva, R. (2019). Wave energy in tropical regions:

- Deployment challenges, environmental and social perspectives. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7, 219.
- Gyory, J., Mariano, A. J., & Ryan, E. H. (2013). *The Yucatan current. ocean surface currents*. Recuperado de <https://oceancurrents.rsmas.miami.edu/caribbean/yucatan.html>.
- Hernández-Fontes, J. V., Felix, A., Mendoza, E., Rodríguez-Cueto, Y., & Silva, R. (2019). On the marine energy resources of Mexico. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7, 191, 1-20.
- INEGI-IBCCA, Instituto Nacional de Estadística-Geografía-Carta Batimétrica Internacional de Mar Caribe y Golfo de México. (2000). *Datos vectoriales de la carta batimétrica internacional del mar Caribe y Golfo de México. Hoja 1-06, en formato digital escala 1:1000,000, proyección cartográfica normal de mercator y sistema geodésico de referencia WGS-84*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística-Geografía-Carta Batimétrica Internacional de Mar Caribe y Golfo de México.
- Kuleszo, J., Kroeze, C., Post, J., & Fekete, B. M. (2010). The potential of blue energy for reducing emissions of CO₂ and non-CO₂ greenhouse gases. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 7, 89-96.
- Mendoza, E., Silva, R., Zanuttigh, B., Angelelli, E., Lykke-Andersen, T., Martinelli, L., Harck Nørgaard, J., & Ruol, P. (2014). Beach response to wave energy converter farms acting as coastal defense. *Coastal Engineering*, 87, 97-111.

- Meyer, I., & Van Niekerk, J. L. (2016). Towards a practical resource assessment of the extractable energy in the Agulhas Ocean current. *International Journal of Marine Energy*, 15, 116-132.
- Melikoglu, M. (2018). Current status and future of ocean energy sources: A global review. *Ocean Engineering*, 148, 563-573.
- Nihous, G. C. (2007). A preliminary assessment of ocean thermal energy conversion resources. *Journal of Energy Resources Technology*, 129, 10.
- NOAA, National Oceanic Atmospheric Administration. (2013). *National Oceanic Atmospheric Administration*. Recuperado de <http://www.noaa.gov/>
- NODC, National Oceanographic Data Center. (2013). *National Oceanographic Data Center*. Recuperado de <http://www.nodc.noaa.gov>
- OES, Ocean Energy Systems. (2020). *OES-Environmental 2020 State of the Science Report. Environmental effects of marine renewable energy development around the world*. Lisboa, Portugal: Ocean Energy Systems.
- OES, Ocean Energy Systems. (2018). *Spotlight on 20 ocean energy projects and 5 policy initiatives*. Lisboa, Portugal: Ocean Energy Systems.
- Peña-Fierro, S., & Sánchez-Vega, A. D. (2004). Disponibilidad de agua superficial en la cuenca transfronteriza del RH-subcuenca río

- Escondido, Quintana Roo. En: Kauffer-Michel, E. F. (ed.). *La frontera México-Guatemala-Belice* (pp. 497-507). Tuxtla Gutiérrez, México: El Colegio de la Frontera Sur, The Nature Conservancy, Universidad Autónoma de Chiapas.
- Pérez, A. (2013). *Estimación del clima marítimo y la energía del oleaje disponible en las costas mexicanas* (tesis de maestría). Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Silva, R., Ruiz, G., Posada, G., Pérez, D., Rivillas, G., Espinal, J., Mendoza, E. et al. (2007). *Atlas de clima marítimo de la vertiente Pacífica Mexicana*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Webb, I., Seaman, C., & Jackson, G. (2005). *Arup energy oscillating water column wave energy converter evaluation report*. London, UK: The Carbon Trust, Marine Energy Challenge.

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-09

Artículos

Precio sombra y costo real del agua para riego en Acámbaro, Guanajuato

Shadow price and real cost of water for irrigation in Acámbaro, Guanajuato

Juan Trujillo-Murillo¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9962-9017>

Arturo Perales-Salvador², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7225-4574>

¹Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México,
juan_trujillo1989@hotmail.com

²Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México,
adelin21@hotmail.com

Autor para correspondencia: Juan Trujillo-Murillo,
juan_trujillo1989@hotmail.com



Resumen

El conocimiento real, completo y suficiente de la situación actual del agua en México es necesario para generar políticas que deriven en acciones concretas para afrontar la problemática del agua en el país. Determinar el valor real del agua contribuye a crear soluciones directas, focalizadas y objetivas, para lo cual se estimó el valor del agua para riego mediante dos metodologías: la contabilidad de costos y la programación matemática, con el objetivo de calcular el valor real del agua en la zona de estudio. La contabilidad de costos contempla el total de los costos en los que se incurre para la obtención del agua para riego y calcula su valor como la sumatoria de los costos. La programación matemática considera el agua como factor productivo y establece el valor del agua como el precio sombra del factor a partir de los coeficientes técnicos de producción. El costo total del agua, que es desde esta óptica el valor real del agua, estimado con la primera metodología fue de \$1.03 m³. La programación matemática arrojó para el precio sombra del agua un valor de \$0.95 m³.

Palabras clave: precio sombra, valor real del agua, programación matemática.

Abstract

The real, complete, and sufficient knowledge of the current water situation in Mexico is necessary to generate policies that lead to concrete actions to address the water problem in the country. Determine the real value of water contributes to create direct, focused, and objective solutions, for which the value of water for irrigation was estimated through two methodologies, cost accounting and mathematical programming, to calculate the real value of water in the study area. The cost accounting considers the total of the costs incurred to obtain the water for irrigation and calculates its value as the sum of the costs. Mathematical programming considers water as a productive factor and establishes the value of water as the shadow price of the factor based on the technical coefficients of production. The total cost of water, which is from this perspective the real value of water, estimated with the first methodology was \$ 1.03 m³. The mathematical programming showed a value of \$ 0.95 m³ for the water shadow price.

Keywords: Shadow price, real water value, mathematical programming.

Recibido: 03/05/2019

Aceptado: 12/08/2021



Introducción

A nivel mundial existe un consenso respecto al grado de existencia, disponibilidad, ubicación y consumo del agua, el Consejo Mundial del Agua afirma que el 97.5 % del agua en el planeta es salada; el 2.5 % es agua dulce, de ésta, el 69.7 % es agua congelada; 30 % es subterránea; y 0.3 % es superficial (2 % en los ríos, 11 % pantanos y 87 % lagos). Mundialmente, se extraen 3 600 km³ de agua dulce, 1 600 litros/hab-día, de la cual el 75 % se destina a la agricultura, el 25 % a la industria y el 10 % a consumo doméstico (WWC, 2015).

Desde esta óptica, la orientación agrícola del estudio obedece a la importancia relativa del sector primario en el uso del agua y a la elevada dependencia del agua para la producción, puesto que como se sugiere en Torres *et al.* (2013), el sector primario es el de mayor demanda del recurso; más aún, en México, algunas zonas agrícolas del país poseen una elasticidad precio igual a ocho, es decir, un aumento del 8 % en el precio reduce en 1 % la demanda de agua, por lo que el precio podría ser una herramienta útil en el control de la demanda, sin embargo, la ausencia de parámetros que indiquen el valor del agua causa que los precios sean

bajos para el agua consumida en este sector, lo cual es el factor principal en contra de la eficiencia de este instrumento como medio de control de su demanda. Así, como la demanda del agua sólo empieza a reducirse cuando los precios son bastante elevados, resulta que la disponibilidad del recurso es una limitación aún mayor que su precio (Alcón, Fernández, & Miguel, 2007).

En este sentido, es indispensable la aplicación de metodologías que permitan determinar el valor real del agua en cada región, pues su cálculo permite emprender acciones concretas con mayor eficiencia encaminadas a resolver la problemática del agua, ya que eliminan los aspectos subjetivos y errores típicos de otras metodologías comúnmente usadas, como el establecimiento de tarifas diferenciadas, estratificadas o dirigidas.

De acuerdo con Briseño (2018), las tarifas únicas se cobran sin considerar el estrato económico; las tarifas diferenciadas enfrentan la dificultad para identificar a los diferentes tipos de usuarios, y al facilitar una tarifa más alta, se descuida la eficiencia; siguiendo esta idea, en México, un sistema tarifario se dificulta si se considera que en el país los precios de mercado no cubren los costos reales del agua, por lo que los gobiernos deben subsidiar el precio; cómo se expone en Chalas, Ramírez, Méndez y Bello (2020), en los sistemas de riego, la tarifa por superficie no asegura los costos.

Por lo tanto, el valor real del agua debe ser estimado mediante metodologías que contemplen el total de los costos en los que se incurre para la obtención del agua. Torres *et al.* (2013) proponen que el precio del agua para riego agrícola debe cubrir los costos anuales de conservación, conducción, distribución, mantenimiento de la infraestructura, operación del distrito de riego y módulo de riego, el incremento en la inflación y considerar los subsidios.

Desde esta óptica, la utilización de la metodología de contabilidad de costos se propone en este estudio como un determinante eficaz, sólido, completo y objetivo para establecer el valor real del agua. La teoría objetiva del valor postula que el valor de un bien está designado por los costos en que se incurre para crearlo y ofrecerlo en el mercado más una ganancia media que define el beneficio del capital invertido. En John John (1994) se expone que el costo total de producción está conformado por el monto de los costos fijos totales (explícitos e implícitos) más los costos variables totales (precio de los insumos).

Es complejo enunciar una definición global de los costos, pues como menciona Reyes (2008), el término costo tiene varias acepciones, pero desde el punto de vista económico alude a los recursos que se invierten para obtener un bien (costo de inversión), incluyendo los recursos humanos y el tiempo, los cuales deben ser medidos en valores de moneda, por lo que también toman el nombre de costos monetarios.

En economía, generalmente se describen los costos en relación con los factores de producción, es decir, el capital, la mano de obra, la tierra y el tiempo. Este método consiste en hacer un análisis completo de todos los factores que intervienen en el proceso y generar un registro de los costos en los que se incurre para la obtención del total de los elementos involucrados en cada etapa del proceso.

Sin embargo, el método de valoración utilizado para estimar el valor del agua condiciona el proceso de aplicación del método científico, pues las diferentes metodologías adoptan posturas teóricas y marcos conceptuales que representan una visión subjetiva, por lo que los resultados obtenidos difieren de un estudio a otro dependiendo de la metodología utilizada. Ante esta situación, se propone el uso de una metodología adicional que incremente la posibilidad de analizar el fenómeno desde una perspectiva diferente y permita contrastar ambos resultados.

Una característica que complementa el análisis de la contabilidad de costos es incluir el concepto de eficiencia a través de la productividad de los factores, pues cómo se expresa en Fernández-Zamudio, Alcón y Miguel (2007), la implementación de nuevas tecnologías aumenta la eficiencia de los procesos y permite optimizarlos reduciendo el costo de oportunidad y, por ende, minimizando el precio sombra, puesto que el precio sombra mantiene una relación negativa con la cantidad total de uso del agua, debido a que el valor de un insumo depende del grado de utilización y

disponibilidad, y en el caso del agua para riego agrícola, la disminución de su uso provoca que la productividad de cada m^3 sea muy elevada.

En este sentido, se propone usar la programación matemática que permite analizar la eficiencia de los factores productivos mediante el cálculo de su precio sombra. La metodología de la programación matemática aplicada al agua de riego como insumo productivo permite estimar el valor que aporta el agua al valor del producto final mediante el costo de oportunidad de su uso en el proceso de producción. Este costo de oportunidad se calcula como el precio sombra del recurso agua considerando el valor del resto de los insumos y factores productivos.

El objetivo principal de la investigación consiste en estimar el valor real del agua para riego agrícola en la región de Acámbaro en Guanajuato, México, mediante las metodologías de contabilidad de costos y programación matemática, así como contrastar los resultados de las metodologías de valoración, comparando sus resultados mediante el análisis económico, bajo la hipótesis de que el valor real del agua en la zona de estudio es superior al precio de mercado actual, y que los resultados de las metodologías varían debido a que utilizan diferentes posturas teóricas y marcos conceptuales.

Metodología

El valor asignado para los bienes que no poseen un mercado, como los recursos naturales, y el agua de ríos, mares y presas están contruidos con base en el concepto del valor económico total (VET). El valor económico total de un bien ambiental se conforma por su valor de uso (VU) y su valor de no uso (VNO), es decir:

$$VET = VU + VNO$$

El valor de uso de un bien ambiental es el valor que se le asigna mediante las leyes de oferta y demanda del mercado. Este valor de uso se subdivide a su vez en valor de uso directo (VUD), valor de uso indirecto (VUI) y valor de opción (VO). El VUD es el valor que se le asigna al bien debido al uso por el cual se intercambia en el mercado y es el que determina su precio comercial. Por su parte, el VUI es el valor que tiene un bien ambiental por estar relacionado o formar parte de alguna actividad económica de manera indirecta. El valor de opción considera el valor que guarda un bien de manera intrínseca si no es utilizado en la época actual para poder utilizarse en un futuro.

El valor de no uso (VNU) o uso pasivo se expone claramente por Lomas *et al.* (2005), donde se afirma que se determina cuando no existe precio de mercado para el bien y se manifiesta cuando se decide no modificar un elemento natural; declaran que sentiría una pérdida si este componente desapareciera; el (VNU) se divide en valor de legado (VL), que es el valor de legar los beneficios del recurso a las generaciones futuras, y valor de existencia (VE), definido como el valor que los individuos atribuyen a bienes ambientales por el simple hecho de que existan, incluso si los individuos no realizan ningún uso activo o no reciben ningún beneficio directo o indirecto de ellos.

Así, la fórmula extendida del VET es:

$$VET = VUD + VUI + VO + VL + VE$$

Desde esta óptica, los métodos de valoración se pueden agrupar en aquellos que consideran los valores de uso y los valores de no uso. Con base en lo expuesto en Lomas *et al.* (2005), los métodos de valoración de bienes sin mercado se dividen en aquellos que evalúan los valores de uso y los que consideran los de no uso. Dentro de las metodologías que se basan en los valores de uso se encuentran las de valor de uso directo de bienes, como el análisis de mercado, la programación matemática, la contabilidad de costos y la valoración contingente; y las de servicios,

como la de costo de viaje y precios hedónicos. Las metodologías de uso indirecto para servicios son la contabilidad de costos y la valoración contingente. El valor de opción de los bienes y servicios se estima por lo general a través de la valoración contingente. Finalmente, la estimación del valor de no uso, como es el valor de existencia de bienes y servicios, suele realizarse mediante la valoración contingente.

La valoración económica del agua, dada la naturaleza del caso, se llevó a cabo mediante dos metodologías: la contabilidad de costos y la programación matemática.

Contabilidad de costos

La primera se basa en la llamada teoría objetiva del valor, donde el costo total de un bien determina el valor real del mismo; en tal sentido, esta metodología consiste en el registro de todos los costos en los que se incurre para la obtención del bien desde su localización natural hasta el punto geográfico en que se utiliza.

Desde esta óptica, la sumatoria de todos los costos individuales generados para la obtención del objeto de estudio dividida entre la

cantidad del bien obtenida resulta en el valor por unidad. El método de contabilidad de costos forma parte de la microeconomía y, como rama de la ciencia económica, se desprende de la teoría del valor. Desde la óptica microeconómica, el valor de un bien se estima contabilizando los costos originados en la producción de éste.

La actualización de los valores monetarios consiste esencialmente en la aplicación del principio de valor futuro, considerando la fórmula básica:

$$[VF_n = C * (1 + r)^n]$$

Entendiéndose como el valor actual del monto inicial de inversión más el valor actual de los montos, con una tasa de interés real promedio base. Considerar la tasa promedio de interés real anualizada permite hacer una aproximación que represente la realidad de la evolución de este parámetro, generando un buen indicador al ser utilizado en los cálculos metodológicos del presente estudio.

La metodología de contabilidad de costos consiste en contabilizar los costos globales en los que se incurre para la obtención del bien, actualizándolos a valor presente, considerando una tasa promedio de interés, y sumándolos a los costos actuales. Los valores necesarios para la aplicación de la metodología deben incluir todos los conceptos posibles,

partiendo de la premisa de que a un mayor número de elementos considerados en el cálculo de los costos corresponderá una más exacta aproximación al valor real del bien y la frecuencia con que se realizan los desembolsos (F). Se propone el uso de un cuadro de registro como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Costos relacionados con la construcción de presas.

| Concepto | Monto (\$) | Frecuencia |
|----------------|------------|------------|
| Compensación | M1 | F1 |
| Construcción | M2 | F2 |
| Mantenimiento | M3 | F3 |
| Administración | M4 | F4 |
| Total | M5 | |

Los montos (M) usualmente son expresados en una moneda de referencia sin tasa de actualización. Cuando se evalúan infraestructuras se incluye el concepto de compensación, el cual se refiere al pago de los poseedores de las tierras donde se levantó la obra, a manera de indemnización por la expropiación de sus propiedades. En la construcción se contempla el monto total de inversión realizada y, aunque la aportación no se presente en una sola exhibición, se registra como un desembolso

único. La cantidad incluye los costos de inversión previa desde la formulación del proyecto, los materiales utilizados, las nóminas, maquinaria y equipo utilizados, etcétera. Cuando el registro de cada elemento no se desglosa, es posible usar el costo total final de construcción.

Considerando el periodo de construcción desde su inicio hasta su culminación, el total de años transcurridos en dicho periodo y el monto se capitaliza bajo el supuesto de una tasa de interés fija constante a lo largo de todo el periodo.

Programación matemática

La segunda metodología, la programación matemática, parte de la construcción de un cuadro instrumental que permita generar el modelo matemático que represente el problema de optimización.

La justificación teórica de la aplicación de un modelo de programación lineal responde a la presentación de éste como un problema de maximización (primal), cuyas condiciones de convexidad deben cumplirse para la formulación final de la ecuación. Como se sugiere en

Ilak, Rajšl, Krajcar y Delimar (2015), deben cumplirse las condiciones de convexidad para asegurar la dualidad.

Desde esta óptica, en Lange (2006), citado por Ziolkowska (2015), se expone que el problema se formula como un problema de programación lineal de maximización de beneficios al proporcionar valoraciones de los bienes analizados con base en la idea de que una empresa que maximiza las ganancias utilizará el bien hasta el nivel en el que el ingreso neto obtenido de una unidad adicional sea igual al costo marginal de obtenerlo. Más aun, en Young y Loomis (2014) se afirma que esta valoración utiliza dos supuestos: que los agentes económicos optimizan su producción con pleno conocimiento de los precios de mercado y que éste maximiza beneficios en el punto en que el producto marginal de los insumos es igual a su precio.

Así, bajo un contexto en el que los precios de mercado no son óptimos, el empleo de la programación matemática propone la estimación de un conjunto de valores que fungen como los precios, en aras de generar la asignación económica de equilibrio. A partir de este argumento se puede derivar el supuesto de que tales precios, denominados precios sombra, consideran los costos reales, los costos de oportunidad, las distorsiones de mercado, y demás fenómenos económicos que provocan la divergencia entre el valor real y el precio de mercado.

Los valores usados corresponden a los precios netos de los productos generados mediante la utilización del bien en estudio, y a los

principales factores de producción, así como a los coeficientes técnicos para cada tipo de producto. Por lo general, los cuadros instrumentales van acompañados por el cuadro de restricciones, es decir, el conjunto de recursos de los que se dispone y que limitan los niveles de producción.

La solución se obtiene mediante la resolución del siguiente problema:

$$\text{Max } P_1X_1 + p_2 X_2 + \dots P_nX_n$$

Sujeto a:

$$(F1) X_1 + X_2 + \dots + X_n \leq K_1$$

$$(F2) X_1 + X_2 + \dots + X_n \leq K_2$$

$$(F_n) X_1 + X_2 + \dots + X_n \leq K_n$$

Donde:

P : representa el precio del factor productivo.

X : representa la cantidad utilizada del factor productivo.



K : representa la cantidad disponible del factor productivo.

A partir del problema de optimización se obtiene una solución que representa la combinación de insumos y producción que garantiza la máxima ganancia. Aunado a esto se obtienen los costos reducidos de cada unidad de producto y los precios sombra de los recursos.

El concepto de los costos reducidos se define como la cantidad en que disminuye el valor total de la solución obtenida, bajo el supuesto de que se forzaría al modelo propuesto a incluir una variable de producción, la cual no estuviese contemplada en la solución óptima. Es decir, si la combinación óptima de insumos que produce la máxima ganancia posible dados los recursos disponibles resulta ser una combinación de X_1 y X_2 que no considera el cultivo de X_3 , y por alguna razón externa o ajena al proceso de optimización se requiriese producir una unidad del cultivo X_3 , la ganancia se reduciría en la cantidad que representa el costo reducido de la actividad X_3 . De igual manera se define que los coeficientes técnicos son la cantidad de cada uno de los insumos que se requieren en el proceso productivo para producir una unidad de producto.

Es preciso mencionar que las restricciones para la producción no son exclusivamente de índole productivo o de optimización; en la mayoría de los casos existen restricciones de otra naturaleza ajenas a los procesos productivos y su optimización, como las restricciones de mercado (cuotas,

demanda, leyes, regulaciones, etc.), restricciones sociales (autoconsumo o morales) y restricciones técnicas.

Resultados y discusión

Resultados de la contabilidad de costos

El cálculo de los montos incorporados a la valoración total de costos relacionados con el agua de la presa Solís se resume en la Tabla 2.

Tabla 2. Costos relacionados con la presa Solís.

| Concepto | Monto (\$) | Frecuencia |
|--------------|-------------|------------|
| Compensación | 1 000 000 | Único |
| Construcción | 100 000 000 | Único |

| | | |
|----------------|-------------|---------|
| Mantenimiento | 500 000 | Anual |
| Administración | 200 000 | Mensual |
| Total | 101 700 000 | |

Fuente: elaboración propia con base en Conagua (2020) y Semarnat (2020).

Siguiendo a Banxico (2014), la tasa de interés promedio real fue calculada con base en los promedios reales de la tasa de interés de los últimos 20 años, resultando en un 5 %. La compensación se definió de manera individual para cada uno de los propietarios bajo el concepto de erogación compensatoria. El mantenimiento se refiere a los gastos en los que se incurre para conservar en buenas condiciones la infraestructura de la construcción.

Considerando una inversión de 1949 a 2019, a la fecha son 70 años de la construcción de la presa Solís; se utilizó un periodo de capitalización de $N = 70$ con una tasa de interés fija constante.

El registro de costos generó el cuadro de contabilidad de costos que integra aritméticamente la suma del total de costos necesarios para el aprovisionamiento de agua en la zona, como se presenta en la Tabla 3.

Tabla 3. Costos de la presa Solís capitalizados.

| Concepto | Monto (\$) | Tasa de descuento *(%) | Años de capitalización | VFn (\$) |
|----------------|-------------|---------------------------|------------------------|---------------|
| Compensación | 1 000 000 | 5 | 70 | 30 426 420 |
| Construcción | 100 000 000 | 5 | 70 | 3 042 642 554 |
| Mantenimiento | 500 000 | 5 | 70 | 15 213 212 |
| Administración | 200 000 | 5 | 70 | 6 085 285 |
| Total | 101 700 000 | | | 3 094 367 477 |

*Tasa de interés real promedio estimada en México en los últimos 20 años.

Fuente: elaboración propia con base en Banxico (2014), Conagua (2020) y Semarnat (2020).

Desde esta óptica, el valor real de la inversión en la presa en la actualidad asciende a \$3 094 367 477. Siguiendo la postura teórica de la metodología de contabilidad de costos (bajo la consideración que la función primordial de la presa es la disposición de agua), se puede deducir que el valor del agua de la presa Solís se calcula dividiendo el valor real de la presa entre la cantidad de agua obtenida de la presa. En este sentido, el valor del agua se obtiene mediante la fórmula:

$$V_A = V_P P / Q_A$$

Donde:

V_A : valor del agua de la presa por unidad ($\$/m^3$).

V_P : valor real de la presa en la actualidad (\$).

Q_A : cantidad total de agua obtenida a partir de la presa (m^3).

La consideración obvia en el caso de la presa Solís es que el valor total fue calculado para 2019, utilizando un periodo de 70 años de funcionamiento; pero la vida útil de la presa Solís es de 150 años, por lo que el valor total de la presa debiera ser estimado con una capitalización de $n = 150$.

Sin embargo, el cálculo del valor del agua requiere los niveles de obtención de líquido totales de la presa en el periodo completo, y ya que los niveles de extracción del agua no son constantes y además a la vida útil de la presa aún le restan 40 años, lo propio es anualizar tanto el valor real de la presa como los niveles de extracción, y/o tomar un año base utilizando valores promedio, para así obtener el valor real anualizado del agua de la presa Solís (Tabla 4).

Tabla 4. Valor del agua de la presa Solís.

| Valor anual de la presa (\$) | Cantidad anual de agua (m ³) | Valor del agua (\$/m ³) |
|------------------------------|--|-------------------------------------|
| 3 094 367 477 | 2 982 000 000 | 1.037 |

Fuente: elaboración propia.

Por lo tanto, una vez hecha esta observación, y considerando lo expuesto en Conagua (2019), el promedio anual de obtención de agua es de 2 982 000 000 m³ y el valor real del agua de la presa Solís es de \$1.03/m³.

Resultados de la programación matemática

Para contrastar los resultados de la metodología directa de contabilidad de costos y la metodología indirecta de valoración contingente, se generó un modelo de programación lineal matemática que permitió determinar el precio sombra del agua en la zona de estudio a partir de la productividad marginal del recurso.

Investigaciones previas han establecido diferentes modelos aplicando la metodología de programación matemática a casos de estudio para fijar el precio sombra del agua, como el de Exebio, Palacios, Mejía y Santos (2009), en el cual al procesar los registros de los costos del agua mediante un modelo de programación lineal se obtiene un precio sombra del agua de \$0.43 m³; el de Molinos y Guzmán (2018), que expone una estimación del precio sombra del CO₂ para las plantas de tratamiento de agua potable, concluyendo que el precio sombra medio del CO₂ es el 5.7% del precio del agua potable; congruente con su trabajo previo, Molinos, Hanley y Sala (2015) estimaron el precio sombra a través de un enfoque de función de distancia direccional.

Los valores utilizados en este modelo se desprenden de FIRA (2019), donde se exponen los patrones de cultivo en la zona de estudio, principalmente maíz, cebada y sorgo, con precios netos \$3 960 /ton, \$4 300/ton y \$4 150/ton, respectivamente.

En el estado de Guanajuato, los principales factores de producción son tierra, capital y agua. Para el caso del maíz, por cada hectárea de cultivo se requiere una inversión de \$38 228.00, 6 000 m³ de agua y 12 jornales. Para el caso de la cebada, por cada hectárea de cultivo se requiere una inversión de \$28 876.00, 4 500 m³ de agua y 10 jornales. En cuanto al sorgo, una hectárea de cultivo requiere una inversión de \$29 021.00, 7 000 m³ de agua y 10 jornales (FIRA, 2019).

Los coeficientes técnicos para cada tipo de cultivo se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Coeficientes técnicos de producción para los principales cultivos en Acámbaro, Guanajuato.

| Cultivo | Precio Neto (\$/ton) | Coeficientes técnicos | | | |
|---------|----------------------|-----------------------|----------------|---------------------------|---------------------|
| | | Tierra | Capital (\$ha) | Agua (m ³ /ha) | Trabajo (jornal/ha) |
| Maíz | 3 960 | 1 | 38 228 | 6 000 | 12 |
| Cebada | 4 300 | 1 | 28 876 | 4 500 | 10 |
| Sorgo | 4 150 | 1 | 29 021 | 7 000 | 10 |

Fuente: elaboración propia con datos de FIRA (2019).

Generalmente los cuadros instrumentales van acompañados por el cuadro de restricciones, es decir, el conjunto de recursos de los que se dispone y que limitan los niveles de producción.

Siguiendo a Domínguez (2014), de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua, la presa Solís impulsará los cultivos en los 11 módulos de riego del Distrito de Riego 087. Los volúmenes que utilizarán los distritos mencionados ascienden a 274.5 millones de m³, que beneficiarán

aproximadamente a 15 mil productores agrícolas y a una superficie de 47 698 hectáreas para 1.5 riegos (Tabla 6).

Tabla 6. Disponibilidad de factores productivos.

| Producto | Tierra (ha) | Capital (\$) | Agua (m ³) ** | Trabajo |
|----------|-------------|--------------|---------------------------|---------|
| Total | 47 698 | 96 125 | 274 500 000 | 1 534 |

*Disponibilidad completa.

** Agua disponible para los cultivos principales en Acámbaro.

Fuente: elaboración propia con datos de Domínguez (2014) y FIRA (2019).

Para formular el problema de optimización se utiliza el enfoque dual, minimización de costos (términos monetarios), bajo la premisa de que el enfoque primal, maximización de ganancias (términos monetarios), se corresponde al mismo nivel de uso de factores de producción. Desde esta óptica, las variables de optimización se derivan de la maximización de las ganancias que se obtienen de producir las cantidades óptimas, en toneladas, de los cultivos (maíz, cebada y sorgo), multiplicadas por su precio neto de mercado, sujetas a las restricciones de disponibilidad de los factores de producción: tierra (hectáreas), agua (metros cúbicos), trabajo (jornales) y capital, con base en sus coeficientes técnicos.

La solución se obtiene mediante la resolución del siguiente problema:

$$\text{Max } 3\,960 \text{ maíz} + 4\,150 \text{ cebada} + 4\,300 \text{ sorgo}$$

Sujeto a:

$$(\text{Tierra}) \text{ maíz} + \text{cebada} + \text{sorgo} \leq 47\,698$$

$$(\text{Agua}) 6\,000 \text{ maíz} + 4\,500 \text{ cebada} + 7\,000 \text{ sorgo} \leq 274\,500\,000$$

$$(\text{Trabajo}) 12 \text{ maíz} + 10 \text{ cebada} + 10 \text{ sorgo} \leq 1\,534$$

Donde:

Maíz (tierra), cebada (tierra), sorgo (tierra) representa la cantidad de "tierra" en hectáreas dedicadas a la producción de cada cultivo.

Maíz (agua), cebada (agua), sorgo (agua) representa la cantidad de "agua" en metros cúbicos dedicados a la producción de cada cultivo.

Maíz (trabajo), cebada (trabajo), sorgo (trabajo) representa la cantidad de “trabajo” en jornaleros dedicados a la producción de cada cultivo.

De igual manera se define que los coeficientes técnicos son la cantidad de cada uno de los insumos que se requieren en el proceso productivo para producir una unidad de producto. Es decir, la cantidad de agua, tierra, horas máquina y capital que se necesitan para producir una unidad de cultivo (la unidad puede entenderse como hectárea o tonelada).

En ese sentido, el valor del agua en una región puede estimarse a través de su precio sombra generado en el proceso productivo de los cultivos en que se utiliza como insumo; esto permite valorar bajo una concepción económica de optimización el agua para riego utilizada en los cultivos considerando sus usos alternativos, su costo en la región y la disponibilidad que existe, para así poder tomar decisiones acerca de su uso que supongan una utilización adecuada y que incida en el beneficio económico de los productores (Tabla 7).

Tabla 7. Valores críticos del modelo.

| Variable | Valor | Costo reducido |
|-----------------|--------------|-----------------------|
| Maíz | 20 | 0 |

| | | |
|--------|----|-------|
| Cebada | 34 | 0 |
| Sorgo | 0 | 2 500 |

Fuente: elaboración propia.

La programación matemática utiliza las variables X_1 , X_2 y X_3 como valor alfanumérico para maíz, trigo y sorgo, respectivamente; el problema resuelto por medio del programa *LINDO* 6.1 arroja los resultados que se observan en la Tabla 8.

Tabla 8. Valores críticos de los factores.

| Factor | Faltantes/sobrantes | Dual price |
|---------------|----------------------------|-------------------|
| Tierra | 47 600 | 0 |
| Agua | 0 | 0.95 |
| Trabajo | 950 | -1 700 |

El precio sombra del agua a partir de los resultados generados por el programa es de 0.95. Desde esta óptica se puede indicar que el valor real del agua es de \$0.95/m³.

Si se considera el análisis de sensibilidad, los valores se aprecian en la Tabla 9.

Tabla 9. Análisis de sensibilidad.

| Variable | Coefficiente | Incremento permitido | Decremento permitido |
|-----------------|---------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Maíz | 3 960 | Infinito | Infinito |
| Cebada | 4 300 | Infinito | 1 664 |
| Sorgo | 4 100 | Infinito | Infinito |

Fuente: elaboración propia.

El nivel de producción óptimo permite un incremento infinito de precio neto; esto es acorde con la ley de oferta que enuncia que a mayor precio mayor nivel de producción. Por el contrario, el modelo permite una reducción limitada de precios por tonelada sin que la solución básica cambie. La disponibilidad de factores determina los valores de la función objetivo; en este sentido, la dependencia del nivel de producción al agua, tierra y trabajo permiten medir la importancia de los factores productivos en el proceso productivo y en las decisiones de producción (Tabla 10).

Tabla 10. Rangos de disponibilidad de factores.

| Factor | Disponibilidad real | Incremento permitido | Decremento permitido |
|---------------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Tierra | 47 698 | Infinito | 47 643 |
| Agua | 274 500 | 427 800 | 150 500 |
| Trabajo | 1 534 | Infinito | 950 |

Fuente: elaboración propia.

En contraste, las metodologías arrojan resultados que difieren en \$0.08. Esto se puede deber a que los valores utilizados son similares y que las metodologías evalúan de forma objetiva el valor real del agua. Tal es el caso de Ilak *et al.* (2015), donde se empleó el método dual de programación convexa para valorar el impacto de la generación eólica variable en el precio sombra del agua de la generación hidroeléctrica en Vrataruša, Croacia, estimando el precio sombra del agua entre €0.5/h y €1/h; en este caso, si se considera el flujo promedio de agua (0.5 m³/s), la equivalencia resulta en un precio sombra de \$1.8 m³.

Uno de los valores más bajos es el de \$1.3/m³, que fue obtenido por Liu, Chen y Wang (2009) en la estimación del precio sombra para la cuenca de los ríos Songhuajiang y Liaohe, China; y uno de los más contrastantes es el trabajo de Ziolkowska (2015), llevado a cabo en EUA

dentro de la región de High Plains, con el objetivo de estimar el precio sombra del agua para riego en la agricultura, encontrando un precio sombra estimado para el trigo de \$10.18/m³ y de \$0.06/m³ para el maíz.

Por el contrario, los valores estimados del precio sombra más altos son presentados por Maziotis, Villegas y Molinos (2020) para la industria chilena de agua, habiendo calculado €2.547/h, donde al considerar un promedio anual del volumen de agua entregada de 55 836 m³, se tiene que el precio sombra del agua es de \$25.20/m³; así como por Wang, Xie, Zhang y Xiang (2018), quienes estimaron el precio sombra del agua para la industria urbana en China y concluyeron que el precio sombra es mucho mayor al precio de mercado, con un valor de \$14.24/m³.

Desde una perspectiva más general, Shen y Lin (2017) exponen la estimación del precio sombra del agua para la agricultura con base en el análisis estocástico no paramétrico de datos obtenidos de 30 unidades provinciales en China continental de 2002 a 2012, obteniendo un precio sombra promedio del agua entre \$7.96 y \$12.02/m³, con una elasticidad precio de 0.12, lo cual que indica que la reducción de la cantidad de agua agrícola depende de la mejora de la eficiencia técnica y de la difusión de técnicas de riego que ahorran agua.

Conclusiones

Desde la óptica de la metodología de contabilidad de costos, los valores actualizados de las inversiones realizadas en los últimos 70 años desde la construcción y puesta en funcionamiento de la presa Solís, divididos entre la cantidad de agua utilizada, muestran que el valor del agua de la zona es igual a \$1.03/m³. Los costos contemplan la administración y el mantenimiento que se realizan cada año.

A partir de la metodología de programación matemática, se determinó que el precio sombra del agua en la zona de estudio es de \$0.95/m³; desde la perspectiva teórica de esta metodología, el precio sombra refleja el valor real del agua. Sin embargo, considerar al agua como un factor productivo restringe su importancia, pues es un recurso indispensable para la producción agrícola.

El amplio rango de diferencia entre los valores encontrados como precio sombra del agua en los diferentes estudios puede explicarse a través de cuatro factores. Primero, el uso del agua, es decir, su finalidad como materia prima para el producto a generar, considerando que el valor final, en términos de monetarios, es diferente dependiendo de los niveles de precios de mercado del bien; por ejemplo, el agua usada para producir

granos en el sector agrícola suele tener un precio sombra inferior al agua utilizada para producir electricidad, tal como se contrasta en los trabajos de Ziolkowska (2015), con un precio sombra del agua para la producción del maíz de $\$0.06\text{m}^3$, y el de Ilak *et al.* (2015), con un precio sombra del agua para producir electricidad de $\$1.8\text{ m}^3$, lo que se explica el porqué la electricidad posee un precio de mercado mayor que el del maíz.

Segundo, la disponibilidad de agua, derivada de la ubicación geográfica. Para ello se deben considerar estudios comparados de diferentes países, que arrojan muy variados niveles de agua disponible, pues el valor de mercado del agua difiere; en otras palabras, su grado de escasez repercute en su valor de mercado.

Tercero, el nivel de desarrollo socioeconómico de la región de estudio, ya que a lo largo del mundo se presentan marcadas diferencias económicas con muy variados niveles de vida, lo cual se refleja en el valor de sus divisas, lo cual genera divergencia entre la valoración que se le puede asignar al agua y los valores estimados, sobre todo al realizar equivalencias entre el valor monetario internacional de las divisas, tal es el caso de este estudio, donde se comparan yuanes, dólares, euros y pesos.

Finalmente, la metodología usada para su cálculo. Como se expone a lo largo de este trabajo, la perspectiva teórica y la herramienta metodológica utilizadas para analizar un fenómeno de estudio modificará los resultados arrojados y las conclusiones a las que se llegue; en tal

sentido, esta investigación se orienta a contrastar dos metodologías para estimar el precio sombra.

El principal aporte del presente estudio es el hecho de que contrasta dos metodologías con base teórica sólida y con un grado suficiente de rigurosidad, las cuales pueden ser reproducidas y, tanto, también sus resultados extrapolados a diferentes casos de estudio; esto permite el empleo del programa de optimización y sus respectivas ecuaciones, en casos de bienes o recursos naturales cuyo precio de mercado no es el óptimo o no existe.

Las áreas de oportunidad que se desprenden a manera de sugerencia para futuras investigaciones en el área de valoración económica del agua son que con el objetivo de realizar una investigación más completa se consideren las externalidades negativas, como los daños al ecosistema y el deterioro de los recursos naturales en la zona de estudio. Las externalidades se pueden evaluar mediante la aplicación de metodologías de impacto ambiental. Aunado a esto, es necesario llevar a cabo más estudios en este rubro, que permitan complementar y profundizar en la problemática del agua en el país mediante el uso de nuevas metodologías.

Referencias

- Alcón, F., Fernández, M., & Miguel, M. (2007). Política tarifaria del agua de riego y sus efectos sobre la sustentabilidad de la producción de uva de mesa española. *Agrociencia*, 41(7), 805-815. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952007000700805&lng=es&tlng=es
- Banxico, Banco de México. (2014). *Evolución reciente de las tasas de interés de largo plazo en economías de mercados emergentes. Extracto del informe trimestral*. Recuperado de <https://www.banxico.org.mx/publicaciones-y-prensa/informes-trimestrales/recuadros/%7B8FA573EC-68AB-D0BA-8AB4-CFF24CA7518C%7D.pdf>
- Briseño, H. (2018). Modelos tarifarios de agua en México según criterios sociales. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5), 173-192. Recuperado de <http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1633/1467>
- Chalas, J., Ramírez, J. L., Méndez, G., & Bello, L. (2020). Sostenibilidad financiera, física y ambiental del servicio tarifario de riego en la República Dominicana. *Aqua-LAC*, 12(1), 1-21. Recuperado de <http://aqua-lac.org/index.php/Aqua-LAC/article/view/247>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Sistema de Seguridad de Presas*. Recuperado de www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/consulta-la-base-de-datos-del-repta

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Sistema Nacional de Información del Agua: monitoreo de las principales presas de México*. SINA: México. Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/almacenamientoPresas.php>

Domínguez, C. (15 de mayo, 2014). *Inicia nuevo ciclo agrícola con la apertura de la presa Solís*. Recuperado de <https://agua.org.mx/inicia-nuevo-ciclo-agricola-con-la-apertura-de-la-presa-solis/>

Exebio, A., Palacios, E., Mejía, E., & Santos, L. (2009). Conservación diferida y su impacto en el mantenimiento de distritos de riego. *Terra Latinoamericana*, 27(1), 71-83. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792009000100009&lng=es&tIng=es

Fernández-Zamudio, M., Alcón, F., & Miguel, M. (2007). Política tarifaria del agua de riego y sus efectos sobre la sustentabilidad de la producción de uva de mesa española. *Agrociencia*, 41(7), 805-815.

FIRA, Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura. (2019). *Sistema de costos agrícolas: resumen de costos, 2019*. Sistema de

costos agrícolas. Recuperado de
<https://www.fira.gob.mx/InfEspDtoXML/TemasUsuario.jsp>

Ilak, P., Rajšl, I., Krajcar, S., & Delimar, M. (2015). The impact of a wind variable generation on the hydro generation water shadow price. *Applied Energy*, 154(2015), 197-208.

John, G. (1994). *Teoría microeconómica*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.

Lange, G. M. (2006). Case studies of water valuation in Namibia's commercial farming areas. In: *The economics of water management in Southern Africa: An environmental accounting approach* (pp. 237-255). Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing,

Liu, X., Chen, X., & Wang, S. (2009). Evaluating and predicting shadow prices of water resources in China and its nine major river basins. *Water Resources Management*, 23(8), 1467-1478.

Lomas, P. L., Martín, B., Louit, C., Montoya, D., Montes, C., & Álvarez, S. (2005). *Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas*. Madrid, España: Fundación Interuniversitaria Fernanda González Bernáldez.

Maziotis, A., Villegas, A., & Molinos, M. (2020). The cost of reducing unplanned water supply interruptions: A parametric shadow price approach. *Science of the Total Environment*, 719(2020), 137487.

- Molinos, M., & Guzmán, C. (2018). Reducing CO2 emissions from drinking water treatment plants: A shadow price approach. *Applied Energy*, 210, 623-631. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0306261916313691>
- Molinos, M., Hanley, N., & Sala, R. (2015). Measuring the CO2 shadow price for wastewater treatment: A directional distance function approach. *Applied Energy*, 144(2015), 241-249. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0306261915002111>
- Reyes, E. (2008). *Contabilidad de costos*. México, DF, México: Editorial Limusa.
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). *Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales*. Recuperado de www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/sistema-nacional-de-informacion-ambiental-y-de-recursos-naturales
- Shen, X., & Lin, B. (2017). The shadow prices and demand elasticities of agricultural water in China: A StoNED-based analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 127(2017), 21-28.
- Torres, J., García, A., García, R., Matus, J., González, E., & Pérez, A. (2013). Respuesta de la demanda de agua a cambios en el precio:

un estudio por tipo de consumidor en el norte de Sinaloa, México. *Agrociencia*, 47(3),293-307. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952013000300008&lng=es&tlng=es.

Wang, W., Xie, H., Zhang, N., & Xiang, D. (2018). Sustainable water use and water shadow price in China's urban industry. *Resources, Conservation and Recycling*, 128(2018), 489-498. WWC, World Water Council. (2015). *World Water Council 2016-2018 Triennial Strategy*. Marsella, France: World Water Council. Recuperado de <http://www.worldwatercouncil.org/es/publications>

WWC, World Water Council. (2015). *World Water Council 2016-2018 Triennial Strategy*. Marsella, France: World Water Council. Recuperado de <http://www.worldwatercouncil.org/es/publications>

Young, R. A., & Loomis, J. B. (2014). *Determining the economic value of water: concepts and methods*. London, UK: Routledge.

Ziolkowska, J. R. (2015). Shadow price of water for irrigation—A case of the High Plains. *Agricultural Water Management*, 153(2015), 20-31.

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-10

Notas

Filtro con elementos de bagazo de caña de azúcar para el tratamiento de aguas residuales de lavadoras de autos en la ciudad de Ambato, Ecuador

Filter based on sugar cane bagset for the treatment of wastewater from car washers in the city of Ambato, Ecuador

Fabian Morales-Fiallos¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0655-8684>

Lenin Maldonado Narváez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6734-5036>

Galo Nuñez-Aldás³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7087-1213>

Geovanny Paredes-Cabezas⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4417-0899>

Rodney Hechavarría⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0195-6157>

¹Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica (FICM), Universidad Técnica de Ambato (UTA), Ambato, Ecuador, frmorales@uta.edu.ec



²Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica (FICM), Universidad Técnica de Ambato (UTA), Ambato, Ecuador, lr.maldonado@uta.edu.ec

³Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica (FICM), Universidad Técnica de Ambato (UTA), Ambato, Ecuador, gw.nunez@uta.edu.ec

⁴Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica (FICM), Universidad Técnica de Ambato (UTA), Ambato, Ecuador, ag.paredes@uta.edu.ec

⁵Institute for Applied Sustainability Research (Iiasur), Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica (FICM), Universidad Técnica de Ambato (UTA), Ambato, Ecuador, ro.hechavarria@uta.edu.ec

Autor para correspondencia: Fabián Morales-Fiallos, fmmorales@uta.edu.ec

Resumen

Los efectos de la industria petrolera siguen causando daños hoy día. Por ejemplo, las lavadoras de autos y sus componentes generan aún contaminación a las aguas servidas. En este trabajo, entonces, se analiza la eficiencia de un filtro artesanal hecho de bagazo de caña de azúcar, arena, ladrillo triturado y piedra pómez. El estudio se realizó en el Laboratorio de Química de la Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica de la Universidad Técnica de Ambato, Ecuador, y como efluente se utilizó el agua residual proveniente de una lavadora de autos ligeros. Para



comprobar la eficacia del filtro y sus limitaciones, se midió durante 30 días el índice de variación en diferentes parámetros del agua residual como: sólidos totales, sólidos suspendidos totales, DBO₅ (demanda biológica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno), pH, aceites y grasas, turbiedad, y TPH (hidrocarburos totales de petróleo). Los resultados preliminares arrojaron una significativa mejora en la calidad del efluente tratado, especialmente en la turbiedad, TPH, sólidos totales suspendidos y pH.

Palabras clave: eficiencia, filtro orgánico de bagazo, tratamiento de agua, turbiedad.

Abstract

The effects of the oil industry continue to cause damage today. For example, car washers and their components still pollute sewage. This work assesses the efficiency of an artisan filter made of sugarcane bagasse, sand, crushed brick, and pumice stone. The research was carried out in the Chemistry Laboratory of the Faculty of Civil and Mechanical Engineering of the Technical University of Ambato, Ecuador, and as effluent, wastewater from a small car washing machine was used. To prove the efficiency of the filter and its limitations, the variation index in different parameters of this water was measured for 31 days, such as total solids, total suspended solids, BOD₅ (biological oxygen demand), COD (chemical oxygen demand), pH, oils and fats, turbidity and TPH (total



petroleum hydrocarbons). The preliminary results showed a significant improvement in the treated effluent's quality, especially in turbidity, TPH, total suspended solids, and pH.

Keywords: Efficiency, organic bagasse filter, water treatment, turbidity.

Recibido: 22/05/2019

Aceptado: 28/07/2021

Introducción

El avance de la industria automovilística ha dado paso al incremento del número de vehículos que circulan diariamente por las ciudades de todo el mundo. Este crecimiento no sólo tiene que ver con el número de vehículos, sino también con sustancias tóxicas y peligrosas emitidas al ambiente (Caldera, Rodríguez, Oñate, Prato, & Gutiérrez, 2011; Radin-Mohamed, Nadira-Kutty, & Amir-Kassim, 2014). Por esta demanda de automóviles surgen pequeñas industrias dedicadas al lavado de autos, tal actividad genera contaminación hídrica al emitir una amplia gama de



contaminantes, sobre todo de aceites y grasas, detergentes y otros hidrocarburos (Caldera *et al.*, 2011; Loos *et al.*, 2013; Aly, 2015).

Hasta la fecha existe un sinnúmero de investigaciones y propuestas documentadas para el tratamiento de aguas residuales del lavado de automóviles en diversos países (Daneshyar & Ghaedi, 2015; Malakootian, Toolabi, Derakhshan, & Taghi, 2016). En este sentido, la propuesta de métodos como coagulación química, membranas de microfiltración, floculación y coagulación, electrocoagulación e intercambio iónico son ampliamente utilizados (Daneshyar & Ghaedi, 2015; El-Ashtoukhy, Amin, & Fouad, 2015). En la actualidad, incluso la industria de la nanotecnología ha contribuido a la disminución de contaminantes en el agua (Berekaa, 2016; Qu, Alvarez, & Li, 2013).

En Ecuador, la preocupación ha radicado en particular en el abastecimiento del agua, pero no siempre en la calidad de ésta. Son conocidos los altos grados de contaminación en varias zonas del país, especialmente del nivel de concentración en los efluentes evacuados directamente al alcantarillado público (Guamán, 2014; Guamán, Guamán, & Álvarez, 2016). Hoy día existen algunos proyectos para mejorar la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua en ciudades como Cuenca, Ambato y Otavalo, entre otras, aunque son insuficientes aún (Veintimilla, 2014; León & Lucero, 2008).

Es necesario entonces potenciar nuevas técnicas que aprovechen materiales cuyas propiedades no han sido cabalmente explotadas; en



especial, aquellos más económicos y de fácil adquisición. Así, este trabajo tiene como objetivo fundamental el estudio y análisis de la eficiencia de un filtro artesanal o biofiltro en la reducción de contaminantes de efluentes, elaborado a base de piedra pómez, bagazo de caña de azúcar, arena y ladrillo triturado.

Como antecedente de los materiales utilizados se toma como referencia el estudio realizado por Armada, Barquinero y Capote (2008), donde se utiliza el bagazo de caña de azúcar como material absorbente en derrames de petróleo. En nuestra investigación, con el mismo principio citado, se amplía el estudio del bagazo junto con otros materiales para analizar su eficiencia como filtro del efluente de una lavadora de autos.

Metodología

Materiales



La Figura 1 (A y B) muestra el diseño y la construcción del filtro utilizado en el trabajo. Consiste en una estructura metálica colocada verticalmente, dividida en secciones equidistantes y de igual tamaño, que sujetan envases de plástico con capacidad de 30 l, los cuales presentan orificios de 7.54 mm de diámetro en su base y están recubiertos por una membrana de organza; cada uno almacena una grava de diámetro entre 19 y 25 mm como lecho poroso filtrante. Tal arreglo permite una separación en capas móviles para facilitar la visualización de los cambios fisicoquímicos que ocurren en el efluente al descender en cada nivel. El experimento se desarrolló en el Laboratorio de Química de la Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica de la Universidad Técnica de Ambato (FICM-UTA), Ecuador, con la finalidad de mantener la integridad del filtro y facilitar la conservación de los elementos. En la Figura 1B se observan el diseño y sus dimensiones. El sistema consiste en una serie de filtros donde el agua residual se vierte inicialmente desde el compartimento superior y desciende continuamente —en contacto con los materiales de la Figura 2— hacia las cámaras inferiores. En la base final se recoge el líquido tratado.



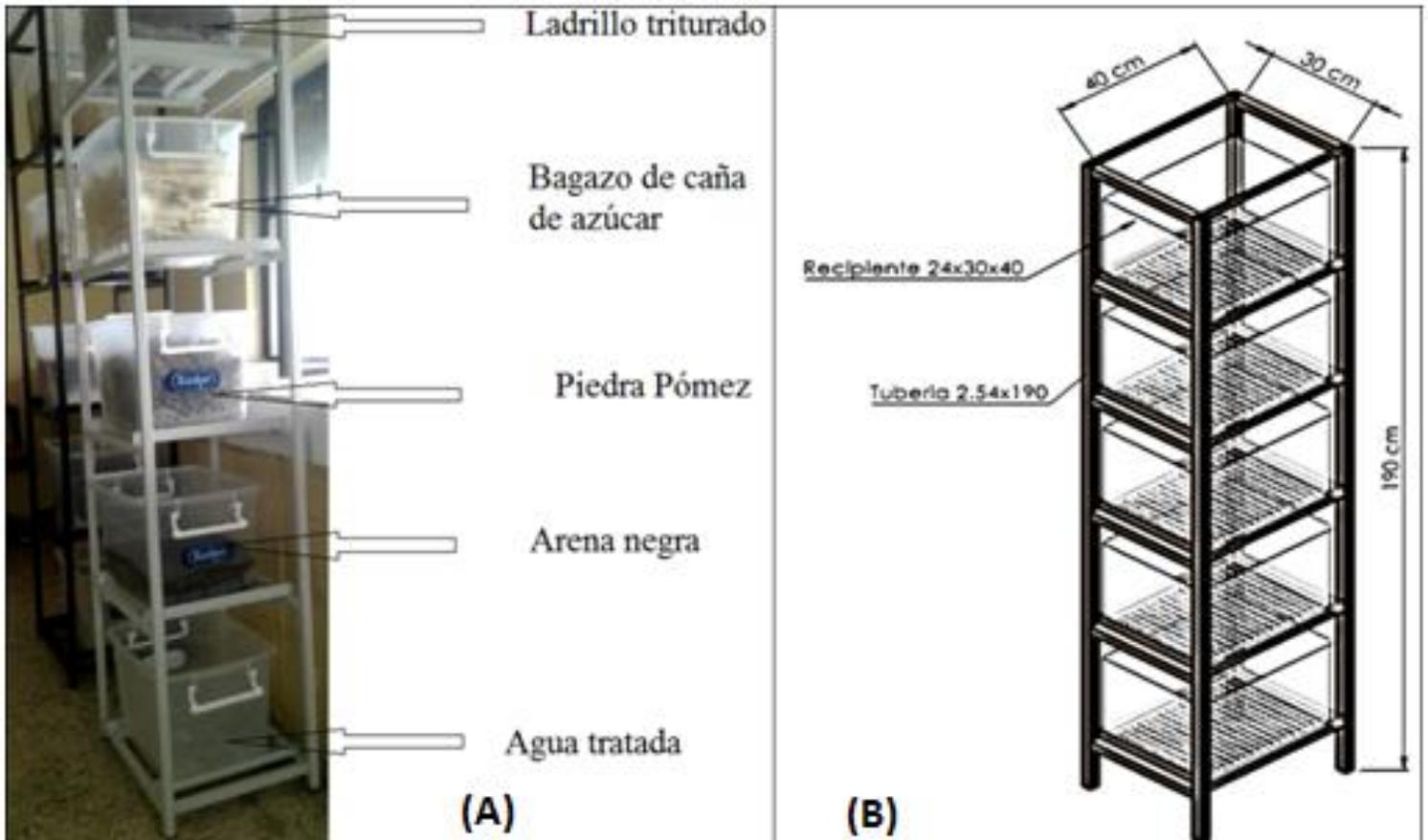


Figura 1. Estructura metálica en forma vertical donde se agrupan los elementos filtrantes: A) en cada nivel se coloca el material para el tratamiento del agua residual; B) se observa el diseño con sus dimensiones.



Figura 2. Materiales orgánicos utilizados para elaborar el filtro: bagazo de caña de azúcar (superior izquierda); piedra pómez (superior derecha); arena (inferior izquierda), y ladrillo triturado (inferior derecha).

Método

El agua residual se recolectó a través de un muestreo simple y aleatorio en tres lavadoras de autos en la ciudad de Ambato durante dos semanas, con el objetivo de lograr una muestra sintetizada. Las muestras se almacenaron en cinco frascos de plástico de 30 l, que se trasladaron al laboratorio de FICM-UTA y refrigerados a 4 °C para su conservación. A continuación se midieron los parámetros fisicoquímicos antes y después de cada proceso de filtración. Tales mediciones se repitieron siete veces durante 31 días. La Figura 3 brinda una representación de cada experimento, donde se utilizó un volumen inicial de 20 l de agua, 10 l de material filtrante en cada recipiente, 15 l/min de caudal de alimentación estimado y 10 l restantes de líquido crudo usados para medir sus concentraciones iniciales.





Figura 3. Proceso de filtración. El agua residual se vierte inicialmente desde el compartimento superior y desciende en contacto con los materiales hacia las cámaras inferiores; en la base final se recoge el líquido una vez tratado.

El estudio de los materiales (Figura 2), como potenciales agentes reductores de la contaminación del efluente, establece en esta investigación un diseño experimental de tipo puro. En la primera fase, el interés consiste en determinar, a través del monitoreo de sus parámetros, si la calidad del líquido se modifica sustancialmente o no. Por lo tanto, sea la hipótesis nula:

H₀: *la calidad del efluente permanece casi invariable.*

y la hipótesis alternativa:

H₁: *La calidad del efluente se modifica significativamente.*

De aceptar H_1 (y rechazar H_0), en una segunda fase se determinaría entonces cómo varía la calidad del efluente, si aumenta o disminuye. Para ello se define la *eficiencia*, variable dependiente de la concentración de los parámetros de control; para este trabajo son sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SS), demanda biológica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), aceites y grasas (AG), turbiedad (T), hidrocarburos totales de petróleo (TPH) y pH.

Aspectos teóricos



Los materiales de los que está compuesto el filtro se seleccionaron con base en información proporcionada en investigaciones anteriores sobre sus características, como es el caso del bagazo de caña de azúcar sobre el cual se ensayó como material absorbente en derrames de petróleo (Armada *et al.*, 2008). El ladrillo es un elemento compuesto 100 % de arcilla, la cual se ha estudiado como filtro de aguas residuales con pesticidas (Celis, 2014). La arena es un material utilizado en los filtros lentos como material filtrante (González, Martín, & Figueroa, 2018).

En la Tabla 1 se presentan los parámetros que se tomaron en cuenta, considerando el origen del efluente, para realizar el análisis fisicoquímico del efluente. Asimismo, se encuentran los valores límites permitidos para la descarga al alcantarillado público de acuerdo con el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente (TULSMA).

Tabla 1. Límites de descarga al sistema de alcantarillado público, extraído de Caldera *et al.* (2011).

| Parámetros | Símbolo | Unidad | Límite |
|---|------------------|--------|--------|
| Turbiedad | T | UTN | - |
| Demanda bioquímica de oxígeno (al quinto día) | DBO ₅ | mg/l | 250 |
| Demanda química de oxígeno | DQO | mg/l | 500 |

| | | | |
|-----------------------------------|-----|------|-------|
| Sólidos suspendidos totales | SS | mg/l | 220 |
| Sólidos totales | ST | mg/l | 1 600 |
| Potencial de hidrógeno | pH | - | 6-9 |
| Aceites y grasas | AG | mg/l | 70 |
| Hidrocarburos totales de petróleo | TPH | mg/l | 20 |

El principal objetivo del tratamiento primario es la reducción de los sólidos en suspensión (SS) del agua residual, separando o eliminando aproximadamente de 40 a 60 % de sólidos en agua. El objetivo del tratamiento secundario es la transformación o estabilización de la materia orgánica, esto es, la variación de los valores de la DBO₅ y DQO, y la eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables. Con la aplicación de un tratamiento terciario se obtienen mejores rendimientos en la eliminación de la DBO₅ (entre 95 y 98 %) y SS (entre 95 y 96 %) (Jaume, 2013; Falcon, 1974). En función de los resultados obtenidos se podrá discutir para qué tipo de tratamiento sería más eficaz este filtro.

Cálculo de la eficiencia



Para valorar la eficiencia del filtro se deben precisar los siguientes términos: *eficiencia individual* y *eficiencia total*. La *eficiencia individual* es una variable dependiente de la concentración de cada parámetro en particular. La *eficiencia total* simboliza cómo disminuye globalmente la carga contaminante en el efluente; es función de todas las eficiencias individuales. La Figura 4 representa, a golpe de vista, una manera cualitativa de lo que simboliza dicha variable; su valor cuantitativo vendría dado por alguna expresión matemática como función de las *eficiencias individuales*. Sin embargo, en este trabajo nos centraremos en el análisis de las eficiencias individuales; indicador que brinda exactamente cuáles parámetros disminuyen su carga contaminante y cuáles no debido a la presencia de los materiales filtrantes.



Figura 4. Secuencia del tratamiento del agua residual (A → B → C) a medida que es tratada. Se evidencia una disminución gradual en la turbiedad y los sólidos suspendidos en el agua.

Para el cálculo de la *eficiencia individual* del filtro en relación con la concentración de cada parámetro monitoreado, excepto para pH, se aplicó la Ecuación (1):

$$E_n(C_0, C_n, t) = \left[\frac{C_0 - C_n(t)}{C_0} \right] \cdot 100 \% \quad (1)$$

Donde C_0 es la concentración inicial del parámetro n ésimo en el agua residual y $C_n(t)$ es la concentración en el tiempo t del parámetro n ésimo en el agua tratada.

En esta ecuación, se logra 100 % de eficiencia si el filtro elimina por completo la concentración de ese contaminante. Para el cálculo de la eficiencia de pH se aplicó la Ecuación (2), que posee la misma lógica que (1), pero aquí el éxito consiste en estabilizar el pH a su valor neutro. La *eficiencia* es una variable intensiva y adimensional, así definida ofrece ventajas a la hora de comparar distintas magnitudes con diferentes unidades:

$$E_{pH}(pH, t) = \left\langle 1 - \frac{|pH(t)-7|}{7} \right\rangle \cdot 100 \% \quad (2)$$

Donde $pH(t)$ es el valor del pH del agua tratada en el día t .

Resultados y discusión

La Figura 5, Figura 6, Figura 7 y Figura 8 muestran las gráficas de concentración del afluente para cuatro de los parámetros durante el mes de monitoreo. Sus lecturas se tomaron durante siete días equiespaciados.



Se observa una importante disminución en la turbiedad y los sólidos suspendidos en agua, como evidencia la Figura 4.

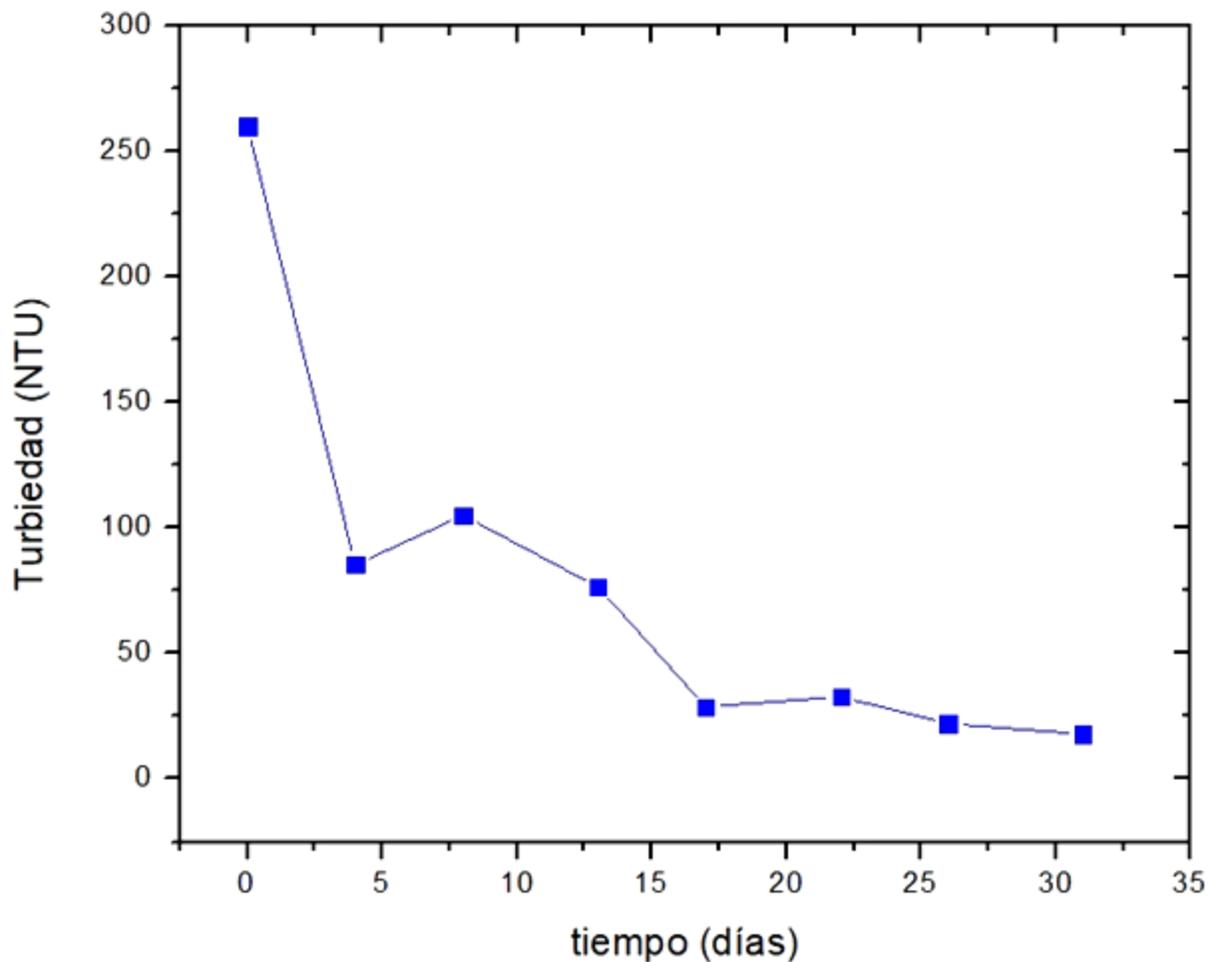


Figura 5. Gráfico de *turbiedad vs. tiempo*. La turbiedad disminuye considerablemente; este parámetro no presenta un valor límite en la norma TULSMA.

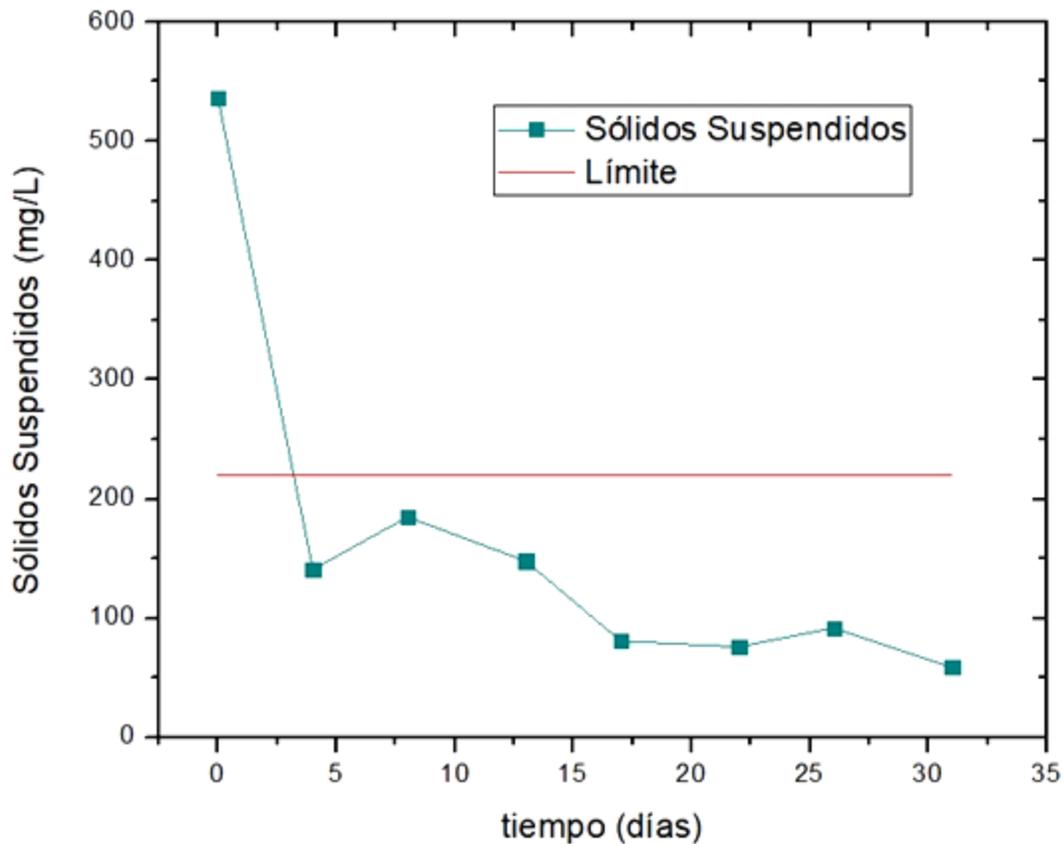


Figura 6. Gráfico de *sólidos suspendidos vs. tiempo*. Se observa una notable disminución en la concentración de SS, por debajo del valor límite, según la Tabla 1.

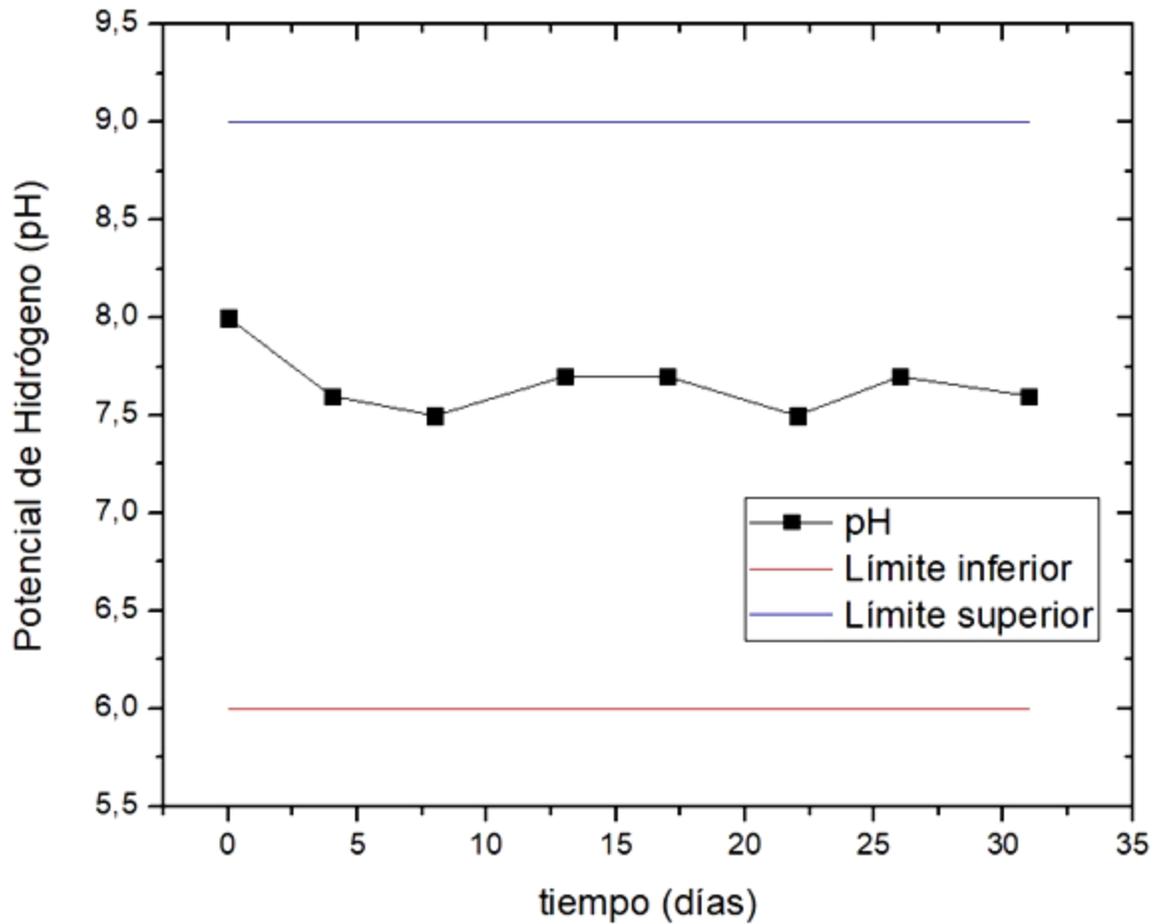


Figura 7. Gráfico de la variación del *pH vs. tiempo*. Se observa que la presencia del filtro contribuye a la estabilización del pH en agua residual.

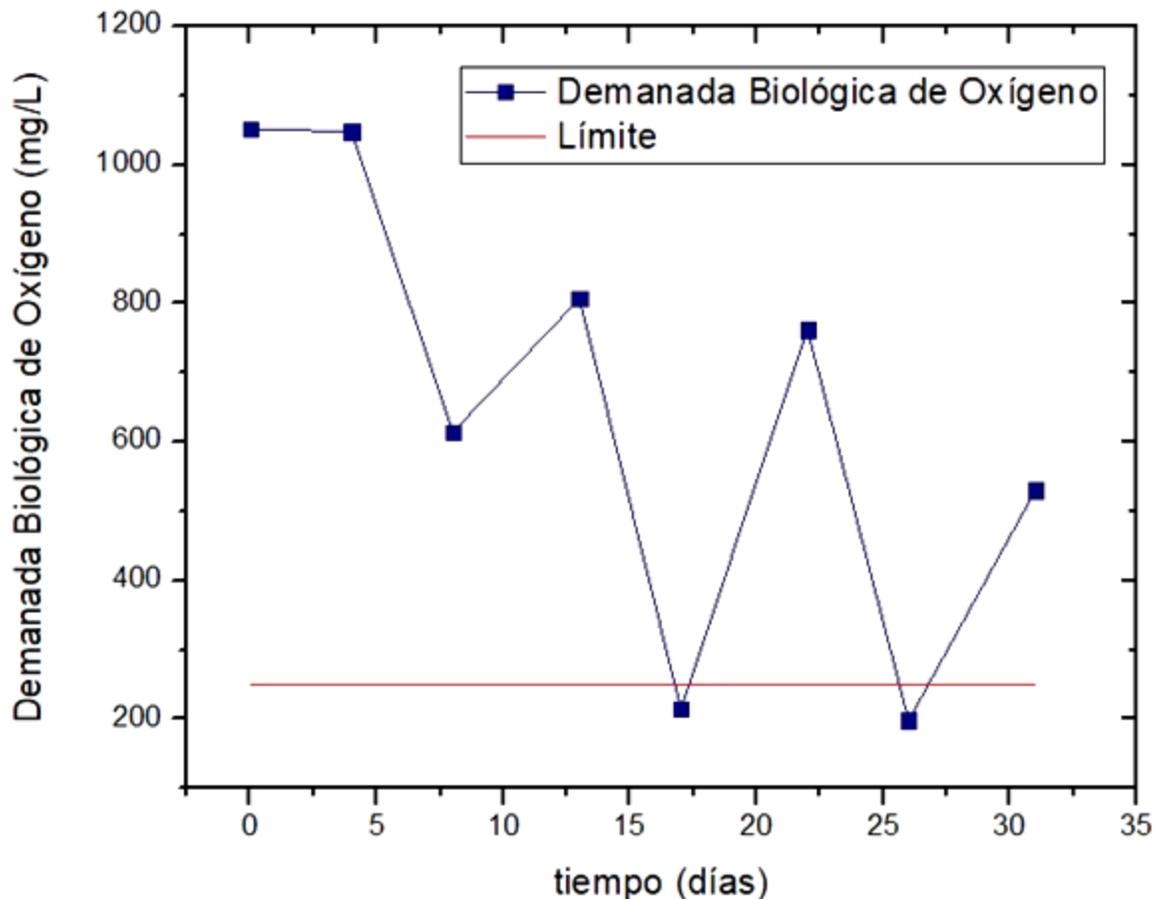


Figura 8. Gráfico de DBO_5 vs. tiempo. Si bien los valores presentan un comportamiento oscilante a medida que se repitió el experimento, se percibe una tendencia a la disminución.

La Figura 7 muestra las cantidades de pH, bien estabilizadas, conforme a los límites permitidos, según la Tabla 1. La DBO_5 , en cambio, no disminuye todo lo que exige la norma, como se aprecia en la Figura 8;



sin embargo, en todos los casos decrece respecto a su concentración inicial. La Tabla 2 arroja los valores de concentración presentes en el resto de los cuatro parámetros examinados en este estudio, ST, DQO, AG y TPH; estos sólo pudieron ser testeados dos veces durante el ciclo. En la columna tres se ha colocado el promedio entre las lecturas tomadas en la segunda y cuarta semanas que, en general, fueron muy parecidas en todos los casos. La eficiencia negativa en el último lugar indica que la concentración de sólidos totales aumentó en el agua después ser tratada; si bien no sobrepasó el límite, según la norma TULSMA.

Tabla 2. Concentraciones de ST, DQO, AG y TPH en agua residual, medidas al inicio (sin tratar), y después de la segunda y cuarta semana de tratamiento. De estas últimas se tomó el valor promedio.

| Parámetro (mg/l) | Concentración inicial | Concentración final | Eficiencia (%) |
|------------------|-----------------------|---------------------|----------------|
| TPH | 228 | 2.8 | 98.7 |
| AG | 3.1 | 0.9 | 71 |
| DQO | 2 147 | 1 044 | 51.4 |
| ST | 1 049 | 1 186 | -13* |

*El aumento en la concentración de ST, pasado el tratamiento, provocó un valor negativo en la eficiencia.

Se detectó que el ligero aumento en la concentración de sólidos totales habría sido provocado por la acción del bagazo de caña de azúcar. Este material presentó el menor tiempo de vida útil con relación al resto; en unos 10 días se descomponía. Así, se recomienda sustituirlo en no más de una semana, al igual que disminuir el diámetro del tamiz. Si bien es posible colegir que esta descomposición afectó también la DBO₅, dicho material es imprescindible para la remoción de AG y TPH, presentes en el efluente de las lavadoras de autos (Armada *et al.*, 2008). El resto de los materiales, al día 31 de trabajo se encontraban en perfecto estado, como se infiere de la Figura 9. Es importante subrayar que el orden en los materiales filtrantes, como se observa en la Figura 1A, se escogió a partir de los tiempos de retención en cada uno de ellos, en orden decreciente. Los tiempos no distaron mucho unos de otros, si bien se tomó este criterio durante las mediciones de *prepruebas* hechas en el diseño experimental; desde 1 min 30 s el primero hasta 45 s el último. Por lo que en cada corrida o *posprueba* —desde el compartimento superior hasta el inferior— el agua no demoró más de 5 min en descender completamente. Los experimentos han arrojado de forma manifiesta un cambio visible en la concentración de varios parámetros después de que el agua residual es tratada. Tales resultados se exhiben en la Figura 5, Figura 6, Figura 7 y Figura 8, junto con la Tabla 2; por lo tanto, la hipótesis nula H_0 queda rechazada y se acepta la hipótesis alternativa H_1 .

En la Figura 9 y la Tabla 2 también queda clara la importancia de una magnitud como la *eficiencia individual*, pues es una variable intensiva y



adimensional, que permite comparar fácilmente el comportamiento de distintas magnitudes fisicoquímicas con diferentes unidades. En la inmensa mayoría fueron valores positivos; esto significa que siempre hubo remoción de contaminantes presentes en el líquido, por lo que la *eficiencia total* del filtro se puede catalogar como *alta*. Entonces, al aceptar H_1 , se concluye que no sólo se modifica la calidad del efluente sino también se puede afirmar que se mejora.

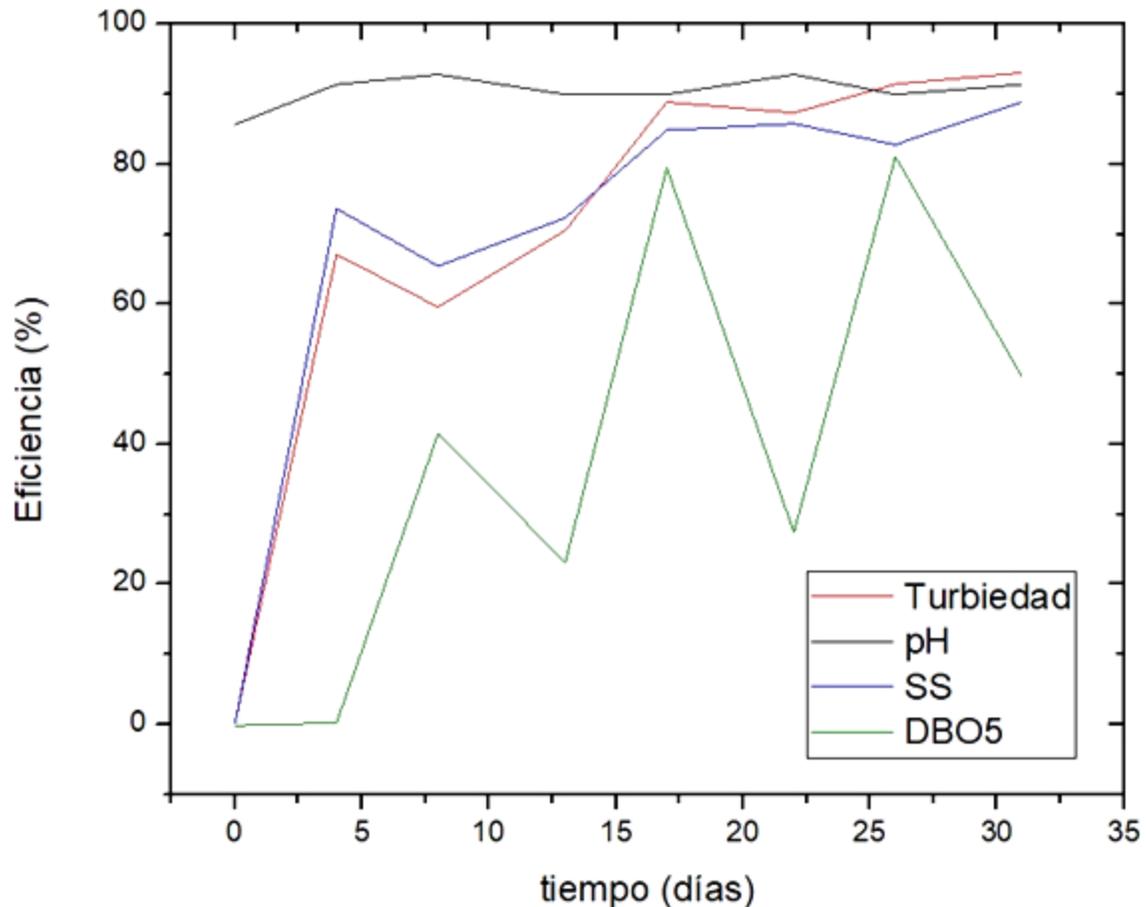


Figura 9. Gráfico de *eficiencia vs. tiempo*, correspondiente a los parámetros medidos: T, pH, SS y DBO₅.

La Figura 9 revela la eficiencia del filtro con relación a T, pH, SS y DBO₅. Son notables los altos valores, especialmente en pH, T y SS. Se puede ver que después de un mes los materiales rinden muy bien —excepto el bagazo—, como se explicó. Por lo que, teniendo en cuenta,

a su vez, la Tabla 2, donde el TPH y AG son altamente controlados, se puede indicar que el filtro es propicio para los tratamientos primarios de aguas residuales. Si bien no disminuye todo lo deseado la concentración de la DQO y DBO₅, el porcentaje de remoción que experimentan dichos parámetros están dentro de los estándares de disminución que enuncia un tratamiento primario de aguas residuales (Jaume, 2013).

Conclusiones

Se diseñó y construyó un filtro para el tratamiento de aguas residuales a base de materiales artesanales de relativa fácil obtención, si se compara con otros trabajos (Daneshyar & Ghaedi, 2015; El-Ashtoukhy *et al.*, 2015). A su vez, es importante resaltar el largo tiempo de vida útil que presentan los mismos, lo cual rebajaría el costo de mantenimiento por remplazo. Exceptuando el bagazo de caña, se estimaron más tres meses de uso eficiente.

Se comprobó el alto grado de eficiencia del filtro en la remoción de varios parámetros, como turbiedad, sólidos suspendidos totales e



hidrocarburos totales de petróleo. Los niveles de pH en agua residual se estabilizaron satisfactoriamente, como se muestra en la Figura 7.

Los niveles de DBO₅ y DQO en agua no disminuyeron eficazmente, aunque el porcentaje de remoción que experimentaron ambas (alrededor de un 50 %) está dentro de los estándares de disminución que enuncia un tratamiento primario de aguas residuales.

Este filtro, diseñado y construido con los materiales señalados, se recomienda se utilice en tratamientos primarios de aguas residuales; si bien se ha comprobado que disminuye la carga contaminante en varios parámetros, en algunos no cumplió con el límite establecido en la norma TULSMA para verter en el alcantarillado público.

Referencias

- Aly, O. H. (2015). A new development of wastewater treatment unit for paint shop in vehicle industry. *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research*. Recuperado de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.741.8870&rep=rep1&type=pdf>
- Armada, A., Barquinero, E., & Capote, E. (2008). Empleo del bagazo como material absorbente en derrames de petróleo. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 42(1-3), 96-100.



- Berekaa, M. (2016). Nanotechnology in wastewater treatment; influence of nanomaterials on microbial systems. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 5(1), 713-726. Recuperado de <http://www.ijcmas.com/5-1-2016/Mahmoud%20M.%20Berekaa.pdf>
- Caldera, Y., Rodríguez, Y., Oñate, H., Prato, J., & Gutiérrez, E. (2011). Eficiencia del quitosano como coagulante durante el tratamiento de aguas de baja turbidez asociadas a la producción de petróleo. *Revista Tecnocientífica URU*. Recuperado de <http://www.uru.edu/fondoeditorial/revista/pdf/rtcun1-resumenes/Eficiencia%20del%20quitosano%20como%20coagulante.pdf>
- Celis, M. H. (enero, 2014). Ensayos preliminares para el empleo de arcillas como material filtrante de aguas contaminadas con pesticidas de olivar. *Macla*, (18), 70-72. Recuperado de http://digital.csic.es/bitstream/10261/115909/4/Ensayos_prelimn_ares_empleo_arcillas.pdf
- Daneshyar, A., & Ghaedi, M. (2015). Application of microfiltration membrane for treatment of car wash effluent by Taguchi method prediction. *Iranian Journal of Environmental Technology*. Recuperado de http://ijet.ui.ac.ir/article_15586_19736a545b592b6d66f996352e8a3e5a.pdf



- El-Ashtoukhy, E.-S. Z., Amin, N. K., & Fouad, Y. O. (2015). Treatment of real wastewater produced from Mobil car wash station using electrocoagulation technique. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1(1), 1-11. Recuperado de <http://link.springer.com/article/10.1007/s10661-015-4836-4>
- Falcon, C. (1974). *Manual de tratamiento de aguas negras* (4ª ed.). México, DF, México: Limusa.
- Guamán, A., Guamán, M., & Álvarez, C. (2016). Aplicación del principio de electrocoagulación en el tratamiento del agua residual textil. *Delos, Desarrollo Local Sostenible*, 9(26), 2-14. Recuperado de <http://www.eumed.net/rev/delos/26/electrocoagulacion.html>
- Guamán, R. (2014). *Gestión ambiental en la empresa Lavandería y Tintorería de Jeans Mundo Color y su incidencia en el recurso agua* (tesis de Maestría de Seguridad e Higiene Industrial y Ambiental), Universidad Técnica de Ambato, Ecuador.
- González, A., Martín, A., & Figueroa, R. (2018). *Tecnologías de tratamiento y desinfección de agua para uso y consumo humano*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de https://nanopdf.com/download/tecnologias-de-tratamiento-y-desinfeccion-de_pdf
- Jaume, A. T. (2013). *Depuración y regeneración de aguas residuales urbanas* (2ª ed.). Alicante, España: Editorial Universidad de Alicante.



- León, M., & Lucero, A. M. (2008). *Estudio Eichhornia crassipes, Azolla filiculoides y Lemna gibba, en el tratamiento de aguas residuales domésticas aplicando a sistemas unifamiliares y comunitarios en el cantón Cotacachi-Ecuador* (tesis de Ingeniería, Programa de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables), Escuela de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Otavalo Ecuador.
- Loos, R., Carvalho, R., Antonio, D., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Servaes, K., Haglund, P., Fick, J., & Lindberg, R. (2013). EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *SciVerse Science Direct*, 47(2013), 6475-6487. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Robert_Loos/publication/257349328_EU-wide_monitoring_survey_on_emerging_polar_organic_contaminants_in_Wastewater_treatment_plant_effluents/links/02e7e527c9a6e393f4000000.pdf
- Malakootian, M., Toolabi, A., Derakhshan, Z., & Taghi, M. (2016). Efficiency of coagulation and flocculation process combined with chemical sequestration in removal of organic and inorganic contaminants from automotive industry sewage. *Journal of*



- Community Health*, 5(3), 182-194. Recuperado de <http://jhr.ssu.ac.ir/article-1-299-en.pdf>
- Qu, X., Alvarez, P., & Li, Q. (2013). Applications of Nanotechnology in Water and Wastewater Treatment. *Water Research*, 1(1), 1-42. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Xiaolei_Qu/publication/236187526_Applications_of_nanotechnology_in_water_and_wastewater_treatment/links/00b7d52707309513f8000000.pdf
- Radin-Mohamed, M. S., Nadira-Kutty, M. A., & Amir-Kassim, H. M. (2014). Efficiency of using commercial and natural coagulants in treating car wash. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 8(16), 227-234. Recuperado de http://eprints.uthm.edu.my/6209/1/AJBAS_Nat_and_Chem_Coagulants_for_Car_Wash_WW_227-234.pdf
- Veintimilla, P. (2014). *Innovación e implementación biológica en la planta de Puerto Arturo – EMAPA-A para el tratamiento de aguas residuales industriales y aguas servidas domiciliarias* (tesis de Ingeniería, Programa de Ingeniería Bioquímica), Carrera de Ingeniería Bioquímica, Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos, Universidad Técnica de Ambato, Ecuador.

