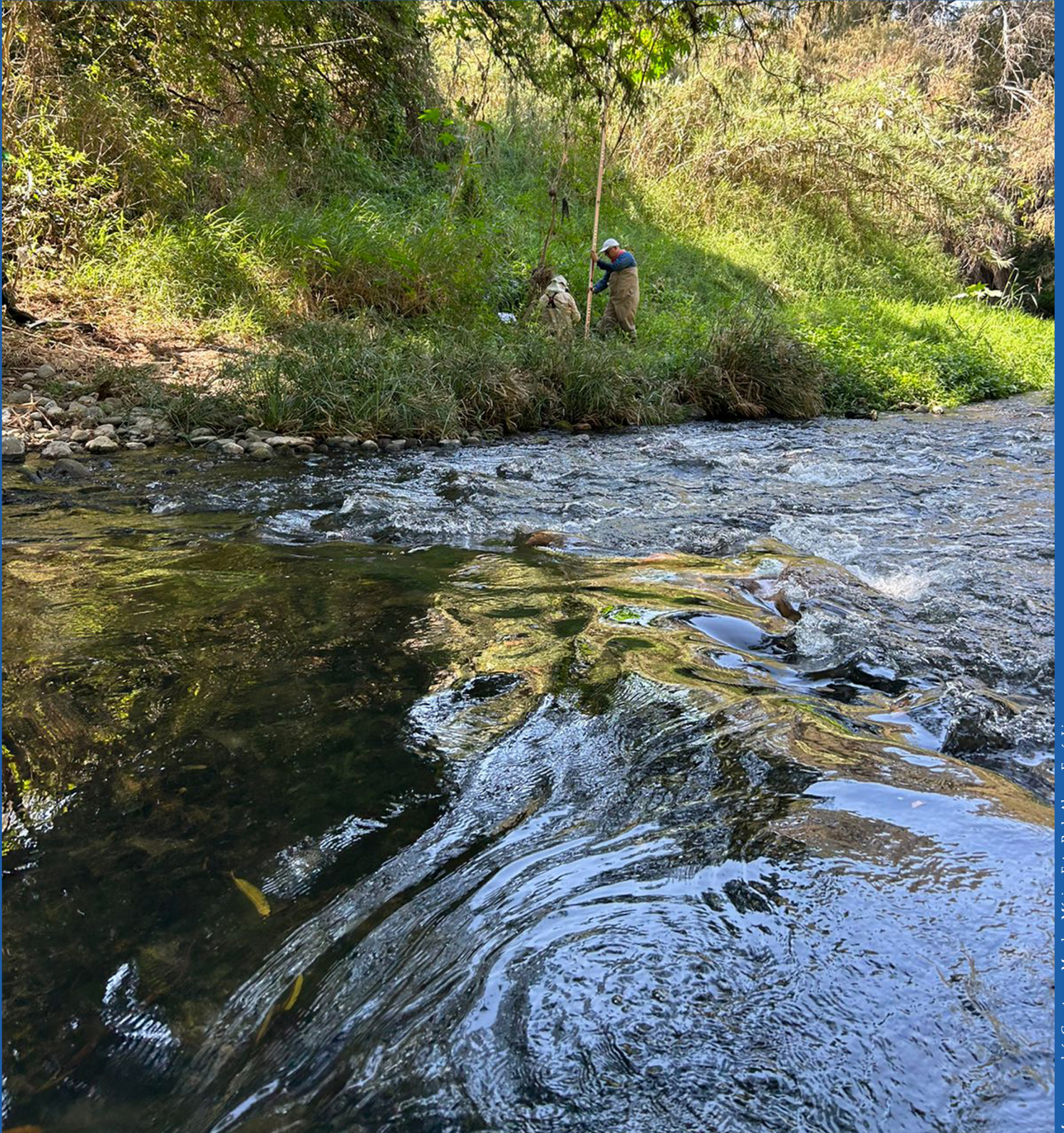




ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias ^{del} Agua



Muestreo en el río Cuentepec, Morelos, México. Foto: Perla Alonso Eguía Lis.



Tecnología y Ciencias 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 Marcana**, 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 Minh, 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)

Análisis de frecuencias conjunto de gastos pico y volúmenes de crecientes con marginales Gumbel

Daniel Francisco Campos-Aranda

Composición isotópica de la precipitación en el Valle de Querétaro, México

Luis González-Hita

Miguel A. Mejía-González

Blanca Carteño-Martínez

Juan C. Aparicio-González

Dustin S. Mañón-Flores

Hydro-chemical characteristics and water environment of the surface water and shallow groundwater in the North of Yellow River Delta, China

Kui-Feng Wang

Ni-Na Liu

Jiang-Bao Xia

Xiao-Jing Chu

Shu-Jian Xu

Tai-Ping Zhang

Ge Hu

Yang Liu

Hong-Jun Zhang

Yan Xu

Supervisión y evaluación de zonas lacustres en el lago de Zirahuén mediante la implementación de un sistema computacional

Úrsula S. Morales-Rodríguez

José J. Carbajal-Hernández

Herón Molina-Lozano

Juan A. Tello-Balinas

Propuesta metodológica para la evaluación de la sostenibilidad en acuíferos: caso de estudio, México

Rosario Iturbe-Argüelles

Alejandrina Castro-Rodríguez

José Antonio Mendoza-Millán

Rosa María Flores-Serrano

Guillermina Pérez-Casimiro



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Joint frequency analysis of peak flow and volumes of floods with Gumbel marginal

Daniel Francisco Campos-Aranda

1

Isotopic composition of precipitation in Valle de Querétaro, Mexico

Luis González-Hita

Miguel A. Mejía-González

Blanca Carteño-Martínez

Juan C. Aparicio-González

Dustin S. Mañón-Flores

56

Características hidroquímicas y ambiente acuático de las aguas superficiales y subterráneas poco profundas en el norte del delta del río Amarillo, China

Kui-Feng Wang

Ni-Na Liu

Jiang-Bao Xia

Xiao-Jing Chu

Shu-Jian Xu

Tai-Ping Zhang

Ge Hu

Yang Liu

Hong-Jun Zhang

Yan Xu

89

Supervision and assessment of Zirahuén Lake areas through a computational system implementation

Úrsula S. Morales-Rodríguez

José J. Carbajal-Hernández

Herón Molina-Lozano

Juan A. Tello-Balinas

134

Methodological proposal for the evaluation of sustainability in aquifers: Case study, Mexico

Rosario Iturbe-Argüelles

Alejandrina Castro-Rodríguez

José Antonio Mendoza-Millán

Rosa María Flores-Serrano

Guillermina Pérez-Casimiro

199



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Revisión de cianobacterias potencialmente nocivas

Cesar Alejandro Zamora-Barrios

Sarma Nandini

S.S.S. Sarma

Aplicación preliminar del modelo MIKE 21 en un embalse eutrófico durante eventos de crecidas: caso embalse San Roque, Argentina

Gabriela Alejandra Ponce

María Inés Rodríguez

Ana Laura Ruibal-Conti

Jonathan Muchiut

Andrés Rodríguez

Estimación de las precipitaciones diarias de diseño en Argentina a partir de datos derivados de satélite

Juan F. Weber

Pablo T. Stehli

Gabriel A. Bogino-Castillo

Notas (originales)

Notes (original)

Improving rural water supply in Mexico in times of pandemics

Jorge Silva

Revisión de métodos de muestreo, detección, caracterización de microplásticos y control de calidad en columna de agua y sedimentos

Andrea Arredondo-Navarro

Deborah Xanat Flores-Cervantes



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Review of potentially harmful cyanobacteria

Cesar Alejandro Zamora-Barrios

Sarma Nandini

S.S.S. Sarma

250

Preliminary application of the MIKE 21 model in a eutrophic reservoir during flood events: San Roque reservoir case, Argentina

Gabriela Alejandra Ponce

María Inés Rodríguez

Ana Laura Ruibal-Conti

Jonathan Muchiut

Andrés Rodríguez

314

Estimation of daily design rainfall in Argentina from satellite-derived data

Juan F. Weber

Pablo T. Stehli

Gabriel A. Bogino-Castillo

365

Notas (traducción)

Notes (translation)

Mejoramiento del suministro de agua rural en México en tiempos de pandemia

Jorge Silva

428

Microplastics in water and sediments: Sampling, detection, characterization methods & quality control- A review

Andrea Arredondo-Navarro

Deborah Xanat Flores-Cervantes

474

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-01

Artículos

Análisis de frecuencias conjunto de gastos pico y volúmenes de crecientes con marginales Gumbel
Joint frequency analysis of peak flow and volumes of floods with Gumbel marginals

Daniel Francisco Campos-Aranda¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9876-3967>

¹Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

Desde hace dos décadas, la estimación de las *crecientes de diseño* de los embalses se aborda con el enfoque multivariado más simple: el *bivariado*. Lo anterior se aceptó pues se demostró que los embalses no son sensibles al tiempo al gasto máximo, y que tal gasto y volumen están correlacionados entre ellos y este último con la duración total del



hidrograma de la creciente. En este estudio se ajustó la distribución Gumbel bivariada o *modelo logístico* a los 61 datos anuales de gasto pico y volumen de las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*) en el río Mayo del estado de Sonora, México. Este proceso abarca las *ocho* etapas siguientes: (1) selección y prueba de los registros por procesar; (2) verificación de la aleatoriedad de los registros anuales; (3) aceptación de las funciones marginales Gumbel; (4) estimación de las probabilidades empíricas conjuntas; (5) validación del modelo Logístico; (6) verificación de las restricciones de probabilidad; (7) estimación de eventos de diseño, gasto pico y volumen, univariados híbridos, y (8) estimación de eventos de diseño conjuntos. En la etapa 1 primero se hace una selección subjetiva y después se verifica con el Test PPCC. La etapa 2 se realiza con base en el Test de Wald-Wolfowitz. Las etapas 3 y 5 utilizan el Test de Kolmogórov-Smirnov. En la etapa 7 se definen gastos de diseño, y se obtienen volúmenes por regresión y probabilidad condicional. En contraste, en la etapa 8 se obtienen diversos eventos de gasto pico y volumen que pertenecen al *subgrupo de parejas críticas* en las gráficas del periodo de retorno conjunto $T'(Q,V)$. Por último, se formulan las Conclusiones, las cuales destacan las ventajas del análisis de frecuencias conjunto bivariado y la sencillez de aplicación y prueba del modelo Logístico.

Palabras clave: crecientes de diseño, distribuciones Gumbel bivariadas, distribuciones condicionales del modelo Logístico, probabilidades empíricas conjuntas, validación del modelo Logístico, periodos de retorno univariados híbridos, periodos de retorno conjuntos.

Abstract

For two decades, the estimation of *Design Floods* of reservoirs has been addressed with the simplest multivariate approach, the *bivariate*. This has been accepted because it was proven that the reservoirs are not time sensitive to maximum flow, moreover, that such flow and volume are correlated with each other and the latter, with the total duration of the flood hydrograph. In this study, the bivariate Gumbel distribution or *Logistics model* was adjusted to the 61 annual data of peak flow and volume of floods entering the Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*) dam in the Río Mayo of the state of Sonora, Mexico. This process comprehends the following *eight* stages: (1) selection and testing of records to be processed; (2) verification of the randomness of the annual records; (3) acceptance of Gumbel marginal functions; (4) estimation of the joint empirical probabilities; (5) validation of the Logistic model; (6) verification of probability constraints; (7) estimation of design events, peak flow and volume, hybrid univariates, and (8) estimation of joint design events. In stage 1, first a subjective selection is made and then it is verified with the PPCC Test. Stage 2 is carried out based on the Wald-Wolfowitz Test. Stages 3 and 5 use the Kolmogórov-Smirnov Test. In stage 7, design flows are defined, and volumes are obtained by regression and conditional probability. In contrast, in stage 8, several peak flow and volume events are obtained, belonging to the *subgroup of critical pairs*, in the graphs of the joint return period $T'(Q,V)$. Towards the last part of this work, conclusions are formulated, which highlight the advantages of the bivariate joint frequency analysis and the simplicity of application and testing of the Logistic model.

Keywords: Design floods, bivariate Gumbel distributions, conditional distributions of the Logistic model, joint empirical probabilities, validation of the Logistic model, hybrid univariate return periods, joint return periods.

Recibido: 07/01/2021

Aceptado: 21/10/2021

Introducción

Generalidades

De manera preponderante, la porción centro-sur de la república mexicana se localiza en la zona de influencia de los huracanes que se originan en los océanos Atlántico y Pacífico. Por otra parte, su porción norte la afectan los frentes fríos. Ambos fenómenos meteorológicos generan lluvias de gran magnitud, que producen *crecientes* o *avenidas máximas*, las cuales inundan extensas regiones y ponen en peligro a las obras hidráulicas. Ante tal panorama que se repite cada año en diversas zonas del país

resulta evidente la necesidad de estudiar las crecientes para formular medidas de protección y mitigación de los daños sociales, ambientales y económicos que producen tales inundaciones (Aldama, 2000; Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño, & Ortega-Gil, 2006; Domínguez & Arganis, 2012).

En relación con el dimensionamiento hidrológico de los diques o muros de protección, puentes, rectificaciones y canalizaciones, es necesario definir las *crecientes de diseño* (CD), o gastos máximos asociados con bajas probabilidades de ser excedidos. La estimación de las CD se realiza mediante el *análisis de frecuencia de crecientes* (AFC), proceso que involucra representar los datos anuales de las crecientes por un modelo probabilístico o *función de distribución de probabilidades* (FDP), con lo cual se realizan las *predicciones* buscadas (Kite, 1977; Bobée & Ashkar, 1991; Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Stedinger, 2017).

Desde hace dos décadas, las crecientes de diseño de los embalses se analizan como *eventos multivariados*, pues las características que definen su *hidrograma* están correlacionadas. El enfoque más simple, el *bivariado*, se justifica por la escasa sensibilidad que tienen los almacenamientos al lapso en que se llega al gasto pico (Aldama, 2000), y por la correlación que guarda tal gasto máximo con el volumen y el volumen con la duración total del hidrograma (Goel, Seth, & Chandra, 1998; Yue, 1999; Yue, Ouara, Bobée, Legendre, & Bruneau, 1999; Yue, 2000c; Yue & Rasmussen, 2002).

Ramírez-Orozco y Aldama (2000), Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002), Volpi y Fiori (2012), Requena, Mediero y Garrote (2013), y Vogel y Castellarin (2017) destacan que el AFC bivariado conduce a una infinidad de combinaciones de gasto pico y volumen para una probabilidad de excedencia *conjunta* adoptada. Lo anterior implica que para un mismo *periodo de retorno conjunto* existen muchas crecientes o *hidrogramas* que producirán distintos efectos en el embalse que se diseña o revisa, adoptando, lógicamente, el que genera las condiciones más críticas o severas en su almacenamiento y vertedor.

Las tormentas severas son otros eventos hidrológicos que se han analizado con un enfoque bivariado, cuya intensidad máxima diaria está correlacionada con la cantidad de lluvia ocurrida durante los días de tal evento (Yue, 2000a; Yue, 2000b).

Objetivos

El *objetivo* fundamental del estudio consistió en exponer el ajuste del modelo probabilístico bivariado más simple, por su naturaleza explícita, con marginales de tipo Gumbel, denominado *modelo Logístico*. Lo anterior se desarrolló en los seis *objetivos* siguientes: (1) para tal distribución bivariada se citan las ecuaciones de su FDP conjunta y de probabilidad condicional; (2) se expone la teoría que respalda el tema de los periodos

de retorno univariados con regresión y condicionales, y conjuntos; (3) se describe cómo se estiman las probabilidades empíricas univariadas y bivariadas; (4) se muestra cómo se verifican las funciones marginales y valida el modelo Logístico; (5) se concluye con la selección y prueba de los registros por procesar, y (6) la teoría expuesta se aplica a los 61 gastos pico y volúmenes anuales de las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*) sobre el río Mayo en el estado de Sonora, México.

Teoría operativa

Descripción del análisis de frecuencias conjunto

Se inicia seleccionando registros aleatorios con estacionariedad de gasto pico (Q_p) y volumen (V) anuales de crecientes que no muestren valores dispersos (*outliers*) ni procedan de tipos diferentes de crecientes. Enseguida se verifica que ambos registros pueden ser representados probabilísticamente por distribuciones Gumbel mediante el test PPCC.

Después se ajusta la distribución Gumbel a cada registro de Qp y V , y se ratifica su aceptación de manera gráfica y por medio del test de Kolmogórov-Smirnov (KS). Se prosigue con la estimación de la correlación entre las variables Qp y V para poder ajustar el modelo logístico y estimar las probabilidades conjuntas teóricas, las cuales se contrastan con las empíricas nuevamente de manera gráfica y con el test de KS.

Por último, se aborda la estimación de los periodos de retorno univariados híbridos y después la de los conjuntos de tipo AND. Haciendo variados cálculos de este último, se forma la gráfica que incluye una curva para cada periodo de retorno de diseño. En la parte curva de cada gráfica se obtienen los eventos críticos de diseño.

Ajuste de las distribuciones Gumbel bivariadas

Existen dos distribuciones bivariadas de valores extremos *explícitas*. La primera se denomina Gumbel Mixta (GM) y la segunda Gumbel Logística (GL), ambas fueron propuestas por Emil Julius Gumbel a inicios de la década de 1960. Las FDP de ambas distribuciones bivariadas son (Yue *et al.*, 1999; Ramírez-Orozco & Aldama, 2000; Yue & Rasmussen, 2002; Yue & Wang, 2004):

$$F_{GM}(x, y) = F_X(x) \cdot F_Y(y) \cdot \exp\left\{-\theta \left[\frac{1}{\ln F_X(x)} + \frac{1}{\ln F_Y(y)}\right]^{-1}\right\} \quad (0 \leq \theta \leq 1) \quad (1)$$

$$F_{GL}(x, y) = \exp\left\{-\left[(-\ln F_X(x))^m + (-\ln F_Y(y))^m\right]^{1/m}\right\} \quad (m \geq 1) \quad (2)$$

donde $F_X(x)$ y $F_Y(y)$ son las FDP *marginales* de las variables aleatorias X y Y , cuyas expresiones son:

$$F_X(x) = \exp\left[-\exp\left(-\frac{x-u_x}{\alpha_x}\right)\right] \quad (x \geq 0) \quad (3)$$

$$F_Y(y) = \exp\left[-\exp\left(-\frac{y-u_y}{\alpha_y}\right)\right] \quad (y \geq 0) \quad (4)$$

siendo u y a los parámetros de ubicación y escala de cada distribución Gumbel, también designada *doble exponencial*; sus expresiones de acuerdo con el método de momentos en función de la media (M) y desviación estándar (S) insesgada de la muestra son (Kite, 1977; Rao & Hamed, 2000):

$$\alpha = 0.7797 \cdot S \quad (5)$$

$$u = M - 0.5772 \cdot \alpha \quad (6)$$

Las ecuaciones (5) y (6) son aplicables en registros X y Y que tienen igual amplitud (n). Para procesar registros de tamaños diferentes se debe aplicar el método de ajuste por máxima verosimilitud expuesto por Escalante-Sandoval (2005), para obtener los cinco parámetros del modelo logístico (Ecuación (2)).

La solución inversa de las ecuaciones (3) y (4) permite la estimación de *predicciones* (x_p, y_p) asociadas con una probabilidad de no excedencia $p = F_X(x)$ o $p = F_Y(y)$ y son las siguientes:

$$x_p = u_x + \alpha_x \cdot \{-\ln[-\ln(p)]\} \quad (7)$$

$$y_p = u_y + \alpha_y \cdot \{-\ln[-\ln(p)]\} \quad (8)$$

En ambos modelos bivariados, θ y m son los *parámetros de asociación*, que describen la dependencia entre las dos variables aleatorias. Sus expresiones son:

$$\theta = 2 \cdot \left[1 - \cos \left(\pi \cdot \sqrt{\frac{\rho}{6}} \right) \right] \quad (0 \leq \rho \leq 2/3) \quad (9)$$

$$m = \frac{1}{\sqrt{1-\rho}} \quad (0 \leq \rho \leq 1) \quad (10)$$

siendo ρ el coeficiente de correlación de Pearson, cuya ecuación es:

$$\rho = \frac{E[(X-\mu_X)(Y-\mu_Y)]}{\sigma_X \cdot \sigma_Y} \quad (11)$$

en la cual (μ_X, σ_X) y (μ_Y, σ_Y) son la media y la desviación estándar *poblacionales* de las variables aleatorias X y Y .

Yue y Wang (2004) indican que cuando el coeficiente ρ varía entre cero y $2/3$, ambos modelos bivariados (ecuaciones (1) y (2)) conducen a probabilidades conjuntas idénticas, y cuando ρ fluctúa de $2/3$ a 1, solo el modelo logístico (GL) debe ser utilizado. Por lo anterior, en adelante únicamente se trabaja con tal modelo probabilístico.

Al respecto, Escalante-Sandoval (2005) emplea el modelo logístico a nivel regional para procesar crecientes y concluye que sus predicciones son menos sesgadas que las estimaciones univariadas. Además, indica que las probabilidades univariadas y conjunta del modelo logístico deben cumplir con la restricción siguiente:

$$F_X(x) \cdot F_Y(y) < F_{GL}(x, y) < \min[F_X(x), F_Y(y)] \quad (12)$$

Distribuciones condicionales del modelo logístico

Se definen de manera estadística ortodoxa para la variable X dado que $Y = y$, y similarmente para Y , dado que $X = x$. Sus expresiones son (Yue & Rasmussen, 2002):

$$F(x|Y = y) = F(x, y) \cdot [EMX + EMY]^{(1-m)/m} \cdot \exp(MY + EY) \quad (13)$$

$$F(y|X = x) = F(x, y) \cdot [EMX + EMY]^{(1-m)/m} \cdot \exp(MX + EX) \quad (14)$$

siendo:

$$EMX = \exp[-m(x - u_x)/\alpha_x] \quad (15)$$

$$EMY = \exp[-m(y - u_y)/\alpha_y] \quad (16)$$

$$MY = (1 - m)(y - u_y)/\alpha_y \quad (17)$$

$$MX = (1 - m)(x - u_x)/\alpha_x \quad (18)$$

$$EY = \exp[-(y - u_y)/\alpha_y] \quad (19)$$

$$EX = \exp[-(x - u_x)/\alpha_x] \quad (20)$$

Yue (2000b), y Yue y Rasmussen (2002) han señalado, para la práctica hidrológica, que puede ser de mayor interés la condición de X dado $Y \leq y$ y de Y dado $X \leq x$. Tales distribuciones condicionales del modelo mixto han sido expuestas por Yue *et al.* (1999) y Yue (2000b), y para el modelo logístico por Yue y Rasmussen (2002). Por otra parte, Shiau (2003) ha desarrollado las *condicionales* del modelo logístico de X dado $Y \geq y$ y de Y dado $X \geq x$.

Periodos de retorno univariados híbridos

Periodos de retorno univariados

El concepto clásico de probabilidad de un evento se define como el cociente del número de casos favorables (*n_{cf}*) a tal evento entre el número de casos posibles (*n_{cp}*) a dicho evento, por ello varía de 0 a 1. Debido al manejo anual de la variable X , la probabilidad de excedencia

$F'_X(x)$ se corresponde con el recíproco del *periodo de retorno* (T_X) en años, ya que en cada año se tiene $ncf = 1$ y $ncp = T_X$, esto es (Yue & Rasmussen, 2002; Shiau, 2003):

$$T_X = \frac{1}{F'_X(x)} = \frac{1}{1-F_X(x)} \quad (21)$$

En la expresión anterior, $F_X(x)$ es la probabilidad de no excedencia que se estima con la Ecuación (3), o la Ecuación (4) para T_Y .

Cuando se integran registros de crecientes con la técnica POT (*peaks-over-threshold*), se forman las llamadas series de duración parcial, que incluyen más datos que el número de años de registro y entonces de acuerdo con Shiau (2003), el numerador de la ecuación anterior se debe sustituir por $E(L) < 1$ o valor promedio del tiempo entre crecientes.

En el contexto bivariado, como el de las crecientes y con un enfoque estricto, los periodos de retorno univariados sólo son aplicables cuando existe una única variable aleatoria que es dominante o significativa en el criterio de diseño, o bien la dependencia entre las dos variables es baja o escasa (Shiau, 2003).

Periodos de retorno condicionales

Se obtienen aplicando la Ecuación (21), previa sustitución de $F_X(x)$ por $F(x|Y=y)$ o por $F(y|X=x)$, es decir:

$$T(x|y) = \frac{1}{1-F(x|Y=y)} \quad (22)$$

$$T(y|x) = \frac{1}{1-F(y|X=x)} \quad (23)$$

Eventos de diseño obtenidos con regresión

Cuando es posible determinar la variable X dominante o de mayor influencia (*driving variable*) en el diseño hidrológico, entonces es posible seleccionar un periodo de retorno T_X y con base en la Ecuación (21) obtener el valor de diseño x_d , el cual se obtiene con la FDP marginal de X (Ecuación (7)). Después, a partir de una ecuación de regresión entre las variables X y Y , se aplica x_d como variable independiente y se obtiene la y_d buscada. Este enfoque no estima un periodo de retorno conjunto, pero aporta una estimación (x_d, y_d) que tiene un soporte estadístico (Serinaldi & Grimaldi, 2011; Gräler *et al.*, 2013).

Eventos de diseño de la distribución bivariada condicional

En este otro enfoque, el valor de x_d o predicción del periodo de retorno univariado de la variable dominante o prominente X se lleva a la distribución bivariada *condicional* definida como $F(y|X = x_d)$ para obtener el valor de y_d buscado, el cual genera el mismo periodo de retorno de la variable X . De nuevo, esta aproximación no conduce a un evento de diseño bivariado que tenga un periodo de retorno conjunto, pero tal enfoque ha sido sugerido y aplicado por varios autores (Gräler *et al.*, 2013).

Periodos de retorno conjuntos

El primer *periodo de retorno conjunto* del evento (X, Y) se define bajo la condición OR y la Ecuación (21) de la manera siguiente (Goel *et al.*, 1998; Yue, 2000b; Shiau, 2003):

$$T(x, y) = \frac{1}{1-F(x, y)} \text{ siendo } F(x, y) = P(X \leq x \text{ ó } Y \leq y) \quad (24)$$

En la expresión anterior, $F(x, y)$ es la probabilidad de no excedencia conjunta que se estima con la Ecuación (2). Este evento representa el caso en que los límites x o y , o ambos *pueden* ser excedidos ($X > x$, o $Y > y$; o bien, $X > x$ y $Y > y$).

El segundo *periodo de retorno conjunto* del evento (X, Y) está asociado al caso en que ambos límites *son* excedidos ($X > x$, $Y > y$) o condición AND; su ecuación es (Goel *et al.*, 1998; Yue, 2000b; Shiau, 2003):

$$T'(x, y) = \frac{1}{F'(x, y)} = \frac{1}{1+F(x, y)-F_X(x)-F_Y(y)} \quad (25)$$

Aldama (2000) obtiene la expresión $F'(x, y)$ de la probabilidad conjunta de excedencia mediante un razonamiento de probabilidades lógico y simple aplicado en el plano cartesiano. En cambio, Yue y Rasmussen (2002) recurren al plano cartesiano para definir numéricamente un evento bivariado (X, Y) , que puede ocurrir en alguno de los cuatro cuadrantes y entonces obtienen la ecuación de la probabilidad conjunta de excedencia (denominador de la Ecuación (25)).

Yue y Rasmussen (2002) también establecen las siguientes relaciones entre los periodos de retorno univariados y los periodos de retorno conjuntos:

$$T(x, y) \leq \text{mínimo} (T_x, T_y) \quad (26)$$

$$T'(x, y) \geq \text{máximo} (T_x, T_y) \quad (27)$$

Diversos autores (Yue, 2000b; Yue & Rasmussen, 2002; Shiau, 2003; Yue & Wang, 2004; Requena *et al.*, 2013; Vogel & Castellarin, 2017) han mostrado las gráficas de los dos periodos de retorno conjuntos y han discutido sus diferencias. En la Figura 1 se muestra la gráfica del periodo de retorno conjunto $T'(Q, V)$, construida con los datos de la aplicación numérica, la cual se describe posteriormente.

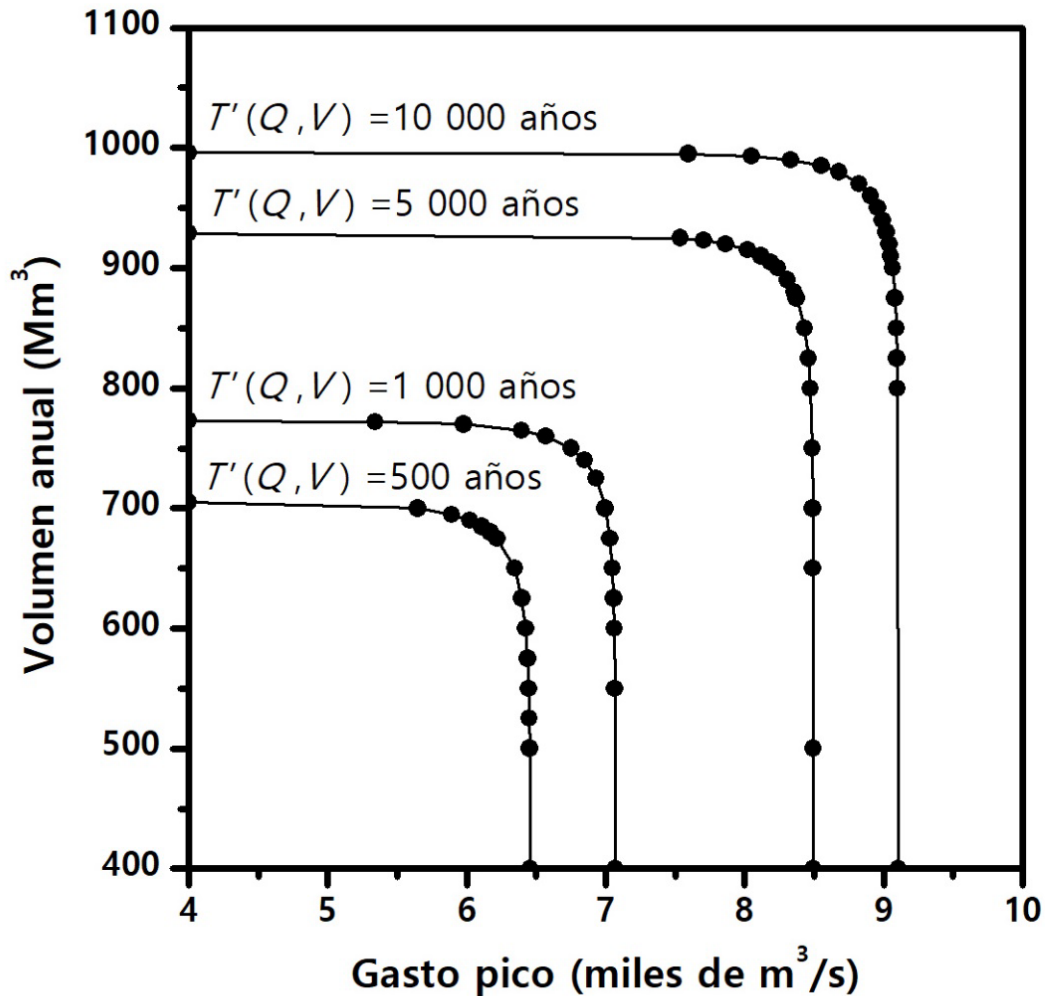


Figura 1. Gráficas de los cuatro periodos de retorno conjunto $T'(Q,V)$ de diseño, del gasto pico y volumen anual de las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

Recientemente, Salas, Obeysekera y Vogel (2018) han designado al periodo de retorno como el *tiempo de espera* entre la ocurrencia de una creciente que excede a la avenida de diseño. Este concepto aplicado al caso bivariado implica la estimación del *periodo de retorno conjunto* con base en $F'(x, y)$; es decir, con la ecuación (25).

Estimación de probabilidades empíricas

Las probabilidades empíricas univariadas y bivariadas se estimaron con base en la fórmula de Gringorten (Ecuación (28)), que de acuerdo con Yue *et al.* (1999), Yue (2000b), Yue y Rasmussen (2002), y Yue y Wang (2004) conduce a probabilidades de no excedencia (p) insesgadas para la distribución Gumbel o de valores extremos I. Tal fórmula es:

$$p = \frac{i-0.44}{n+0.12} \quad (28)$$

en la cual i es el número de cada dato cuando están ordenados de manera progresiva, y n es el número total de ellos, o amplitud del registro procesado.

Para la estimación de las probabilidades empíricas bivariadas se siguió el mismo principio que aplica para la Ecuación (28), pero se trabajó en el plano bidimensional, con los datos ordenados en forma progresiva, los gasto pico (Qp) en los renglones y los volúmenes (V) en las columnas. El plano formado es un cuadrado de n por n casillas, con n casillas en su diagonal principal, cuando el número de orden del renglón es igual al de la columna. Después, cada pareja de datos anual (Qp y V) se localiza en el plano bidimensional, y la casilla definida por la intersección del renglón y columna se identifica con el número i que corresponde al año histórico dibujado.

Cuando las n parejas de datos están dibujadas, se busca el año 1 y se define un área rectangular o cuadrada de valores menores de Qp y de V , cuyo *conteo* de casillas numeradas dentro es NM_1 , o combinaciones de Qp y V menores. Calculados los n valores de NM_i , se aplica la fórmula de posición gráfica de Gringorten (Stedinger, 2017) para calcular la probabilidad empírica conjunta o bivariada:

$$F(x, y) = P(Q \leq q, V \leq v) = \frac{NM_i - 0.44}{n + 0.12} \quad (29)$$

Validación del modelo logístico

Yue (2000a) indica que la relación entre las probabilidades conjuntas teóricas y las empíricas del gasto pico y el volumen permiten definir la validez de la distribución conjunta propuesta. La forma más simple de representarlas consiste en llevar al eje de las abscisas la probabilidad de no excedencia empírica y en el eje de las ordenadas la teórica; lógicamente, cada pareja de datos define un punto que coincide o se aleja de la recta a 45°. La inspección de la gráfica descrita y el valor del coeficiente de correlación —en estos casos, superior a 0.98— ratifican la validez del modelo probabilístico conjunto utilizado.

Yue (2000b), y Yue y Rasmussen (2002) aplican el test de Kolmogórov-Smirnov con un nivel de significancia (α) del 5 % para aceptar o rechazar la máxima diferencia (dif) entre las probabilidades conjuntas. Para evaluar la estadística (D_n) del test, la cual es función del número de datos (n), se utilizó la expresión que exponen Meylan *et al.* (2012), para $\alpha = 5$ %:

$$D_n = \frac{1.358}{\sqrt{n}} \quad (30)$$

Si dif es menor que D_n se acepta el modelo probabilístico conjunto o distribución Gumbel bivariada (modelo logístico).

Selección del registro por procesar

Aldama *et al.* (2006) exponen 16 registros de gasto pico y volumen anual de las crecientes de entrada a 15 embalses y uno en proyecto. A tales registros se les ajustó la distribución General de Valores Extremos mediante el método de los momentos L (Hosking & Wallis, 1997). Se buscó la pareja de registros de Qp y V con los menores parámetros de forma (k), lo cual implica que pueden ajustarse a una distribución Gumbel ($k = 0$). Se encontró, para las entradas a la presa La Boquilla sobre el río Conchos del estado de Chihuahua, -0.200 y -0.125 como valores más bajos de k para el Qp y V , respectivamente.

Como tales registros ya fueron procesados por el autor con la distribución Normal bivariada, se adoptaron los siguientes con valores de k de -0.259 y -0.138 para las 61 crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*) sobre el río Mayo en el estado de Sonora, México. Su área de cuenca es de $10\,719\text{ km}^2$ y sus datos de Qp y V se presentan en la Tabla 1, en cuyo final se exponen sus parámetros estadísticos: media (M), desviación estándar (S) y coeficiente de correlación lineal (ρ).

Tabla 1. Gastos pico y volúmenes anuales de las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México (Aldama *et al.*, 2006).

Núm.	Año	Q_p (m^3/s)	V (Mm^3)	No.	Año	Q_p (m^3/s)	V (Mm^3)
1	1941	602.00	64.55	33	1973	1 421.40	152.92
2	1942	774.90	47.69	34	1974	1 262.10	119.09
3	1943	880.00	24.43	35	1975	666.60	74.89
4	1944	673.60	23.39	36	1976	950.50	96.05
5	1945	392.25	16.30	37	1977	1 028.40	113.97
6	1946	1 159.25	87.77	38	1978	2 302.50	262.73
7	1947	319.35	10.92	39	1979	1 751.70	191.82
8	1948	1 212.00	72.99	40	1980	1 217.30	159.71
9	1949	6 390.00	636.47	41	1981	1 546.70	188.50
10	1950	437.0	37.99	42	1982	1 418.80	165.50
11	1951	400.00	4.64	43	1983	2 794.70	383.90
12	1952	573.78	45.21	44	1984	2 344.30	278.50
13	1953	368.00	10.40	45	1985	1 473.30	231.43
14	1954	273.00	65.93	46	1986	1 046.10	309.86
15	1955	1 350.80	117.71	47	1987	578.50	52.18
16	1956	469.00	58.13	48	1988	1 443.90	175.22

Núm.	Año	Qp (m^3/s)	V (Mm^3)	No.	Año	Qp (m^3/s)	V (Mm^3)
17	1957	1 772.30	146.97	49	1989	635.10	54.10
18	1958	1 009.60	111.71	50	1990	4 158.90	419.64
19	1959	1 661.00	182.99	51	1991	1 501.30	220.22
20	1960	3 955.00	381.46	52	1992	1 914.00	121.30
21	1961	1 517.40	238.58	53	1993	923.30	93.18
22	1962	893.20	96.62	54	1994	1 896.50	160.84
23	1963	1 534.40	216.07	55	1995	3 275.60	317.98
24	1964	1 154.20	335.24	56	1997	1 535.30	174.98
25	1965	1 755.80	157.57	57	1998	2 797.00	144.98
26	1966	1 755.80	147.12	58	1999	813.10	72.00
27	1967	1 782.20	256.19	59	2000	2 006.80	277.60
28	1968	808.30	116.01	60	2001	801.00	70.29
29	1969	813.10	72.00	61	2002	692.50	68.91
30	1970	967.00	94.66	M		1 477.266	158.709
31	1971	4 935.40	456.21	S		1 132.950	124.374
32	1972	1 326.40	195.06	ρ		0.8942	

Respecto a la procedencia de tales datos, Aldama *et al.* (2006) indican que los registros hidrométricos continuos, de naturaleza gráfica o tabular, permitieron identificar los datos de gasto y volumen de las

avenidas; por lo anterior, se deduce que ambos valores proceden de una creciente. Además, y por lo general, tanto el gasto pico como su volumen de escurrimiento respectivo incluyen el gasto base.

Pruebas de aceptación de las marginales Gumbel

Una primera prueba al registro seleccionado con base en el menor valor del parámetro de forma (k) de la distribución GVE consiste en dibujar tales datos en el papel de probabilidad extremo o de Gumbel-Powell (Chow, 1964), para verificar que definen una línea recta de manera aproximada. Ésta es una prueba gráfica poco objetiva.

Para evitar la subjetividad en la búsqueda de los registros de Q_p y V que acepten la distribución Gumbel, se propone aplicar una prueba simple desarrollada por Stedinger, Vogel y Foufoula-Georgiou (1993), la cual se estableció al generar valores aleatorios con $k = 0$ con una distribución GVE ajustada con el método de momentos L; se observó que el estimador de k de tal muestra tiene media cero y varianza igual a $0.5633/n$. Con ello, los autores definen que cuando el valor absoluto de la estadística Z excede a la desviación Normal estándar de 1.645, se deduce que k es estadísticamente diferente de cero y por lo tanto se debe ajustar la distribución GVE y no la Gumbel. La estadística es:

$$Z = k\sqrt{n/0.5633} \quad (31)$$

Entonces, para la búsqueda de registros que acepten la distribución Gumbel, se les ajusta la distribución GVE con el método de momentos L (Hosking & Wallis, 1997) y se aplica la Ecuación (31) si el valor absoluto de Z no excede 1.645, tales datos se pueden representar por la distribución Gumbel.

La segunda prueba que se aplicó para la aceptación de las marginales Gumbel es la del coeficiente de correlación del gráfico de probabilidad, designada Test PPCC por sus siglas en inglés (Vogel, 1986). Inicia calculando los coeficientes de correlación lineal (Ecuación (11)) entre los datos *ordenados* de menor a mayor (x_i, y_i) y sus estimaciones con las ecuaciones (7) y (8) cuando se utiliza como probabilidad (p) la estimada con la fórmula de Gringorten (Ecuación (28)). Tales estimaciones, Vogel (1986) las llama predicciones *medianas* de orden (M_i) , y su estadístico para el gasto pico (x_i) y el volumen (y_i) serán:

$$r_x = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(M_i - \bar{M})}{[\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (M_i - \bar{M})^2]^{1/2}} \quad (32)$$

$$r_y = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})(M_i - \bar{M})}{[\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \sum_{i=1}^n (M_i - \bar{M})^2]^{1/2}} \quad (33)$$

Vogel (1986) expone los puntos críticos igual a $1\ 000(1-r_c)$ en la Tabla 2, en función de la amplitud en años del registro probado (n) y del nivel de significancia de la prueba. A partir de tales valores se obtiene el coeficiente de correlación crítico (r_c). Si los valores r_x y de r_y de los registros que se prueban exceden a r_c , se acepta la distribución Gumbel.

Tabla 2. Puntos críticos (PC) igual a $1\ 000(1-r_c)$ del Test PPCC de Vogel (1986).

n	Nivel de significancia			n	Nivel de significancia		
	1 %	5 %	10 %		1 %	5 %	10 %
30	80.9	47.4	37.8	70	49.4	28.0	21.3
40	71.4	40.6	31.1	80	47.5	25.3	19.6
50	61.1	35.4	27.1	90	44.6	23.6	18.1
60	53.3	31.5	24.0	100	40.4	22.1	16.9

Para el nivel de significancia en la prueba del 5 % se ajustó una ecuación polinomial de orden tres (Campos-Aranda, 2003); con los ocho datos de la Tabla 2 se obtuvo la expresión siguiente:

$$PC = C_0 - C_1 \cdot n + C_2 \cdot n^2 - C_3 \cdot n^3 \quad (34)$$

siendo:

$$C0 = 76.20922$$

$$C1 = 1.226496$$

$$C2 = 9.610048 \cdot 10^{-3}$$

$$C3 = 2.757887 \cdot 10^{-5}$$

Test de Wald-Wolfowitz

Esta prueba no paramétrica ha sido utilizada por Bobée y Ashkar (1991), Rao y Hamed (2000), y Meylan *et al.* (2012) para probar *independencia* y *estacionariedad* en registros de gastos máximos anuales (X_i). De acuerdo con el tipo de información hidrométrica procesada, se propuso aplicar la prueba a los registros de gastos pico y volúmenes anuales, que deben ser muestras de valores aleatorios. Wald y Wolfowitz (1943), basándose en el trabajo de Anderson (1942) sobre el coeficiente de correlación serial desarrollaron tal prueba, cuyo estadístico es:

$$R = \sum_{i=1}^{n-1} x_i \cdot x_{i+1} + x_n \cdot x_1 \quad (35)$$

Cuando el tamaño (n) de la serie o muestra (x_i) no es pequeño y sus datos son independientes, R procede de una distribución Normal con media y varianza, dadas por las expresiones siguientes:

$$E[R] = \bar{R} = \frac{S_1^2 - S_2}{n-1} \quad (36)$$

$$Var[R] = \frac{S_2^2 - S_4}{n-1} + \frac{S_1^4 - 4 \cdot S_1^2 \cdot S_2 + 4 \cdot S_1 \cdot S_3 + S_2^2 - 2 \cdot S_4}{(n-1)(n-2)} - \bar{R}^2 \quad (37)$$

en las cuales:

$$S_k = \sum_{i=1}^n X_i^k \quad (38)$$

Finalmente, se calcula U con la ecuación:

$$U = \frac{R - \bar{R}}{\sqrt{Var[R]}} \quad (39)$$

El valor de U sigue una distribución Normal (0, 1) y se puede usar para probar la independencia de los datos de la serie con un nivel de significancia α , por lo común del 5 %. En una prueba de dos colas, la variable normal estandarizada es $Z_{\alpha/2} \cong 1.96$; entonces, cuando el valor absoluto de U es menor que 1.96, la serie estará integrada por valores independientes (muestra aleatoria).

Resultados y su discusión

Predicciones univariadas

Con base en los estadísticos del final de la Tabla 1 se aplicaron las ecuaciones (5) y (6) para estimar los parámetros de ubicación y escala de las distribuciones marginales Gumbel (expresiones (3) y (4)), cuyas fórmulas obtenidas son:

$$x_p = 967.390 + 883.361\{-\ln[-\ln(p)]\} \quad (40)$$

$$y_p = 102.736 + 96.974\{-\ln[-\ln(p)]\} \quad (41)$$

De la Ecuación (21) se obtiene:

$$p = 1 - \frac{1}{T_X} \quad (42)$$

en la cual T_x es el periodo de retorno en años, igual para las variables X y Y . En la Tabla 3 se muestran las predicciones estimadas con las tres ecuaciones anteriores y los ocho periodos de retorno indicados.

Tabla 3. Predicciones univariadas de la distribución marginal Gumbel en los registros de crecientes anuales de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

Variable aleatoria	Periodos de retorno en años							
	10	25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
Qp (m ³ /s)	2 955	3 793	4 414	5 031	6 456	7 069	8 491	9 103
V (Mm ³)	321	413	481	549	705	773	929	996

Pruebas de las marginales

Para el caso específico de los registros de la Tabla 1, con la Ecuación (31) se obtuvo $|Z| = 2.695$ para Qp y $|Z| = 1.436$ para V . Entonces, los valores anuales del gasto pico estrictamente no aceptan la distribución Gumbel y los del volumen sí se pueden representar por el modelo Gumbel. Sin embargo, conviene notar que para el Qp , el valor absoluto de Z no excede de forma notable el valor de 1.645, como lo hace en registros con valores

extremos, cuyo valor de k se acerca a -0.55 y aún en registros cortos con $n=30$, el valor absoluto de Z excede a 4.00 .

Con base en las ecuaciones (40) y (41) se calcularon los valores de M_i , para estimar r_x y r_y con las ecuaciones (32) y (33). Se obtuvo 0.9588 para el gasto pico y 0.9912 para los volúmenes. Por otra parte, aplicando la Ecuación (34) con $n = 61$ se obtuvo un $PC = 30.9$, por lo cual el $r_c = 0.9691$. Entonces, el registro de gasto pico no procede estrictamente de una distribución Gumbel ($r_x < r_c$) y el de volúmenes si ($r_y > r_c$).

Verificación de la aleatoriedad

A los registros de gasto pico y volumen anual de la Tabla 1 se les aplicaron las ecuaciones (35) a (39) para probar su independencia y estacionariedad. Se encontró que ambas series son *aleatorias*, con los valores siguientes para el estadístico U : 0.147 y 1.189 .

Aceptación gráfica de las marginales

Primero, los gastos pico y volúmenes de la Tabla 1 se ordenaron de menor a mayor. Después, se calcularon sus probabilidades de no excedencia *teóricas* con las ecuaciones (3) y (4), utilizando los parámetros de ubicación y escala de las expresiones (40) y (41). Las probabilidades de no excedencia *empíricas* de ambas series (Qp y V) se estimaron con la Ecuación (28).

En la Figura 2 y Figura 3 se muestra el contraste gráfico de probabilidades para cada serie ordenada. Se observa un ajuste mucho mejor en el registro de volúmenes. Las diferencias máximas absolutas entre probabilidades empíricas y teóricas de los gastos pico y volúmenes fueron 0.123 y 0.062; la primera ocurrió en el dato ordenado número 49 y la segunda en el 31. Como ambas diferencias son menores que $D_n = 0.174$ obtenido con la Ecuación (30), se acepta que los registros de Qp y V de la Tabla 1 siguen la distribución Gumbel.

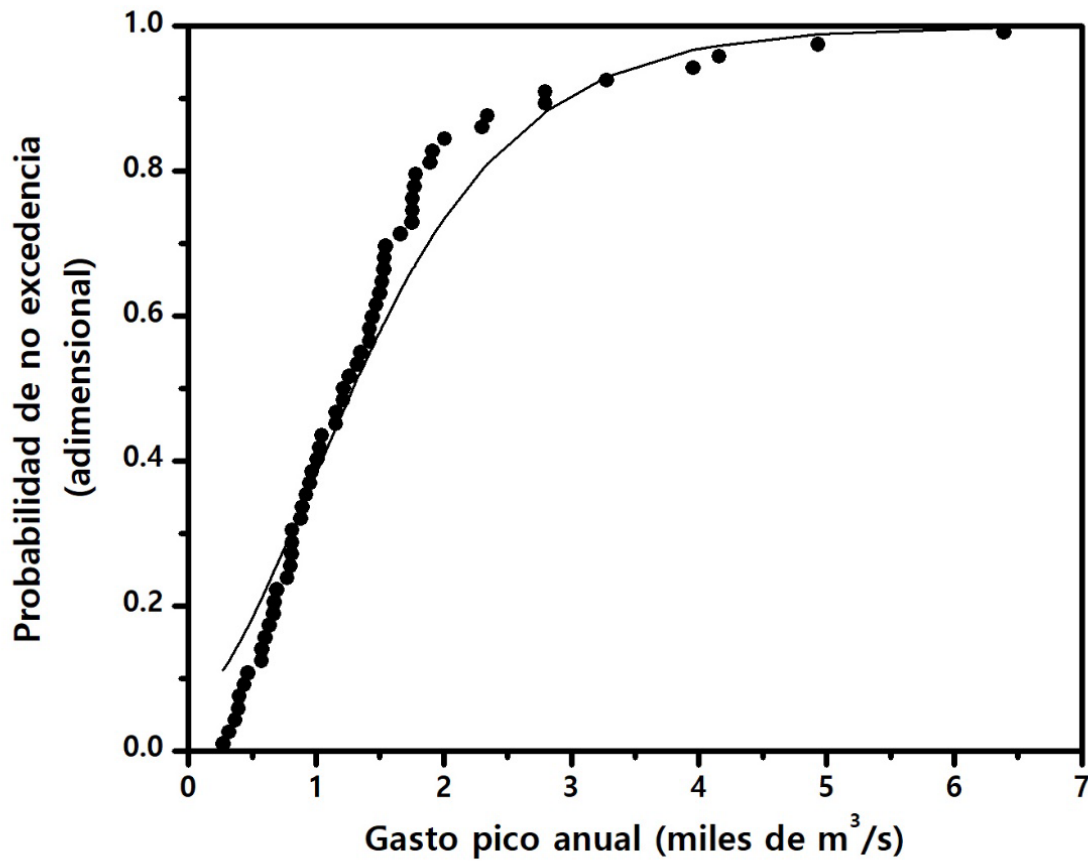


Figura 2. Distribución marginal Gumbel del gasto pico anual de las crecientes entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

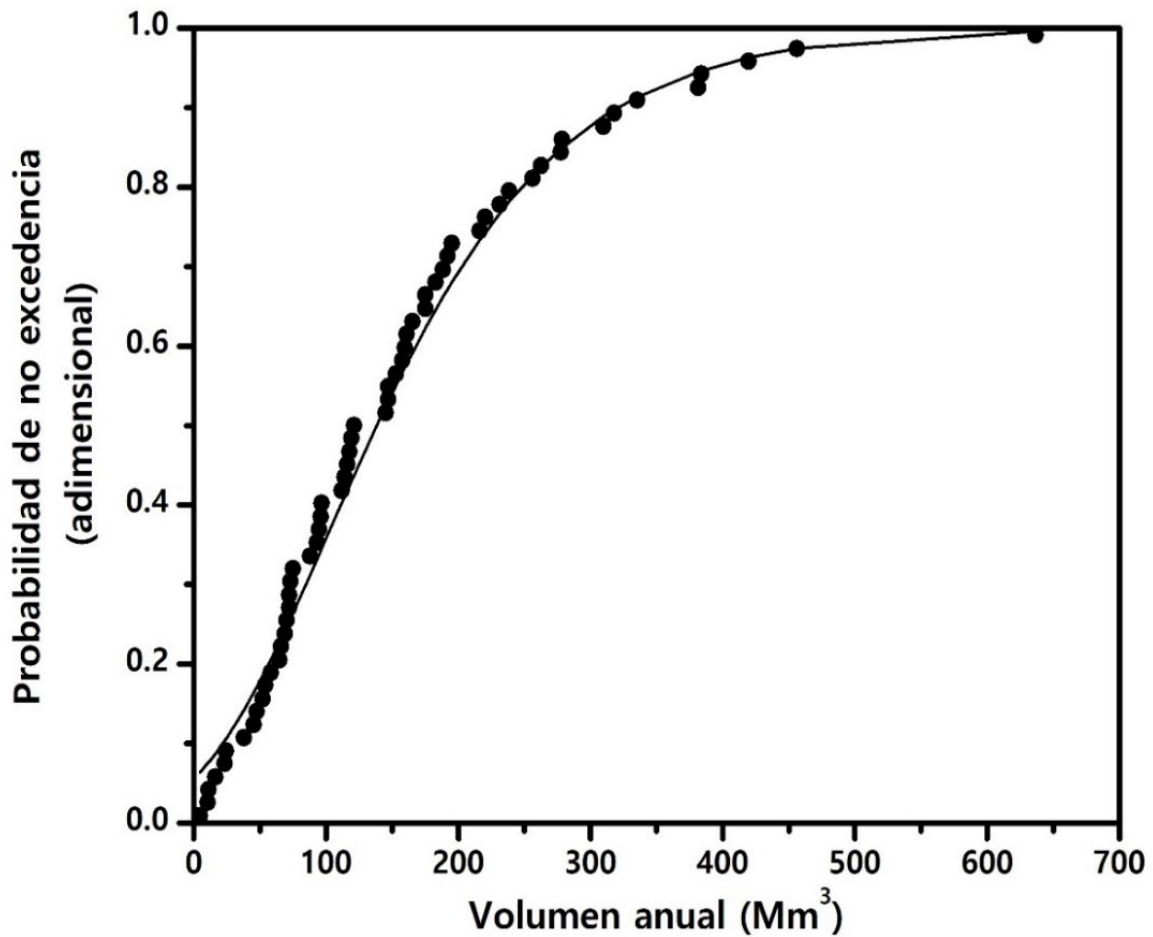


Figura 3. Distribución marginal Gumbel del volumen anual de las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

Contraste de probabilidades conjuntas

La estimación de la probabilidad de no excedencia conjunta *teórica* se llevó a cabo aplicando la Ecuación (2), previo cálculo de la correlación (ρ) con base en la Ecuación (11), entre las variables Q_p y V , cuyo valor de 0.8942 condujo a un parámetro de asociación m de 3.0744, según la Ecuación (10).

En cambio, la probabilidad de no excedencia conjunta *empírica* se estimó por medio de la Ecuación (29) y su procedimiento gráfico descrito. En la Tabla 4 se muestran los resultados de ambas probabilidades conjuntas y sus diferencias (empírica menos teórica); también se indican sombreadas las diferencias máximas negativa y positiva. De éstas se deduce que $dif = 0.1007$.

Tabla 4. Probabilidades de no excedencia conjuntas y sus diferencias para las crecientes anuales de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (Mocúzari), México.

Núm.	$F(x,y)$ teórica	$F(x,y)$ empírica	Diferencias	Núm.	$F(x,y)$ teórica	$F(x,y)$ empírica	Diferencias
1	0.1531	0.1401	-0.0130	32	0.4945	0.5000	0.0055
2	0.1436	0.1237	-0.0199	33	0.4733	0.5000	0.0267
3	0.0981	0.0910	-0.0071	34	0.3735	0.4673	0.0938

Núm.	$F(x,y)$ teórica	$F(x,y)$ empírica	Diferencias	Núm.	$F(x,y)$ teórica	$F(x,y)$ empírica	Diferencias
4	0.0888	0.0746	-0.0142	35	0.1797	0.1891	0.0094
5	0.0627	0.0419	-0.0208	36	0.2697	0.3364	0.0667
6	0.2789	0.3200	0.0411	37	0.3188	0.4018	0.0830
7	0.0522	0.0092	-0.0430	38	0.7712	0.8109	0.0397
8	0.2396	0.3037	0.0641	39	0.6017	0.6145	0.0128
9	0.9958	0.9908	-0.0050	40	0.4321	0.4673	0.0352
10	0.0938	0.0746	-0.0192	41	0.5535	0.5818	0.0283
11	0.0493	0.0092	-0.0401	42	0.4931	0.5164	0.0233
12	0.1196	0.0910	-0.0286	43	0.8786	0.8927	0.0141
13	0.0544	0.0092	-0.0452	44	0.7883	0.8436	0.0553
14	0.0923	0.0092	-0.0831	45	0.5591	0.5818	0.0227
15	0.3824	0.4673	0.0849	46	0.4004	0.4346	0.0342
16	0.1225	0.0910	-0.0315	47	0.1311	0.1073	-0.0238
17	0.5062	0.5000	-0.0062	48	0.5121	0.5491	0.0370
18	0.3107	0.3855	0.0748	49	0.1416	0.1237	-0.0179
19	0.5713	0.5818	0.0105	50	0.9589	0.9581	-0.0008
20	0.9417	0.9254	-0.0163	51	0.5641	0.5818	0.0177
21	0.5758	0.6145	0.0387	52	0.4303	0.5000	0.0697
22	0.2596	0.3200	0.0604	53	0.2591	0.3200	0.0609
23	0.5723	0.5818	0.0095	54	0.5541	0.5818	0.0277

Núm.	$F(x,y)$ teórica	$F(x,y)$ empírica	Diferencias	Núm.	$F(x,y)$ teórica	$F(x,y)$ empírica	Diferencias
24	0.4450	0.4509	0.0059	55	0.8884	0.8927	0.0043
25	0.5333	0.5327	-0.0006	56	0.5334	0.5491	0.0157
26	0.5053	0.5000	-0.0053	57	0.5230	0.5164	-0.0066
27	0.6611	0.7618	0.1007	58	0.1990	0.2709	0.0719
28	0.2648	0.2709	0.0061	59	0.7245	0.8109	0.0864
29	0.1990	0.2709	0.0719	60	0.1939	0.2382	0.0443
30	0.2698	0.3364	0.0666	61	0.1749	0.2055	0.0306
31	0.9736	0.9745	0.0009	-	-	-	-

Validación del modelo probabilístico

En la Figura 4 se han dibujado ambas probabilidades de no excedencia conjuntas (teóricas y empíricas de la Tabla 4), observándose un predominio de diferencias positivas, es decir, de puntos por debajo de la recta a 45°. El coeficiente de correlación resultó de 0.990 y el valor del estadístico del test de Kolmogórov-Smirnov es 0.1739 (Ecuación (30)), por lo cual el modelo logístico es aceptado como la distribución conjunta de los datos de la Tabla 1, ya que $dif = 0.1007 < D_n = 0.1739$.

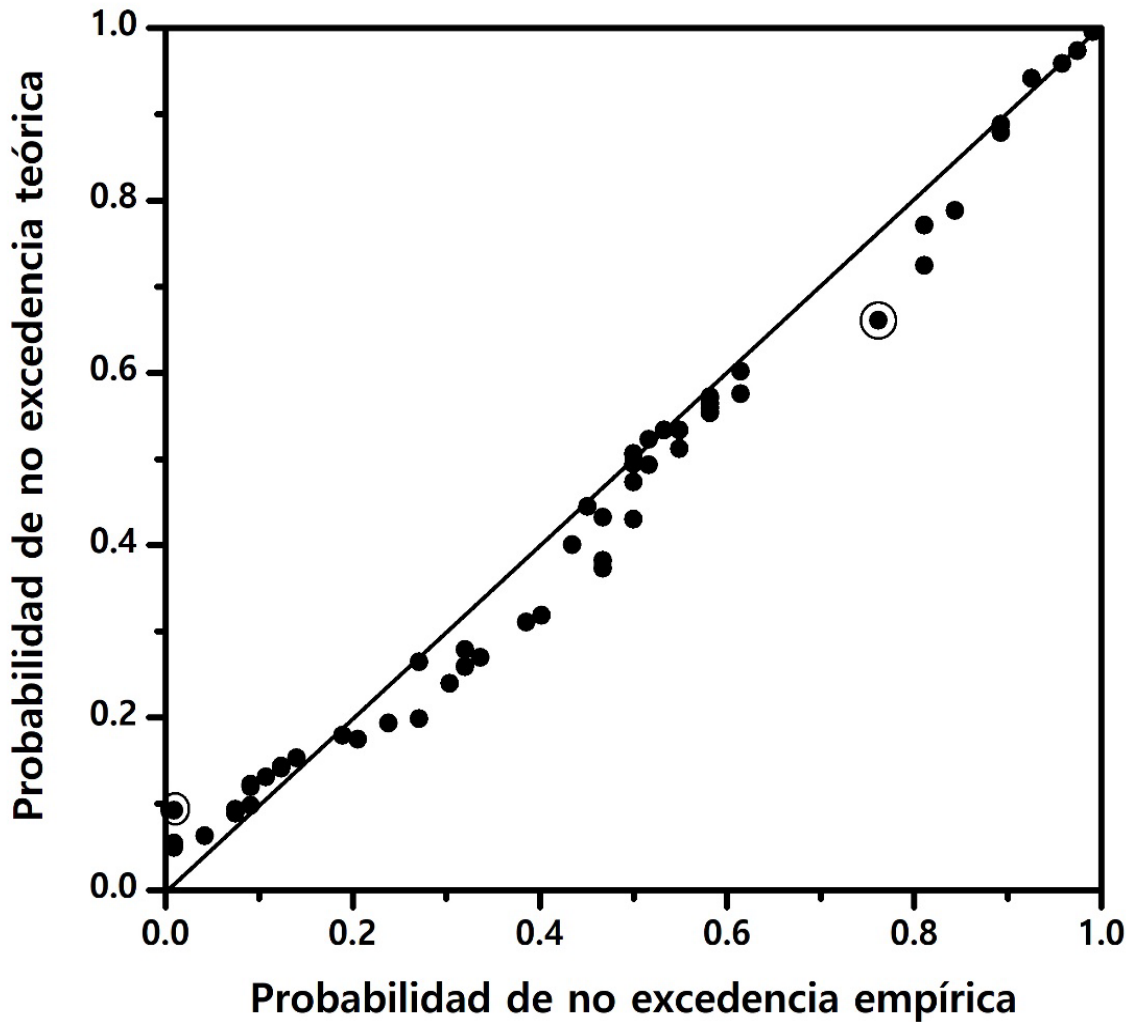


Figura 4. Contraste gráfico de probabilidades conjuntas del gasto pico y volúmenes de las crecientes anuales de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

Verificación de la restricción de probabilidades

Antes de proceder a estimar los periodos de retorno conjuntos de diseño $T'(Q,V)$, es conveniente verificar la Ecuación (12), que establece las restricciones de la probabilidad. Lo anterior se muestra en la Tabla 5 para un número reducido de parejas de datos históricos.

Tabla 5. Verificación de la restricción de probabilidades del gasto pico y volumen anuales de las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

1	2	3	4	5	6	7
Núm.	Q_p	V	$F(x)$	$F(y)$	$F(x) \cdot F(y)$	$F(x,y)$
1	602.00	64.55	0.220	0.227	0.050	0.153
10	437.00	37.99	0.162	0.142	0.023	0.094
20	3 955.00	381.46	0.967	0.945	0.914	0.942
30	967.00	94.66	0.368	0.337	0.124	0.270
40	1 217.30	159.71	0.471	0.574	0.270	0.432
50	4 158.90	419.64	0.973	0.965	0.937	0.959
61	692.50	68.91	0.255	0.242	0.062	0.175

Se verificó, en la Tabla 5 completa, que los valores de la columna 7 son mayores que los de la 6, y menores que el más pequeño de las columnas 4 o 5.

Eventos de diseño para obras hidráulicas

Suponiendo que en las cercanías de la entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines y sobre el río Mayo se van a construir diques para protección de planicies de inundación y un puente para cruzarlo, entonces es necesario estimar eventos de diseño con periodos de retorno conjuntos de 500 y 1 000 años. Además, se realizará una revisión de la seguridad hidrológica del tal embalse con periodos de retorno conjuntos de 5 000 y 10 000 años. Por lo anterior, se deben estimar gastos pico y volúmenes anuales con los cuatro periodos de retorno conjuntos citados.

Eventos de diseño obtenidos con regresión

El diagrama de dispersión de las 61 parejas de datos originales (Tabla 1) mostró una nube de puntos con tendencia lineal con un coeficiente de correlación lineal (r_{xy}) de 0.8942. La ecuación de regresión lineal que la representa es la siguiente (Campos-Aranda, 2003):

$$V = 13.6962 + 0.09816 \cdot Qp \quad (43)$$

De la Tabla 3 se obtienen las predicciones siguientes para el gasto pico (Qp) y los cuatro periodos de retorno conjuntos de diseño: 6 456, 7 069, 8 491 y 9 103 m³/s, respectivamente. Con base en la Ecuación (43) se definen los volúmenes anuales siguientes: 647, 708, 847 y 907 Mm³ para las crecientes de diseño conjuntas.

Al igual que Serinaldi y Grimaldi (2011), se encuentra una gran similitud entre los volúmenes estimados con regresión y sus predicciones de la Tabla 3, que son 705, 773, 929 y 996 Mm³; es decir, del orden de un 9.5 % mayores.

Eventos de diseño condicionales tipo $T(V|Q)$

Están definidos por la Ecuación (23). La aplicación de tal fórmula usa la Ecuación (14) y las ecuaciones auxiliares (15) a (20). Para los cuatro periodos de retorno conjuntos de diseño definidos se obtienen de la Tabla 3 los siguientes cuatro gastos pico: 6 456, 7 069, 8 491 y 9 103 m³/s. Adoptando tales gastos como valores *condicionantes* ($X = x$), se procedió por tanteos del volumen (y) a estimar, con la Ecuación (14), la respectiva probabilidad de no excedencia condicional y con ella en la Ecuación (23), el periodo de retorno condicional, que debe igualar al del gasto pico. Los volúmenes estimados fueron 911, 978, 1 185 y 1 274 Mm³.

Gráficas del periodo de retorno conjunto $T'(Q,V)$

Los periodos de retorno conjuntos de tipo AND se estiman con base en la Ecuación (25). Definidos los cuatro periodos de retorno conjuntos de diseño, se seleccionan de forma arbitraria gastos pico y volúmenes, para obtener sus probabilidades de no excedencia marginales y conjunta. Las primeras se estiman con las ecuaciones (3) y (4), y la segunda con la Ecuación (2) del modelo logístico.

En la Tabla 6 se muestran las parejas de gasto pico y volumen anual utilizadas para definir las cuatro gráficas de la Figura 1 relativas a los periodos de retorno conjuntos de diseño de la aplicación numérica descrita.

Tabla 6. Parejas de gasto pico y volumen anual utilizadas para definir las gráficas del periodo de retorno conjunto (Figura 1) en las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

$T'(Q,V)$ 500 años		$T'(Q,V)$ 1000 años		$T'(Q,V)$ 5000 años		$T'(Q,V)$ 10000 años	
Vol. Mm³	Qp m³/s	Vol. Mm³	Qp m³/s	Vol. Mm³	Qp m³/s	Vol. Mm³	Qp m³/s
400	6 456	400	7 069	400	8 491	400	9 103
500	6 453	550	7 065	500	8 491	800	9 099
525	6 450	600	7 062	650	8 490	825	9 095
550	6 446	625	7 056	700	8 489	850	9 091
575	6 438	650	7 047	750	8 485	875	9 081
600	6 423	675	7 030	800	8 471	900	9 062
625	6 397	700	6 997	825	8 457	910	9 051
650	6 344	725	6 929	850	8 429	920	9 038
675	6 217	740	6 847	875	8 373	930	9 018
680	6 170	750	6 751	880	8 356	940	8 992

$T'(Q,V)$ 500 años		$T'(Q,V)$ 1000 años		$T'(Q,V)$ 5000 años		$T'(Q,V)$ 10000 años	
Vol. Mm³	Qp m³/s	Vol. Mm³	Qp m³/s	Vol. Mm³	Qp m³/s	Vol. Mm³	Qp m³/s
685	6 108	760	6 570	890	8 308	950	8 956
690	6 022	765	6 392	900	8 237	960	8 904
695	5 890	770	5 976	905	8 185	970	8 823
700	5 648	772	5 340	910	8 118	980	8 679
705	4 000	773	4 000	915	8 020	985	8 552
				920	7 864	990	8 332
				923	7 706	993	8 049
				925	7 537	995	7 595
				929	4 000	996	4 000

Selección de los eventos de diseño

En la Tabla 7 se muestran los gastos pico y volúmenes anuales definidos con los periodos de retorno univariados híbridos. Tales parejas de Q_p y V muestran la amplitud de variación que puede tener el volumen anual,

pues se definieron adoptando como variable dominante o preponderante al gasto pico.

Tabla 7. Parejas de eventos de diseño obtenidas con los periodos de retorno univariados híbridos en las crecientes de entrada a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), México.

Evento de diseño	Periodo de retorno conjunto de diseño, en años							
	500		1 000		5 000		10 000	
	<i>Qp</i>	<i>V</i>	<i>Qp</i>	<i>V</i>	<i>Qp</i>	<i>V</i>	<i>Qp</i>	<i>V</i>
Con regresión	6 456	647	7 069	708	8 491	847	9 103	907
Condicional	6 456	911	7 069	978	8 491	1 185	9 103	1 274

Por otra parte, en la Figura 1 o en la Tabla 6 se pueden seleccionar muchas parejas de Qp y V , que satisfacen el periodo de retorno conjunto de diseño. En relación con lo anterior, Volpi y Fiori (2012) definen como *subgrupo de parejas críticas* las que están dentro de la curva de cada gráfica de $T'(Q,V)$; es decir, las que no están definidas en las rectas asíntotas.

Desde la **Introducción** se indicó que el AFC bivariado conduce, a través de la Ecuación (25) del $T'(Q,V)$, a una infinidad de combinaciones de gasto pico y volumen que generan el mismo *periodo de retorno*

conjunto, y por ello existen muchas crecientes o *hidrogramas* que producirán diferentes efectos en el embalse que se diseña o revisa, adoptando por seguridad el que genera las condiciones más críticas, severas o desfavorables. Lo anterior está incorporando en el diseño hidrológico las características físicas del vertedor y vaso del embalse en proyecto o bajo revisión.

Para formar cada hidrograma de diseño existen métodos teóricos y empíricos (Ramírez-Orozco & Aldama, 2000; Serinaldi & Grimaldi, 2011). Campos-Aranda (2008) ha expuesto un proceso empírico que define hidrogramas tipo Gamma esbeltos y aplanados.

Conclusiones

Se expuso la aplicación del *modelo logístico* (ML) o distribución Gumbel bivariada en el análisis de frecuencias conjunto de los 61 gastos pico y volúmenes anuales de las crecientes que ingresan a la presa Adolfo Ruiz Cortines (*Mocúzari*), en Sonora, México. El ajuste del ML permite el cálculo de las probabilidades univariadas, conjuntas y condicionales. Esta parte del proceso concluye con el contraste de las funciones marginales y la validación del ML, previa estimación gráfica de las probabilidades empíricas univariadas y bivariadas.

Después se abordó el cálculo de los periodos de retorno univariados híbridos y conjuntos. Los primeros utilizan una variable de diseño dominante, por ejemplo, el gasto pico, y definen por regresión el volumen asociado, o lo estiman mediante probabilidad condicional (ecuaciones (14) y (23)). Estas parejas de gasto pico y volumen que se definen son únicas para cada periodo de retorno de diseño. Por otra parte, la búsqueda de las infinitas parejas de gasto pico y volumen (Q_p y V) que generan el mismo *periodo de retorno conjunto* con la Ecuación (25) permiten construir su gráfica, mostrada en la Figura 1.

En el AFC bivariado se definen decenas de parejas de Q_p y V , que generarán *hidrogramas críticos* que producirán diferentes efectos en el embalse que se diseña o revisa, adoptando por seguridad el que genera las condiciones más severas o desfavorables. De esta manera se están incorporando en el diseño hidrológico las características físicas del embalse y su vertedor bajo estudio o revisión.

El ML es una distribución Gumbel bivariada adecuada para procesar de manera simple y conjunta registros de gasto pico y volúmenes de crecientes que no presentan valores extremos dispersos (*outliers*) ni poblaciones mezcladas. En la limitación citada radica su universalidad para procesar crecientes de cuencas medianas y pequeñas de regiones con mecanismos meteorológicos únicos de formación de las crecientes.

Por su naturaleza explícita, el ML es sumamente simple de aplicar y conduce a resultados de importancia en los análisis de frecuencias conjuntos. Debido a su limitación de tener marginales Gumbel, sería conveniente identificar en qué regiones del país los registros de Q_p y V

de sus crecientes anuales pueden ser modelados por tal FDP y así tener una idea de su aplicación potencial en México.

Agradecimientos

Se agradecen las observaciones y correcciones sugeridas por los árbitros anónimos B y D, y del editor, las cuales permitieron evitar omisiones de antecedentes y de teoría en relación con los análisis de frecuencias bivariados. Tales correcciones también ayudaron a definir los alcances del estudio y sus posibles líneas de investigación futuras.

Referencias

- Aldama, A. A. (2000). Hidrología de avenidas. Conferencia Enzo Levi 1998. *Ingeniería Hidráulica en México*, 15(3), 5-46.
- Aldama, A. A., Ramírez, A. I., Aparicio, J., Mejía-Zermeño, R., & Ortega-Gil, G. E. (2006). *Seguridad hidrológica de las presas en México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Anderson, R L. (1942). Distribution of the serial correlation coefficient. *The Annals of Mathematical Statistics*, 13(1), 1-13. DOI: 10.1214/aoms/1177731638
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). Chapter 1. Data requirements for hydrologic frequency analysis. In: *The Gamma Family and derived distributions applied in Hydrology* (pp. 1-12). Littleton, USA: Water Resources Publications.

- Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 5. Ajuste de curvas. En: *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en hidrología superficial* (pp. 93-127). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Campos-Aranda, D. F. (2008). Procedimiento para revisión (sin hidrometría) de la seguridad hidrológica de presas pequeñas para riego. *Agrociencia*, 42(5), 551-563.
- Chow, V. T. (1964). Statistical and probability analysis of hydrologic data. Section 8-I: Frequency analysis (pp. 8.1-8.42). In: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of applied hydrology*. New York, USA: McGraw-Hill Book Co.
- Domínguez, R., & Arganis, M. L. (2012). Validation of method to estimate design discharge flow for dam spillways with large regulating capacity. *Hydrological Sciences Journal*, 57(3), 460-478. DOI: 10.1080/02626667.2012.665993
- Escalante-Sandoval, C. A., & Reyes-Chávez, L. (2002). Capítulo 9. Análisis conjunto de eventos hidrológicos. En: *Técnicas estadísticas en hidrología* (pp. 203-246). México, DF, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Escalante-Sandoval, C. A. (2005). Análisis de eficiencia de la distribución Bi-Gumbel. *Ingeniería. Investigación y Tecnología*, 6(1), 13-17.
- Goel, N. K., Seth, S. M., & Chandra, S. (1998). Multivariate modeling of flood flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(2), 146-155.

- Gräler, B., Van-den-Berg, M. J., Vandenberghe, S., Petroselli, A., Grimaldi, S., De-Baets, B., & Verhoest, N. E. C. (2013). Multivariate return periods in hydrology: A critical and practical review focusing on synthetic design hydrograph estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(4), 1281-1296. DOI: 10.5194/hess-17-1281-2013
- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix: *L*-moments for some specific distributions. In: *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments* (pp. 191-209). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Kite, G. W. (1977). Chapter 8. Type I extreme distribution and Chapter 12. Comparison of frequency distributions In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 87-104, 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 3. Selecting and checking data series. In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 29-70). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Ramírez-Orozco, A. I., & Aldama, A. A. (2000). Capítulo 1. Teoría estadística y análisis de frecuencias conjunto. En: *Análisis de frecuencias conjunto para estimación de avenidas de diseño* (pp. 25-58). Avances en Hidráulica No. 7. México, DF, México: Asociación Mexicana de Hidráulica-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8. Tests on hydrologic data (pp. 12-21) and Theme 7.2. The Extreme Value type I EV(1) distribution. In: *Flood frequency analysis* (pp. 229-241). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Requena, A. I., Mediero, L., & Garrote, L. (2013). A bivariate return period based on copulas for hydrologic dam design: accounting for reservoir routing in risk estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(8), 3023-3038. DOI: 10.5194/hess-17-3023-2013
- Salas, J. D., Obeysekera, J., & Vogel, R. M. (2018). Techniques for assessing water infrastructure for nonstationary extreme events: A review. *Hydrological Sciences Journal*, 63(3), 325-352. DOI: 10.1080/02626667.2018.1426858
- Serinaldi, F., & Grimaldi, S. (2011). Synthetic design hydrographs based on distribution functions with finite support. *Journal of Hydrologic Engineering*, 16(5), 434-446. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000339
- Shiau, J. T. (2003). Return period of bivariate distributed extreme hydrological events. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 17(1-2), 42-57. DOI: 10.1007/s00477-003-0125-9
- Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 76.1-76.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.

- Stedinger, J. R., Vogel, R. M., & Foufoula-Georgiou, E. (1993). Chapter 18. Frequency Analysis of Extreme Events. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of hydrology* (pp. 18.1-18.66). New York, USA: McGraw-Hill, Inc.
- Vogel, R. M. (1986). The probability plot correlation coefficient test for Normal, lognormal and Gumbel distributional hypotheses. *Water Resources Research*, 22(4), 587-590.
- Vogel, R. M., & Castellarin, A. (2017). Risk, reliability, and return periods and hydrologic design. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 78.1-78.10). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Volpi, E., & Fiori, A. (2012). Design event selection in bivariate hydrological frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 57(8), 1506-1515. DOI: 10.1080/02626667.2012.726357
- Wald, A. & Wolfowitz, J. (1943). An exact test for randomness in the non-parametric case based on serial correlation coefficient. *The Annals of Mathematical Statistics*, 14(4), 378-388. DOI: 10.1214/aoms/1177731358
- Yue, S. (1999). Applying bivariate Normal distribution to flood frequency analysis. *Water International*, 24(3), 248-254.
- Yue, S., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B., Legendre, P., & Bruneau, P. (1999). The Gumbel mixed model for flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 226(1-2), 88-100.

- Yue, S. (2000a). Joint probability distribution of annual maximum storm peaks and amounts as represented by daily rainfalls. *Hydrological Sciences Journal*, 45(2), 315-326. DOI: 10.1080/02626660009492327
- Yue, S. (2000b). The Gumbel mixed model applied to storm frequency analysis. *Water Resources Management*, 14(5), 377-389.
- Yue, S. (2000c). The bivariate lognormal distribution to model a multivariate flood episode. *Hydrological Processes*, 14(14), 2575-2588.
- Yue, S., & Rasmussen, P. (2002). Bivariate frequency analysis: Discussion of some useful concepts in hydrological application. *Hydrological Processes*, 16(14), 2881-2898. DOI: 10.1002/HYP.1185
- Yue, S., & Wang, C. Y. (2004). A comparison of two bivariate extreme value distributions. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 18(2), 61-66. DOI: 10.1007/s00477-003-0124-x

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-02

Artículos

Composición isotópica de la precipitación en el Valle de Querétaro, México

Isotopic composition of precipitation in Valle de Querétaro, Mexico

Luis González-Hita¹

Miguel A. Mejía-González²

Blanca Carteño-Martínez³

Juan C. Aparicio-González⁴

Dustin S. Mañón-Flores⁵

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

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

³Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Hidrología, Subcoordinación de Hidrología Subterránea, Jiutepec, Morelos, México, blancartmart@hotmail.com



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

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

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

Resumen

El uso de los isótopos estables del agua para determinar la relación entre la precipitación y la recarga/descarga del agua subterránea ha sido limitado en México. Una de las principales limitaciones es la falta de monitoreo de los isótopos estables de la lluvia. Este estudio presenta la caracterización de la composición isotópica ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, Exceso-d) del agua meteórica ocurrida en el Valle de Querétaro de septiembre de 2017 a julio de 2021. Los análisis de isótopos estables se realizaron en el laboratorio de hidrología isotópica del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), utilizando analizadores láser Picarro L2110-i y Los Gatos Research LWIA-45EP. Por medio de una regresión lineal de mínimos cuadrados de los datos isotópicos se determinó la línea de agua meteórica del valle de Querétaro (LAMVQ), $\delta^2\text{H} = 7.65 \delta^{18}\text{O} + 6.97$. Esta línea tiene una pendiente y un intercepto menor al de la línea meteórica mundial (LMM). Los datos mostraron que los valores de la pendiente, del intercepto y del

exceso de deuterio (d) dependen de la cantidad de lluvia. La LAMVQ tiene una pendiente e intercepto menor al de la LMM debido a evaporación secundaria de las precipitaciones pequeñas (< 30 mm mensual). Este colector forma parte de la Red Nacional de Monitoreo de la Composición Isotópica de la Precipitación Pluvial (RENIP), que el IMTA instaló en diversas provincias fisiográficas del país.

Palabras clave: lluvia, isótopos estables, línea meteórica de Querétaro, evaporación secundaria, Red Nacional de Monitoreo de la Composición Isotópica de la Precipitación.

Abstract

Stable isotopes monitoring of rainfall in México has been limited. This study presents the characterization of the isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, Excess-d) of meteoric water that occurred in the Querétaro Valley from September 2017 to July 2021. Laser water isotope analyzers Picarro L2110-i and Los Gatos Research LWIA-45EP were used to carry out the stable isotope analyses. The local meteoric water line was obtained using a least squares regression of the isotope data, $\delta^2\text{H} = 7.65 \delta^{18}\text{O} + 6.97$. This line has a slope and an intercept lower than the World Meteoric Line (LMM). The data show that the Local Meteoric Line has a lower slope and intercept than the LMM, due to secondary evaporation of small rainfall (< 30 mm per month). This collector forms part of the National Network for Monitoring the Isotope Composition of Rain that the Mexican Institute of Water Technology installed in various physiographic provinces of the country.



Keywords: Rain, stable isotopes, meteorological line of Querétaro, Secondary evaporation, national network for monitoring the isotope composition of rain.

Recibido: 24/11/2021

Aceptado: 23/06/2021

Introducción

Los isótopos estables de hidrógeno y oxígeno incorporados en las moléculas del agua de la precipitación son una herramienta muy importante para estudiar el origen y la dinámica del agua superficial y subterránea (Bowen & Good, 2015; Eastoe, Hess, & Mahieux, 2015; Ouyse, Wehncke, & Carrillo-Rivera, 2018; Sánchez-Murillo *et al.*, 2019). Para caracterizar la variabilidad isotópica en la precipitación a escala global y regional, la Agencia de Energía Atómica Internacional, en conjunto con la Organización Meteorológica Mundial, implementaron la Red Global de Isótopos en la Precipitación (Schotterer, Oldfield, & Froehlich, 1996). La red comenzó a funcionar desde 1960, recolectando datos isotópicos y meteorológicos, hasta el día de hoy. En México

operaron dos estaciones: una en la ciudad de Chihuahua y otra en la ciudad de Veracruz, de 1962 a 1988.

El uso de los isótopos estables del agua para determinar la relación entre la precipitación y la recarga/descarga del agua subterránea ha sido limitado en México. Una de las principales limitaciones es la falta de monitoreo de los isótopos estables de la lluvia. Se han realizado algunos estudios recientes sobre el tema, sin embargo aún falta información de muchas zonas del país. Uno de estos estudios fue el realizado por Aguilar-Ramírez, Camprubí, Fitz-Díaz, Cienfuegos-Alvarado y Morales-Puente (2017) en el centro-noreste de la Sierra Madre Oriental. La época de recolección del agua pluvial fue la temporada de lluvias del año 2012, entre los meses de julio y octubre. La línea de agua meteórica local que determinaron está definida por la ecuación $\delta^2\text{H} = 8.15 * \delta^{18}\text{O} + 15$. Como se puede notar en la ecuación, tanto la pendiente (8.15) como el intercepto (15) son superiores a los valores de la línea meteórica mundial (8, 10). Es muy probable que esto se deba a que el muestreo se realizó solamente en la temporada de lluvias. Es recomendable un muestreo en la temporada de estiaje, para verificar si tales valores se mantienen o disminuyen. Otro de los estudios fue llevado a cabo por Cejudo, Acosta-González y Leal-Bautista (2021) en la península de Yucatán (Campeche, Quintana Roo y Yucatán). El periodo de estudio abarcó de noviembre de 2018 a noviembre de 2019. La línea de agua meteórica regional que encontraron fue $\delta^2\text{H} = 7.803 \delta^{18}\text{O} + 12.075$. De acuerdo con Putman, Fiorella, Bowen y Cai (2019), para definir con precisión una línea meteórica local se requieren al menos cuatro años de observaciones. Para

el caso de la península de Yucatán, se necesitan más años de monitoreo para una mejor definición de la línea meteórica.

Ejemplos en México de la aplicación de los isótopos estables del agua pluvial son la línea de agua meteórica de la Ciudad de México (Cortés & Farvolden, 1989; Cortés, Durazo, & Farvolden, 1997), la cual coadyuvó para determinar el origen de la salinidad del agua subterránea (Ortega-Guerrero, Cherry, & Aravena, 1997) y estudiar la hidrogeología del acuífero profundo (Morales-Casique, Escolero, & Arce, 2014); la línea de agua meteórica de Quintana Roo, que ayudó a interpretar la información paleoclimática de las estalagmitas de las cuevas del río Secreto (Lases-Hernandez, Medina-Elizalde, Burns, & DeCesare, 2019) y la línea de agua meteórica de Baja California Sur, que permitió determinar las fuentes de recarga de los acuíferos costeros (González-Hita, Mejía-González, Martínez-Cardeteño, Aparicio-González, & Flores-Mañón, 2021).

Los objetivos del estudio fueron los siguientes: 1) la caracterización de la composición isotópica ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, Exceso-d) del agua meteórica ocurrida en el Valle de Querétaro de septiembre de 2017 a julio de 2021; 2) determinar la línea de agua meteórica del valle de Querétaro, y 3) identificar los procesos que controlan la pendiente y el intercepto de la línea meteórica.

Área de estudio

El valle de Querétaro se localiza en la parte central de la provincia fisiográfica denominada Eje Neovolcánico o Faja Volcánica Transmexicana (INEGI, 1997) (Figura 1). Este valle es el producto de una serie de acontecimientos que tuvo lugar desde fines del Cretácico hasta principios del Terciario, entre ellos la Revolución Laramide, que originó la dislocación y plegamiento de las rocas sedimentarias marinas, dando lugar a la formación de sierras y fallas. Posteriormente, nuevas fracturas y fallas originaron pilares y fosas tectónicas asociadas con la actividad volcánica, que se rellenaron con sedimentos aluviales, flujos de lava y depósitos volcanoclásticos lacustres (Conagua, 2015).



Figura 1. Localización del Valle de Querétaro.

Es un extenso valle de forma alargada en dirección norte-sur, en el cual se presentan topofomas de sierras, lomeríos y llanuras con altitudes entre 1 800 y 2 390 m (INEGI, 1997). La elevación más importante es el Cimatarío (2 390 m).

Características climáticas

El clima predominante es el semiseco-semicálido, la temperatura promedio anual es de 19 °C, y la precipitación promedio anual es de 549 mm (INEGI, 1997). La precipitación es más abundante de junio a octubre, es decir, típicamente de verano (Reyna, 1970). En ocasiones se presenta en la mitad de la estación lluviosa una época menos húmeda, que se conoce como sequía intraestival o canícula (Reyna, 1970). La Figura 2 y Figura 3 muestran, respectivamente, el comportamiento de la temperatura y la precipitación media mensual.

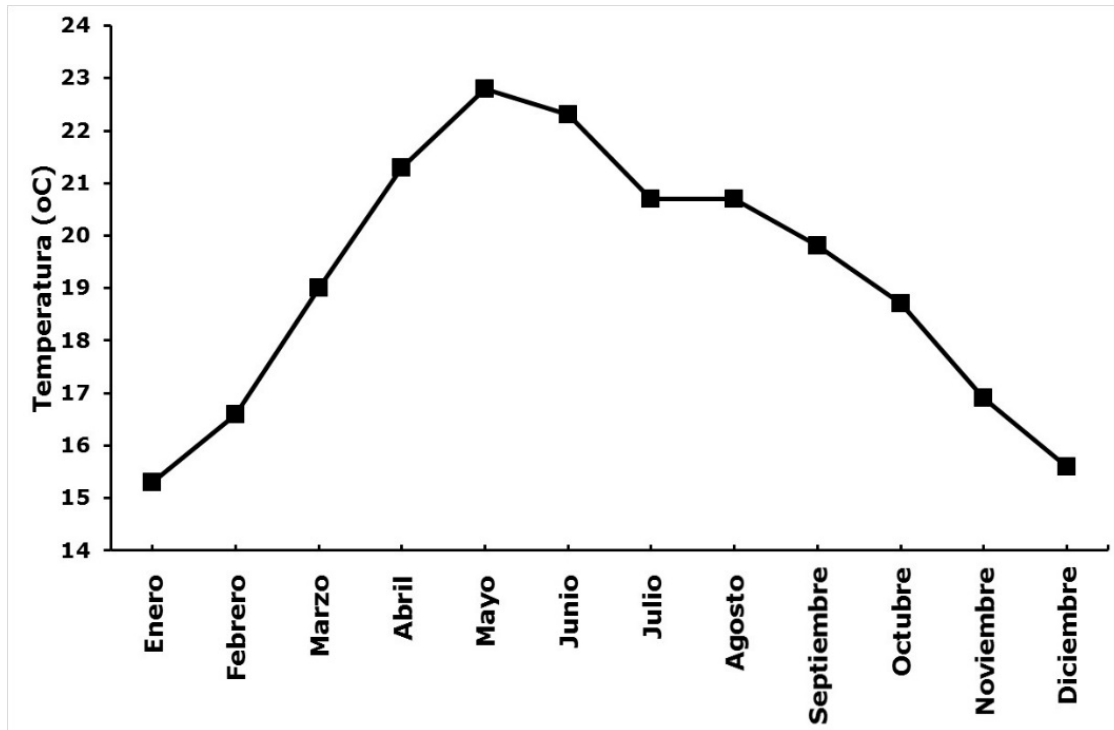


Figura 2. Comportamiento de la temperatura media mensual del valle de Querétaro, 1951-2010. Fuente: SMN (2011).

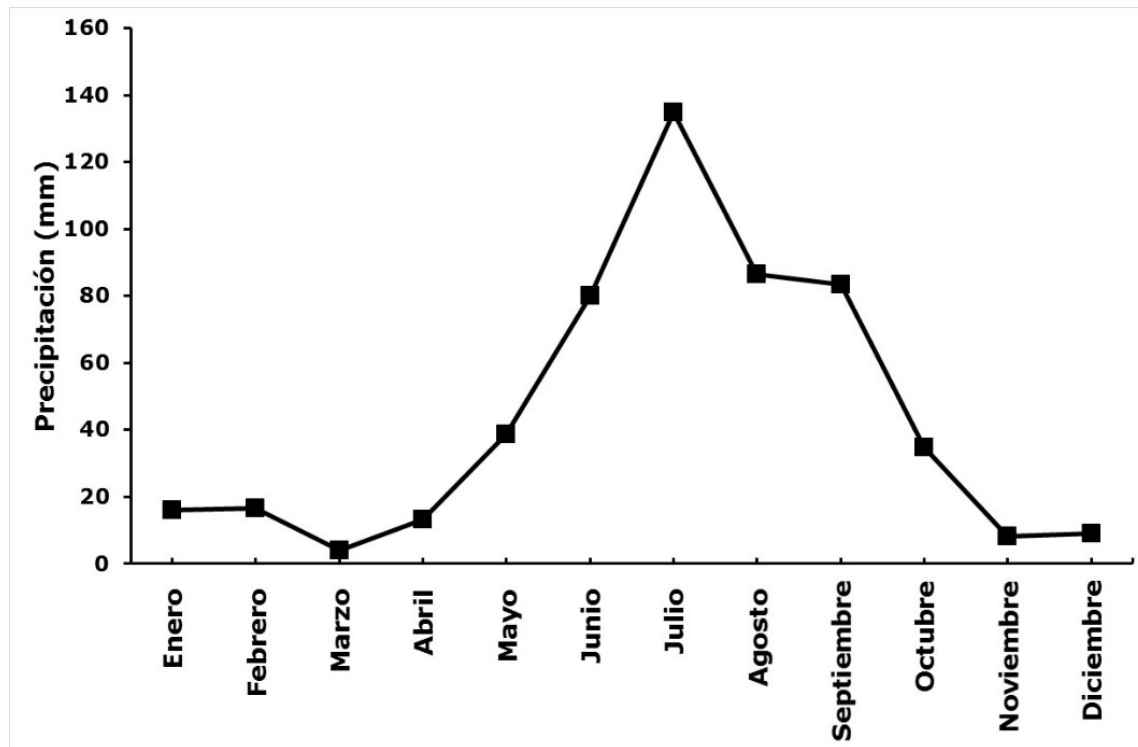


Figura 3. Comportamiento de la precipitación media mensual del valle de Querétaro, 1951-2020. Fuente: SMN (2011).

Metodología

Se recolectaron muestras de lluvia de septiembre de 2017 a julio de 2021 acumuladas mensualmente, utilizando un colector de agua de lluvia RS2 PALMEX (Figura 4), el cual permite tomar muestras mensuales sin



evaporación ni fraccionamiento (IAEA, 2002). Las muestras se filtraron usando membranas de celulosa de $0.45 \mu\text{m}$, y se envasaron en botellas de polietileno de alta densidad con tapas de inserciones cónicas y poliseal.



Figura 4. Colector de agua de lluvia RS2 PALMEX.

Los análisis de isótopos estables se realizaron en el laboratorio de hidrología isotópica del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), utilizando analizadores de isótopos de agua láser Picarro L2110-i y Los Gatos Research LWIA-45EP. La precisión analítica es de ± 0.5 ‰ para $\delta^2\text{H}$ y ± 0.13 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$.

El colector se localiza en las instalaciones del Servicio Meteorológico Nacional de Querétaro, cuyas coordenadas son $20^\circ 34' 13''$ norte, $100^\circ 22' 11''$ oeste, y altitud de 1 820 msnm.

Resultados

A las muestras de lluvia que se recolectaron de septiembre de 2017 a julio de 2021 se les determinó su contenido de isótopos estables. Los valores de $\delta^{18}\text{O}$ ‰ (VSMOW) y $\delta^2\text{H}$ ‰ (VSMOW) se muestran en la Tabla 1. Los rangos de $\delta^{18}\text{O}$ comprenden de -0.5 ‰ a -15.5 ‰, con un promedio de -7.77 ‰; los rangos de $\delta^2\text{H}$ comprenden de 0.3 ‰ a -111.8 ‰, con un promedio de -52.5 ‰.

Tabla 1. Composición isotópica mensual de la precipitación en el valle de Querétaro en el periodo septiembre 2017-julio 2021.

Colector	Latitud N	Longitud W	Altitud (msnm)	Fecha de muestreo	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) VSMOW	$\delta^2\text{H}$ (‰) VSMOW	Exceso-d	Precipitación (mm)
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Septiembre, 2017	-11.27	-78.1	12.1	105
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Febrero, 2018	-2.90	-20.0	3.2	7.68
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Abril, 2018	-1.35	-6.9	3.9	4.19
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Mayo, 2018	-3.16	-12.3	13.0	57.29
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Junio, 2018	-12.33	-89.0	9.6	229.31
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Julio, 2018	-3.13	-17.90	7.1	41.22
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Agosto, 2018	-7.30	-51.70	6.7	101.93
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Septiembre, 2018	-7.80	-51.30	11.1	98.51
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Octubre, 2018	-7.61	-49.70	11.2	28.64
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Noviembre, 2018	-9.09	-62.60	10.1	44.71
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Mayo, 2019	-0.5	0.30	4.0	23.75
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Junio, 2019	-9.3	-58.90	15.5	141.13
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Julio, 2019	-6.6	-38.30	14.1	43.32
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Agosto, 2019	-15.5	-111.80	12.0	75.0
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Octubre, 2019	-13.2	-96.20	9.6	122.27
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Noviembre, 2019	-8.9	-65.30	5.6	0.63
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Diciembre, 2019	-7.5	-48.18	12.1	2.79
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Enero, 2020	-7.5	-47.50	12.1	13.97
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Febrero, 2020	-8.4	-50.40	16.7	44.71
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Mayo, 2020	-5.4	-31.50	11.9	23.75
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Junio, 2020	-5.1	-27.90	13.1	154.06
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Julio, 2020	-10.41	-77.6	5.7	62.04
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Agosto, 2020	-11.62	-83.9	9.1	78.95
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Septiembre, 2020	-7.19	-50.2	7.3	49.61
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Octubre, 2020	-6.18	-48.8	0.6	9.08
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Enero, 2021	-6.43	-44.40	7.0	17.47
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Mayo, 2021	-4.72	-23.60	14.2	84.54
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Junio, 2021	-13.61	-95.40	13.5	43.32
Querétaro	20.56342	-100.36944	1 902	Julio, 2021	-11.55	-83.00	9.4	83.84

Con los datos se elaboró la gráfica de la relación $\delta^{18}\text{O}$ ‰ (VSMOW) versus $\delta^2\text{H}$ ‰ (VSMOW) (Figura 5). Por medio de una regresión lineal de mínimos cuadrados de los datos isotópicos se determinó la línea de agua meteórica del valle de Querétaro, $\delta^2\text{H} = 7.65 \delta^{18}\text{O} + 6.97$, con $r^2 = 0.9829$.

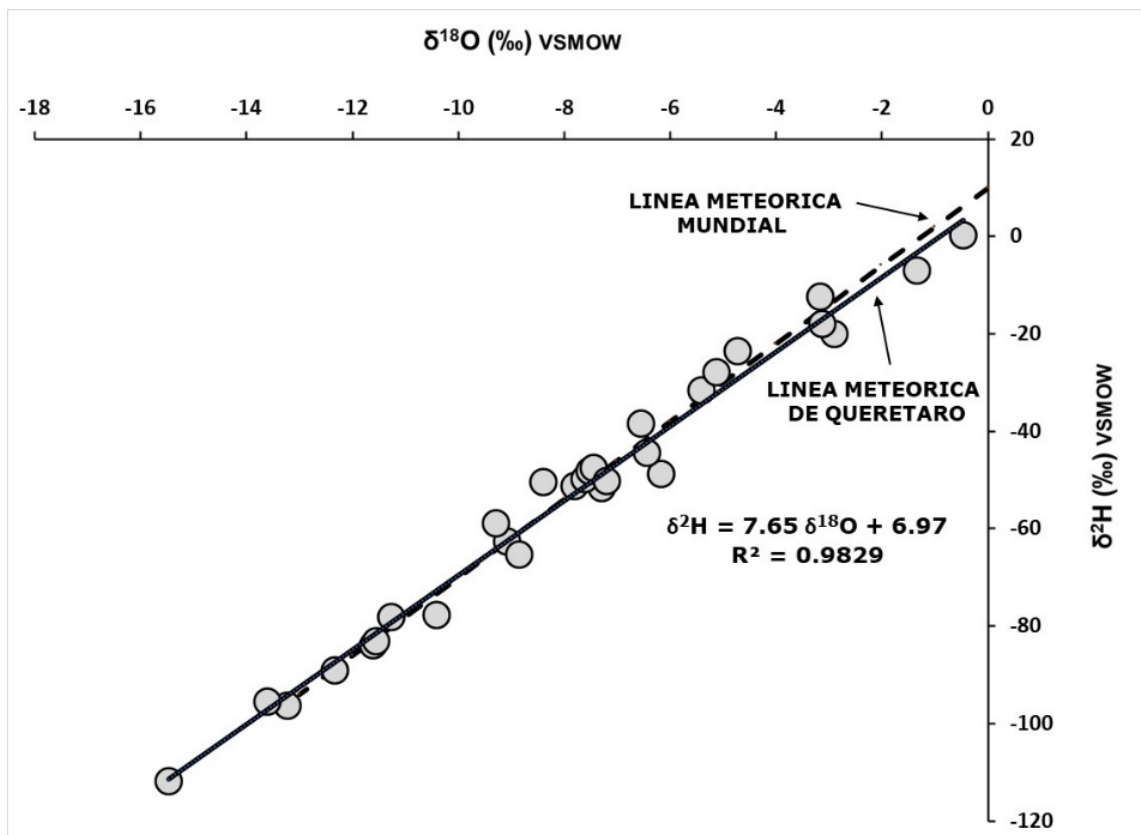


Figura 5. Línea de agua meteórica del valle de Querétaro.

Discusión

Temporada de sequía

Durante el periodo de diciembre a mediados de mayo, la escasa precipitación que se produce es afectada por evaporación secundaria. También se le conoce como “evaporación bajo la nube”, pues es la evaporación que sufren las gotas de lluvia en su descenso desde las nubes hasta el suelo. Al caer a través de una columna de aire seco se produce fraccionamiento cinético de las gotas de lluvia (Stewart, 1975; Dansgaard 1964). El fraccionamiento produce enriquecimiento de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en eventos de lluvia ligera, o al comienzo de una tormenta en atmósferas áridas (Peng, Mayer, Harris, & Krouse, 2007). En eventos de lluvia muy fuerte o de larga duración, la columna de aire bajo las nubes se satura y el proceso de evaporación secundaria se detiene.

En la Tabla 2 se presentan tres rangos de precipitación: sus valores promedio de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$; la pendiente y el intercepto de la correlación $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$, y el exceso de deuterio (d). La tabla muestra que los valores de la pendiente, del intercepto y del exceso-d dependen del rango de precipitación. La lluvia superior a 70 mm presenta los mayores valores de pendiente e intercepto. Conforme la precipitación decrece, los valores de

la pendiente decrecen de 8.21 a 7.22, y los del intercepto de 13.26 a 2.94. Esta tendencia indica que la composición isotópica de la lluvia ligera es afectada por evaporación secundaria.

Tabla 2. Valores de $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, Exceso-d, y parámetros de la correlación $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ para diferentes rangos de precipitación.

Precipitación rango mm	$\delta^{18}\text{O}$ ‰	$\delta^2\text{H}$ ‰	$\delta^{18}\text{O} - \delta^2\text{H}$		Exceso de deuterio d
			Pendiente	Intercepto	
0-30	-5.42	-36.2	7.22	2.94	7.16
30-70	-7.69	-50.6	7.89	10.07	10.92
> 70	-9.98	-68.7	8.21	13.26	11.14

Durante la evaporación acontece un exceso de deuterio (H^2) relativo al ^{18}O en el vapor. Esto se debe a la diferencia en el peso de una molécula de agua que contiene deuterio ($\text{H}^1\text{H}^2\text{O}^{16} = 19$ g/mol) y una que contiene oxígeno-18 ($\text{H}^1\text{H}^1\text{O}^{18} = 20$ g/mol).

El exceso de deuterio (d) se define como $d = \delta^2\text{H} - 8 * \delta^{18}\text{O}$. El valor del exceso-d de la línea meteórica mundial (LMM) es 10 (Dansgaard, 1964).

Después de la evaporación de un cuerpo de agua superficial (o una gota de lluvia), el agua remanente tendrá valores de exceso de deuterio menores de 10, mientras que el vapor que se produce tendrá valores de exceso de deuterio mayores a 10, en un proceso como se muestra en la

Figura 6 (Victoria, Martinelli, Mortatti, & Richey, 1991). Es decir, la evaporación decrece el exceso de deuterio, mientras que la humedad reciclada lo incrementa (Froehlich *et al.*, 2008).

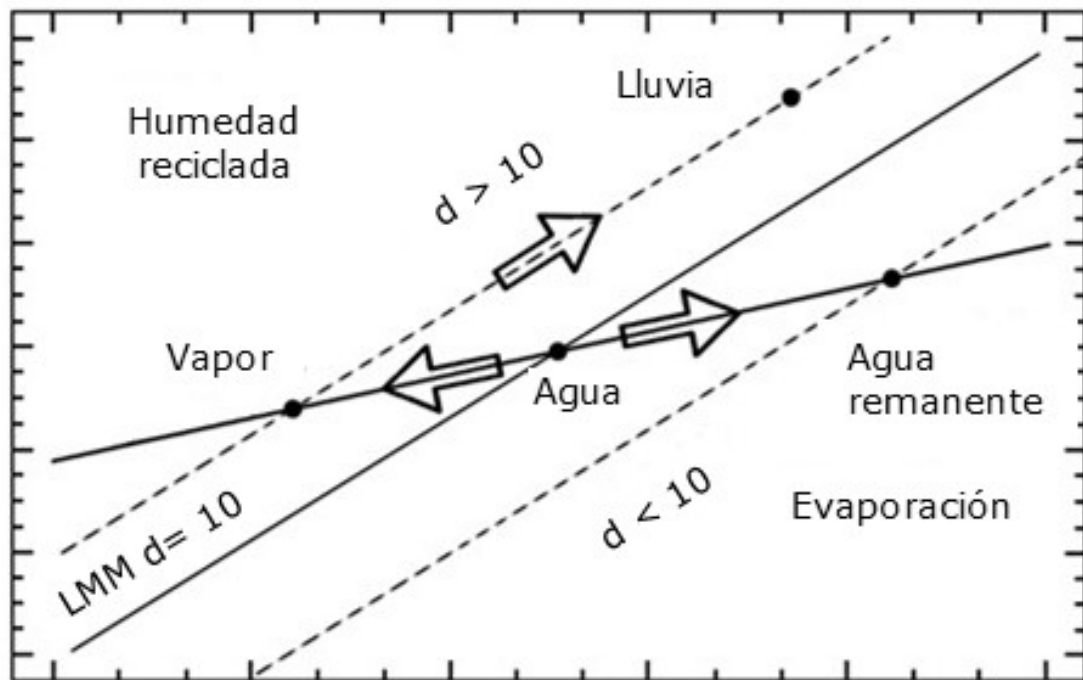


Figura 6. Evolución isotópica del agua sometida a evaporación (Victoria *et al.*, 1991; ©The Royal Swedish Academy of Sciences. Utilizado con permiso).

Como se puede observar en la Tabla 2, el exceso de deuterio de las precipitaciones menores a 30 mm es inferior al de la LMM ($d_{<30} = 7.16 < d_{LMM} = 10$), lo cual indica que sufrieron evaporación. El exceso-d de las

precipitaciones mayores a 30 mm es similar al de la LMM, lo cual indica que estas muestras no se evaporaron.

En la Figura 7 y Figura 8 se observa que los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ son enriquecidos en la temporada de estiaje y empobrecidos en la temporada de lluvias.

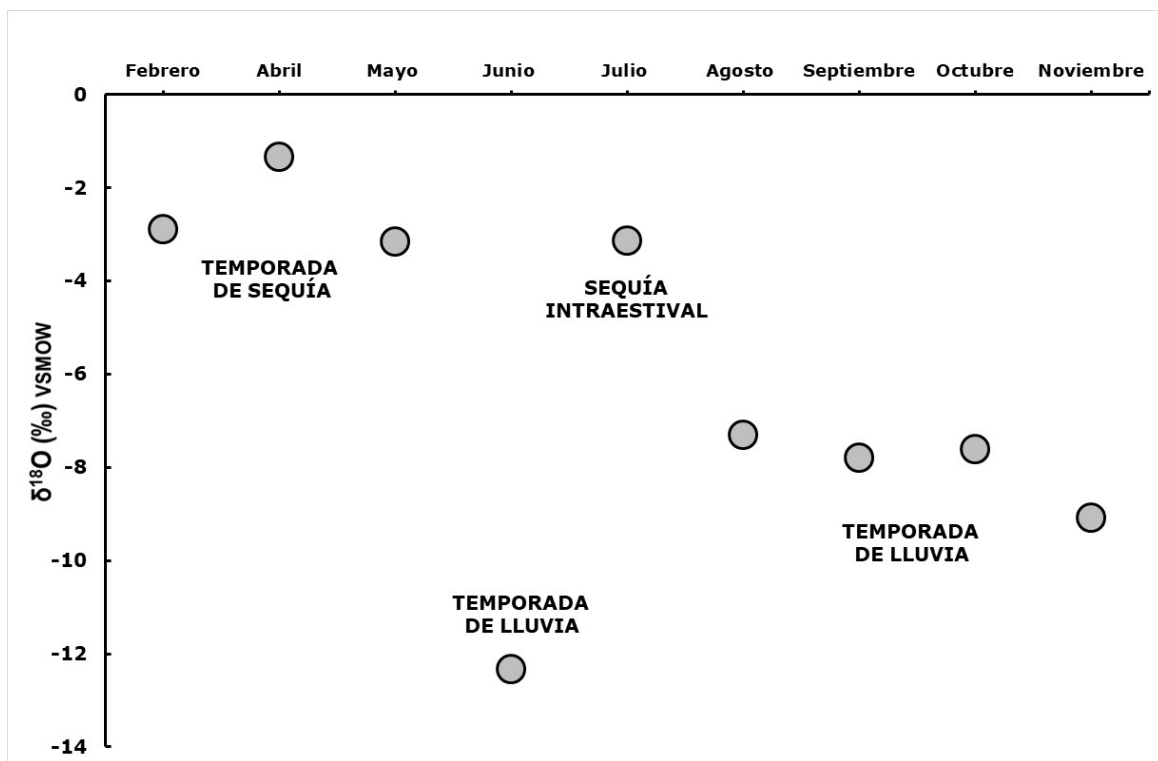


Figura 7. Valores mensuales de $\delta^{18}\text{O}$ de la lluvia durante el año 2018.

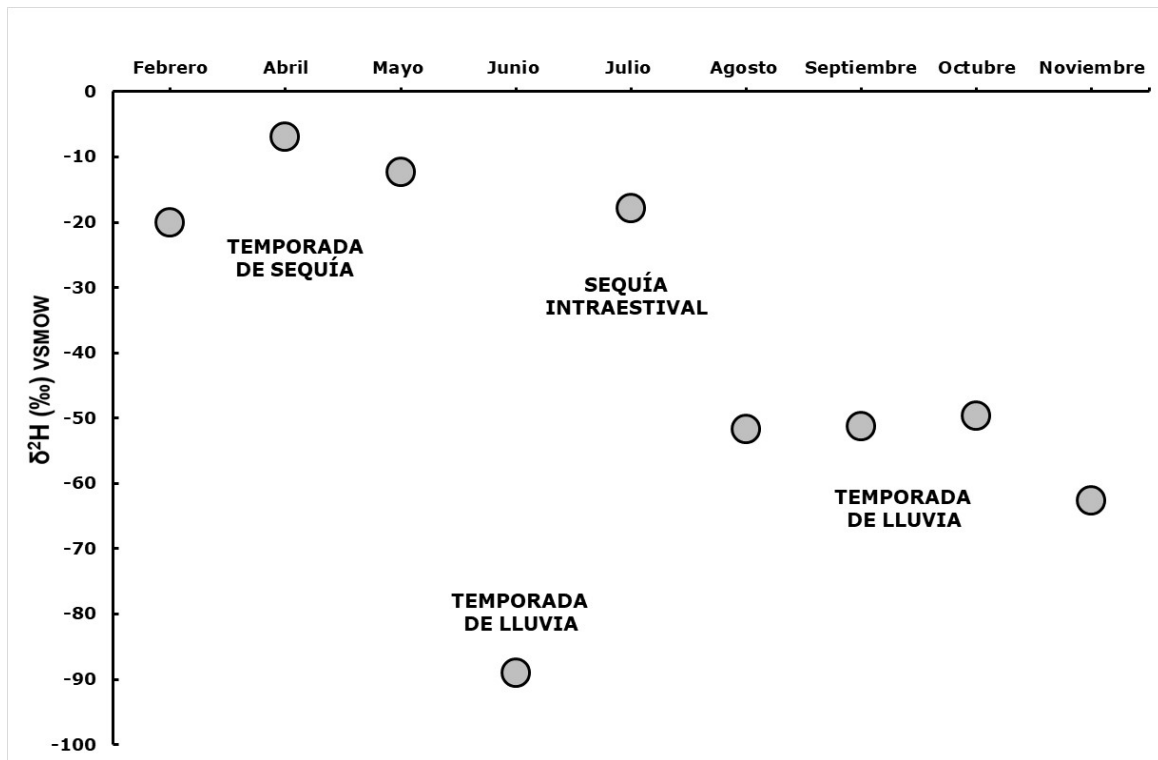


Figura 8. Valores mensuales de $\delta^2\text{H}$ de la lluvia durante el año 2018.

Pérez-Quezadas, Adams, Sánchez-Murillo, Lagunes y Rodríguez-Castañeda (2021) en su estudio del monzón de Norteamérica en la cuenca del río Sonora (noroeste de México), también encontró una correlación entre la cantidad de lluvia y el exceso de deuterio (Figura 9).

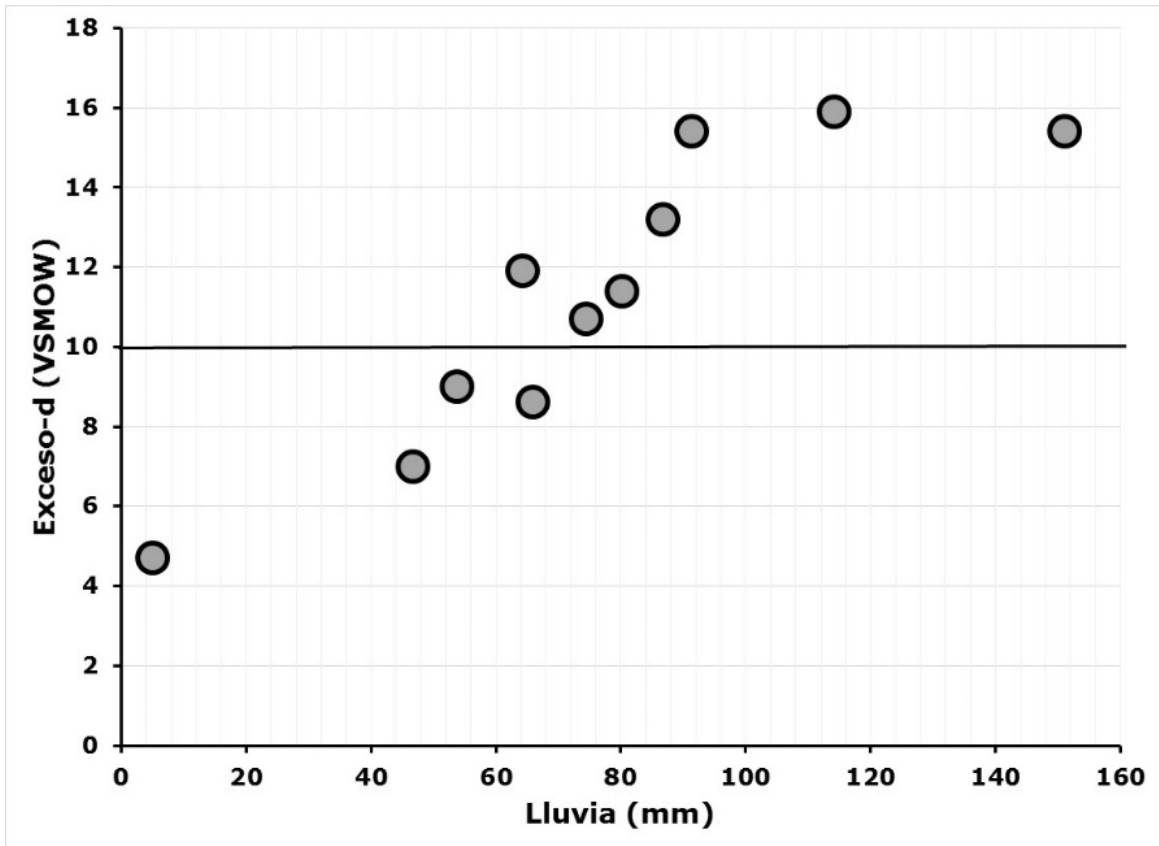


Figura 9. Relación entre la cantidad de lluvia y exceso de deuterio en la cuenca del río Sonora (noroeste de México) en 2018 (datos obtenidos de Pérez-Quezadas *et al.*, 2021).

Temporada de lluvias

En esta temporada, los vientos alisios del norte que transportan humedad del golfo de México y los vientos alisios del sur que transportan humedad del océano Pacífico convergen en el trópico de México, generando



corrientes ascendentes que producen abundantes precipitaciones al condensarse la humedad (Jáuregui-Ostos, 2003; Waliser & Jiang, 2014). A esta región se le denomina zona de convergencia intertropical (Figura 10).

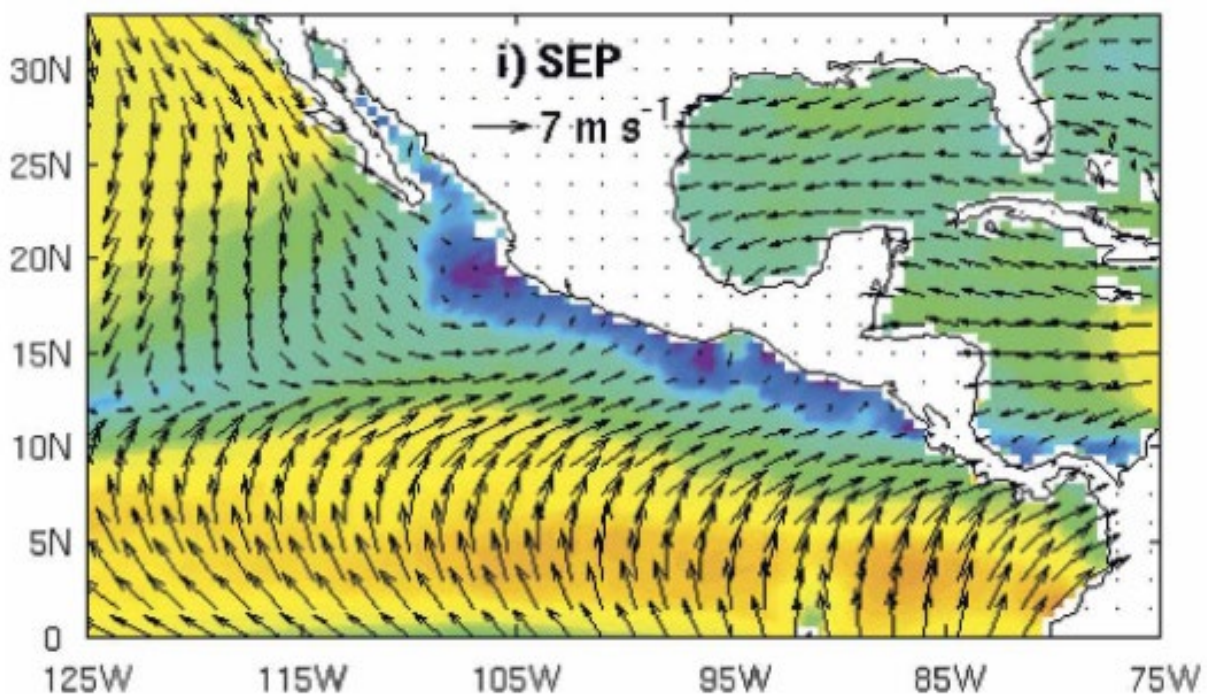


Figura 10. Campo de velocidades de viento de bajo nivel (m/s) en septiembre (Romero-Centeno, Zavala-Hidalgo, & Raga, 2007; ©American Meteorological Society. Utilizado con permiso).

La condensación inicial del vapor marino presenta valores enriquecidos en isótopos pesados (Araguás-Araguás, Froehlich, & Rozanski, 2000). Conforme el vapor marino es transportado hacia el

continente y produce lluvia, los valores de las $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ decrecen debido a la destilación de los isótopos pesados (Rozanski, Araguás-Araguás, & Gonfiantini, 1993). Esto se conoce como efecto de continentalidad.

El contenido de isótopos pesados de la lluvia decrece con la altitud. Conforme las masas de vapor ascienden sobre las montañas se enfrían por expansión adiabática, condensándose y produciendo lluvias (Gonfiantini, Roche, Olivry, Fontes, & Zuppi, 2001). Cuando ocurre la lluvia inicial, las moléculas de agua que contienen isótopos pesados condensan de manera preferente, empobreciendo el vapor remanente en isótopos pesados. En consecuencia, la segunda lluvia será más empobrecida que la primera, y así sucesivamente (Bony, Risi, & Vimeux, 2008). Es decir, conforme asciende el vapor y produce lluvia, los valores de las $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ decrecen debido a la destilación de los isótopos pesados (Scholl, Shanley, Zegarra, & Coplen, 2009; Scholl & Murphy, 2014). Esto se conoce como efecto de altitud.

Lachniet y Patterson (2009) calcularon para la región norte de Centroamérica el efecto de continentalidad para la $\delta^{18}\text{O}$, el cual es de -0.69 ‰ por cada 100 km desde la costa. La distancia entre el valle de Querétaro y el Golfo de México es de ~350 km, por lo cual la $\delta^{18}\text{O}$ decrece -2.2 ‰.

Poage y Chamberlain (2001) calcularon, con base en un estudio que abarcó 68 cadenas montañosas alrededor del mundo, el factor de altitud para la $\delta^{18}\text{O}$. Este factor es de -2.8 ‰ por 1 km. La altitud del valle de Querétaro es de 1.85 km, por lo cual la $\delta^{18}\text{O}$ decrece -5.2 ‰.

El valor promedio de $\delta^{18}\text{O}$ de la lluvia en el puerto de Veracruz es -4 ‰ (IAEA/WMO, 1998).

Sumando el efecto de altitud y continentalidad, y asumiendo que el contenido isotópico de la condensación inicial del vapor marino es similar al de Veracruz, el valor de la $\delta^{18}\text{O} = -4 \text{ ‰} -2.2 \text{ ‰} -5.2 \text{ ‰} = -11.4 \text{ ‰}$. Éste es el valor de la $\delta^{18}\text{O}$ de la lluvia en la base de la nube, en el valle de Querétaro.

México se ubica entre las regiones ciclogénicas del Atlántico occidental y el Pacífico nororiental (Gray, 1979), por lo cual recibe abundantes lluvias de los ciclones tropicales que arriban al país (Breña-Naranjo, Pedrozo-Acuña, Pozos-Estrada, Jiménez-López, & López-López, 2015). Los ciclones del Pacífico se originan en la zona del golfo de Tehuantepec (Reyes & Mejía-Trejo, 1991), mientras que los del Atlántico se generan en la sonda de Campeche o el Caribe oriental. En estos sistemas de escala sinóptica, las masas de vapor ascienden a gran altura, condensándose y produciendo lluvias muy empobrecidas en isótopos pesados debido al efecto de altitud. Un ejemplo de ello fue el huracán Bud y la tormenta tropical Carlota, los cuales ocasionaron intensas lluvias en el centro del país en junio de 2018 (SMN, 2018). González-Hita *et al.* (2021) reportaron para el huracán Bud valores de $\delta^{18}\text{O} = -13.48$ y $\delta^2\text{H} = -97.8$.

Conclusiones

Este estudio presenta la caracterización de la composición isotópica ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, Exceso-d) del agua meteórica ocurrida en el valle de Querétaro de septiembre de 2017 a julio de 2021. Con los datos isotópicos se elaboró la gráfica de la correlación $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$, y se determinó la línea de agua meteórica del valle de Querétaro (LAMVQ), $\delta^2\text{H} = 7.65 \delta^{18}\text{O} + 6.97$. La LAMVQ tiene una pendiente y un intercepto menor al de la línea meteórica mundial.

Los datos muestran que la pendiente e intercepto de la correlación $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ de las precipitaciones abundantes (> 30 mm) son similares al de la LMM. El exceso de deuterio no revela evaporación secundaria en estas precipitaciones. Por otro lado, la pendiente e intercepto de la correlación $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ de las precipitaciones ligeras (< 30 mm) son menores al de la LMM. El exceso de deuterio muestra evaporación secundaria en estas precipitaciones. Se concluye que la LAMVQ tiene una pendiente e intercepto menor al de la LMM debido a evaporación secundaria de las precipitaciones pequeñas. Con base en estos resultados, se especula que las líneas de agua meteóricas de las regiones semiáridas y áridas de México estarán afectadas por evaporación secundaria.

La línea de agua meteórica del valle de Querétaro puede fungir como una herramienta muy importante para estudiar el origen y la dinámica del agua superficial y subterránea. En el caso concreto del acuífero del valle

de Querétaro puede coadyuvar a determinar: 1) las zonas de recarga; 2) el origen del nitrato presente en el agua subterránea; 3) la relación con el acuífero de Los Apaseos, Guanajuato, y 4) el impacto de pozos de recarga.

Agradecimientos

La Red Nacional de Monitoreo de la Composición Isotópica de la Precipitación Pluvial en México es una colaboración del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, el Servicio Meteorológico Nacional, el Sistema de Aguas de la Ciudad de México, y el Organismo Internacional de Energía Atómica.

Referencias

- Aguilar-Ramírez, C. F., Camprubí, A., Fitz-Díaz, E., Cienfuegos-Alvarado, E., & Morales-Puente, P. (2017). Variación en la composición isotópica del agua meteórica a lo largo de la sección centro-noreste de la Sierra Madre Oriental. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 69(2), 447-463. Recuperado de <https://doi.org/10.18268/bsgm2017v69n2a9>
- Araguás-Araguás, L., Froehlich, K., & Rozanski, K. (2000). Deuterium and oxygen-18 isotope composition of precipitation and atmospheric moisture. *Hydrological Processes*, 14(8), 1341-1355.

- Bony, S., Risi, C., & Vimeux, F. (2008). Influence of convective processes on the isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$ and δD) of precipitation and water vapor in the tropics: 1. Radiative-convective equilibrium and tropical ocean-global atmosphere-coupled ocean-atmosphere response experiment (TOGA-coare) simulations. *Journal of Geophysical Research*, 113(D19). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2008jd009942>
- Bowen, G. J., & Good, S. P. (2015). Incorporating water isoscapes in hydrological and water resource investigations. *Wiley Interdisciplinary Reviews*, 2(2), 107-119. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/wat2.1069>
- Breña-Naranjo, A. J., Pedrozo-Acuña, A., Pozos-Estrada, O., Jiménez-López, S. A., & López-López, M. R. (2015). The contribution of tropical cyclones to rainfall in Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth*, 83-84, 111-122. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.05.011>
- Cejudo, E., Acosta-González, G., & Leal-Bautista, R. (2021). Regional meteoric water line of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Geoscience Data Journal*. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/gdj3.123>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Valle de Querétaro*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.

- Cortés, A., & Farvolden, R. N. (1989). Isotope studied of precipitation and groundwater in the Sierra de Las Cruces, Mexico. *Journal of Hydrology*, 107(1-4), 147-153. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(89\)90055-3](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90055-3)
- Cortés, A., Durazo, J., & Farvolden, R. N. (1997). Studies of isotopic hydrology of the basin of Mexico and vicinity: Annotated bibliography and interpretation. *Journal of Hydrology*, 198(1-4), 346-376. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(96\)03273-8](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(96)03273-8)
- Dansgaard, W. (1964). Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, 16(4), 436-468. Recuperado de <https://doi.org/10.3402/tellusa.v16i4.8993>
- Eastoe, C. J., Hess, G., & Mahieux, S. (2014). Identifying recharge from tropical cyclonic storms, Baja California Sur, Mexico. *Groundwater*, 53(S1), 133-138. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/gwat.12183>
- Froehlich, K., Kralik, M., Papesch, W., Rank, D., Scheifinger, H., & Stichler, W. (2008). Deuterium excess in precipitation of alpine regions-moisture recycling. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 44(1), 61-70. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10256010801887208>
- Gonfiantini, R., Roche, M.-A., Olivry, J.-C., Fontes, J.-C., & Zuppi, G. M. (2001). The altitude effect on the isotopic composition of tropical rains. *Chemical Geology*, 181(1-4), 147-167. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/s0009-2541\(01\)00279-0](https://doi.org/10.1016/s0009-2541(01)00279-0).

- González-Hita, L. G., Mejía-González, M. A., Martínez-Carteño, B., Aparicio-González, J. C., & Flores-Mañón, D. (2021). Isotopic composition of rainfall in Baja California Sur, México. *International Journal of Hydrology*, 5(3), 93-100. Recuperado de <https://doi.org/10.15406/ijh.2021.05.00271>
- Gray, W. M. (1979). Hurricanes: Their formation, structure and likely role in the tropical circulation. In: Shaw, D. B. (ed.). *Meteorology over the tropical oceans* (155-218). Bracknell, UK: Royal Meteorological Society, James Glaisher House, Grenville Place.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1997). *Querétaro, estado de Querétaro. Cuaderno estadístico municipal*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- IAEA, International Atomic Energy Agency. (2002). A new device for monthly rainfall sampling for GNIP. *Water and Environment Newsletter, International Atomic Energy Agency*. (16) Special Issue on the Global Network of Isotopes in Precipitation, 5.
- IAEA/WMO, International Atomic Energy Agency/World Meteorological Organization. (1998). *Global network for isotopes in precipitation. The GNIP Database. Release 3*. Vienna, Austria/ Geneva, Switzerland: International Atomic Energy Agency/World Meteorological Organization.
- Jáuregui-Ostos, E. (2003). Algunos conceptos modernos sobre la circulación general de la atmósfera. *Investigaciones Geográficas*, 50, 121-143.

- Lachniet, M. S., & Patterson, W. P. (2009). Oxygen isotope values of precipitation and surface waters in Northern Central America (Belize and Guatemala) are dominated by temperature and amount effects. *Earth and Planetary Science Letters*, 284(3-4), 435-446. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2009.05.010>
- Lases-Hernandez, F., Medina-Elizalde, M., Burns, S., & DeCesare, M. (2019). Long-term monitoring of drip water and groundwater stable isotopic variability in the Yucatán Peninsula: Implications for recharge and speleothem rainfall reconstruction. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 246, 41-59. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.11.028>
- Morales-Casique, E., Escolero, O., & Arce, J. (2014). Resultados del pozo San Lorenzo Tezonco y sus implicaciones en el entendimiento de la hidrogeología regional de la cuenca de México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 31(1), 64-75.
- Ouyse, S., Wehncke, E. V., & Carrillo-Rivera, J. J. (2018). Investigating regional groundwater flow systems in Baja California Central Desert Region. *International Journal of Hydrology*, 2(1). Recuperado de <https://doi.org/10.15406/ijh.2018.02.00057>
- Ortega-Guerrero, A., Cherry, J. A., & Aravena, R. (1997). Origin of pore water and salinity in the Lacustrine Aquitard overlying the Regional Aquifer of Mexico City. *Journal of Hydrology*, 197(1-4), 47-69. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(96\)03280-5](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(96)03280-5)

- Putman, A. L., Fiorella, R. P., Bowen, G. J., & Cai, Z. (2019). A global perspective on local meteoric water lines: Meta-analytic insight into fundamental controls and practical constraints. *Water Resources Research*, 55(8), 6896-6910. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2019wr025181>
- Peng, H., Mayer, B., Harris, S., & Krouse, H. R. (2007). The influence of below-cloud secondary effects on the stable isotope composition of hydrogen and oxygen in precipitation at Calgary, Alberta, Canada. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(4), 698-704. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00291.x>
- Pérez-Quezadas, J., Adams, D., Sánchez-Murillo, R., Lagunes, A. J., & Rodríguez-Castañeda, J. L. (2021). Isotopic variability ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$ and D-excess) during rainfall events of the North American monsoon across the Sonora River Basin, Mexico. *Journal of South American Earth Sciences*, 105, 102928. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102928>
- Poage, M. A., & Chamberlain, P. (2001). Empirical relationships between elevation and the stable isotope composition of precipitation and surface waters: Considerations for studies of Paleoelevation Change. *American Journal of Science*, 301(1), 1-15. Recuperado de <https://doi.org/10.2475/ajs.301.1.1>
- Reyna, T. (1970). Aspectos climáticos del estado de Querétaro. *Investigaciones geográficas*, 3, DOI: <https://doi.org/10.14350/rig.58850>

- Reyes, S., & Mejía-Trejo, A. (1991). Tropical perturbations in the Eastern Pacific and the precipitation field over north-western Mexico in relation to the ENSO phenomenon. *International Journal of Climatology*, 11(5), 515-528. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/joc.3370110505>
- Rozanski, K., Araguás-Araguás, L., & Gonfiantini, R. (1993). Isotopic patterns in modern global precipitation. *Geophysical Monograph Series*, 78, 1-36. DOI: 10.1029/gm078p0001
- Romero-Centeno, R., Zavala-Hidalgo, J., & Raga, G. B. (2007). Midsummer gap winds and low-level circulation over the Eastern Tropical Pacific. *Journal of Climate*, 20(15), 3768-3784. Recuperado de <https://doi.org/10.1175/jcli4220.1>
- Sánchez-Murillo, R., Durán-Quesada, A. M., Esquivel-Hernández, G., Rojas-Cantillano, D., Birkel, C., Welsh, K., Sánchez-Llull, M., Alonso-Hernández, C. M., Tetzlaff, D., Soulsby, C., Boll, J., Kurita, N., & Cobb, K. M. (2019). Deciphering key processes controlling rainfall isotopic variability during extreme tropical cyclones. *Nature Communications*, 10(1). Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12062-3>
- Schotterer, U., Oldfield, F., & Froehlich, K. (1996). *GNIP Global Network for Isotopes in Precipitation*. Bern, Switzerland: Laederach AG.
- Scholl, M. A., Shanley, J. B., Zegarra, J. P., & Coplen, T. B. (2009). The stable isotope amount effect: New insights from Nexrad Echo Tops, Luquillo Mountains, Puerto Rico. *Water Resources Research*, 45(12). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2008wr007515>

- Scholl, M. A., & Murphy, S. F. (2014). Precipitation isotopes link regional climate patterns to water supply in a tropical mountain forest, eastern Puerto Rico. *Water Resources Research*, 50(5), 4305-4322. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/2013wr014413>
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2018). *Reporte del clima en México. Junio 2018*. Ciudad de México, México: Servicio Meteorológico Nacional.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2011). *Normales Climatológicas del periodo de 1951 a 2010*. Ciudad de México, México: Servicio Meteorológico Nacional.
- Stewart, M. K. (1975). Stable isotope fractionation due to evaporation and isotopic exchange of falling waterdrops: Applications to atmospheric processes and evaporation of Lakes. *Journal of Geophysical Research*, 80(9), 1133-1146. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/jc080i009p01133>
- Victoria, R., Martinelli, L., Mortatti, J., & Richey, J. (1991). Mechanisms of Water Recycling in the Amazon Basin: Isotopic insights. *Ambio*, 20(8), 384-387.
- Waliser, D. E., & Jiang, X. (2014). Tropical meteorology and climate: Intertropical convergence zone. In: *Encyclopedia of Atmospheric Sciences* (2nd ed.). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-03

Articles

**Hydro-chemical characteristics and water environment
of the surface water and shallow groundwater in the
North of Yellow River Delta, China**

**Características hidroquímicas y ambiente acuático de
las aguas superficiales y subterráneas poco profundas
en el norte del delta del río Amarillo, China**

Kui-Feng Wang¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5033-8531>

Ni-Na Liu², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3310-5314>

Jiang-Bao Xia³

Xiao-Jing Chu⁴

Shu-Jian Xu⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9277-5951>

Tai-Ping Zhang⁶

Ge Hu⁷

Yang Liu⁸

Hong-Jun Zhang⁹



Yan Xu¹⁰

¹Shandong Institute of Geological Sciences, Key Laboratory of Gold Mineralization Process and Resource Utilization, Key Laboratory of Coastal Science and Integrated Management, Ministry of Natural Resources, Shandong Key Laboratory of Geological Process and Resource Utilization in Metallic Minerals, Shandong Engineering Technology Collaborative Innovation Center of Coastal Evaluation and Planning, Shandong Yellow River Basin Soil Ecological Remediation Technology Innovation Center, Jinan, China / Key Laboratory of Western China's Mineral Resources and Geological Engineering of Ministry of Education, Chang'an University, Xi'an, China / Shandong Key Laboratory of Eco-Environmental Science for Yellow River Delta (Binzhou University), Binzhou, China / Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Remediation, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, China / Shandong Provincial Key Laboratory of Water and Soil Conservation and Environmental Protection, Linyi University, Linyi, China/North Carolina State University, Raleigh, USA, maplewkf@126.com



²Key Laboratory of Western China's Mineral Resources and Geological Engineering of Ministry of Education, Chang'an University, Xi'an, China, 495063753@qq.com

³Shandong Key Laboratory of Eco-Environmental Science for Yellow River Delta (Binzhou University), Binzhou, China, xiajb@163.com

⁴Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Remediation, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, China, xjchu@yic.ac.cn

⁵Shandong Provincial Key Laboratory of Water and Soil Conservation and Environmental Protection, Linyi University, Linyi, China, xushujian1967@163.com

⁶Shandong Institute of Geological Sciences, Key Laboratory of Gold Mineralization Process and Resource Utilization, Key Laboratory of Coastal Science and Integrated Management, Ministry of Natural Resources, Shandong Key Laboratory of Geological Process and Resource Utilization in Metallic Minerals, Shandong Engineering Technology Collaborative Innovation Center of Coastal Evaluation and Planning, Shandong Yellow River Basin Soil Ecological Remediation Technology Innovation Center, Jinan, China, ztp_1220@163.com



⁷Shandong Institute of Geological Sciences, Key Laboratory of Gold Mineralization Process and Resource Utilization, Key Laboratory of Coastal Science and Integrated Management, Ministry of Natural Resources, Shandong Key Laboratory of Geological Process and Resource Utilization in Metallic Minerals, Shandong Engineering Technology Collaborative Innovation Center of Coastal Evaluation and Planning, Shandong Yellow River Basin Soil Ecological Remediation Technology Innovation Center, Jinan, China, 4972135@qq.com

⁸Shandong Institute of Geological Sciences, Key Laboratory of Gold Mineralization Process and Resource Utilization, Key Laboratory of Coastal Science and Integrated Management, Ministry of Natural Resources, Shandong Key Laboratory of Geological Process and Resource Utilization in Metallic Minerals, Shandong Engineering Technology Collaborative Innovation Center of Coastal Evaluation and Planning, Shandong Yellow River Basin Soil Ecological Remediation Technology Innovation Center, Jinan, China, seaswelly@163.com

⁹Shandong Institute of Geological Sciences, Key Laboratory of Gold Mineralization Process and Resource Utilization, Key Laboratory of Coastal Science and Integrated Management, Ministry of Natural Resources, Shandong Key Laboratory of Geological Process and Resource Utilization



in Metallic Minerals, Shandong Engineering Technology Collaborative Innovation Center of Coastal Evaluation and Planning, Shandong Yellow River Basin Soil Ecological Remediation Technology Innovation Center, Jinan, China, 874379934@qq.com

¹⁰Shandong Institute of Geological Sciences, Key Laboratory of Gold Mineralization Process and Resource Utilization, Key Laboratory of Coastal Science and Integrated Management, Ministry of Natural Resources, Shandong Key Laboratory of Geological Process and Resource Utilization in Metallic Minerals, Shandong Engineering Technology Collaborative Innovation Center of Coastal Evaluation and Planning, Shandong Yellow River Basin Soil Ecological Remediation Technology Innovation Center, Jinan, China, haidaxy@163.com

Corresponding authors: Liu Ni-Na, 495063753@qq.com; Wang Kui-Feng, maplewkf@126.com

Abstract

The present study envisaged the dynamic monitoring and study of the hydrochemistry of the surface water and shallow groundwater in the



northern part of the Yellow River Delta, China. Analysis of the surface water and shallow groundwater revealed that the shallow groundwater exhibited in two forms: precipitation evaporation type and hydrological type, and the latter was obviously affected by the dynamic water level of the Yellow River. The surface water and shallow groundwater exhibited a higher degree of mineralization. Cations of Mg^{2+} , Na^+ and K^+ and anions of Cl^- and SO_4^{2-} were the main ion components of the total dissolved solids. The hydro-chemical type of shallow groundwater was $Cl-Na\cdot K$ that was a typical seawater or brine form. The water chemical type of surface water changed to $Cl\cdot SO_4-Na\cdot K\cdot Ca$ due to the industrial, agricultural and urban pollution. The overall quality of surface water was poor, and the main pollution indexes were found to be present, except for cyanide. The levels of COD and fluorine exceeded the standard values in the surface water. The groundwater quality was poor, since most of the pollutants were detected, except for cyanide and volatile phenol. Eight indexes exceeded the groundwater quality standard levels including Cl^- , Na^+ , total hardness, COD, NH_4^+ , Hg, As, NO_3^- , Cl^- and Na^+ . The pollution of the surface water and shallow groundwater was mainly caused by the discharge of the wastewater from the petroleum; chemical industry and brine enterprises; agricultural non-point source pollution; leakage of septic tanks and

sewage pipes in urban and rural areas, and rainwater leaching from the garbage piles. In order to improve the water quality, the sewage control and management needs be optimised, and the industrial layout should be reconsidered.

Keywords: Surface water, shallow groundwater, dynamic type of groundwater, hydro-chemical characteristics, water pollution.

Resumen

El presente estudio contempló el seguimiento dinámico y el estudio de la hidroquímica del agua superficial y del agua subterránea poco profunda en la parte norte del delta del río Amarillo, China. El análisis del agua superficial y el agua subterránea poco profunda reveló que el agua subterránea poco profunda se exhibía en dos formas: tipo de evaporación por precipitación y tipo hidrológico, y este último fue obviamente afectado por el nivel dinámico del agua del río Amarillo. El agua superficial y el agua subterránea poco profunda exhibieron un mayor grado de mineralización. Los cationes de Mg^{2+} , Na^+ y K^+ y los aniones de Cl^- y SO_4^{2-} fueron los principales componentes iónicos del total de sólidos disueltos. El tipo hidroquímico de agua subterránea poco profunda era $Cl-Na \cdot K$ que era una forma típica de agua de mar o salmuera. El tipo químico del agua



del agua superficial cambió a $\text{Cl}\cdot\text{SO}_4\cdot\text{Na}\cdot\text{K}\cdot\text{Ca}$ debido a la contaminación industrial, agrícola y urbana. La calidad general del agua superficial era mala y se encontró que estaban presentes los principales índices de contaminación, excepto el cianuro. Los niveles de DQO y flúor excedieron los valores estándar en el agua superficial. La calidad del agua subterránea fue mala, pues se detectaron la mayoría de los contaminantes, excepto cianuro y fenol volátil. Ocho índices excedieron los niveles estándar de calidad del agua subterránea, incluidos Cl^- , Na^+ , dureza total, DQO, NH_4^+ , Hg, As, NO_3^- , Cl^- y Na^+ . La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas fue causada principalmente por la descarga de aguas residuales de la industria petrolera, química y de salmuera; contaminación de fuentes agrícolas difusas; fugas de fosas sépticas y tuberías de alcantarillado en áreas urbanas y rurales; y agua de lluvia que se mezcla con la lixiviación de las pilas de basura. Para mejorar la calidad del agua es necesario optimar el control y la gestión de las aguas residuales, y reconsiderar el diseño industrial.

Palabras clave: agua superficial, agua subterránea poco profunda, tipo dinámico de agua subterránea, características hidroquímicas, contaminación del agua.



Received: 20/07/2020

Accepted: 24/11/2021

Introduction

The hydro-chemical characteristics of water are indicative of the climate and environment in the area, where the river flows. It is an important factor determining the use of water for domestic, irrigation, or industrial purposes, and plays a vital role in the sustainable management of the water resource utilization and the protection and construction of the ecological environment (Zhang, Ma, Abuduwaili, Ge, & Saparov, 2019).

The chemical composition of the water can be used to assess the water quality and evaluate its potential for different uses (Ren, Li, He, Su, & Elumalai, 2021; Zhan, Wu, & Jin, 2021). Groundwater water resource accounts to more than 50 % of the world's drinking water demand, and



is essential for the daily life, industrial and agricultural production, and maintaining the ecological balance (Amiri, Bhattacharya, & Nakhaei, 2021a; Amiri, Kamrani, Ahmad, Bhattacharya, & Mansoori, 2021b). However, groundwater pollution caused by the discharge from the industry (wastewater, waste gas, and solid waste); agriculture (excessive fertilizer application and pesticide spraying residues), and the local wastewater discharge affects the human health and reduces the agricultural food production (Zhang *et al.*, 2019). Groundwater chemical composition is mainly affected by the natural (meteorology, surface water, plant soil, stratigraphic lithology) and anthropogenic (mixed groundwater extraction, pollutant discharge, artificial recharge) factors, and it is a product of long-term interactions with the surrounding environment (atmosphere, surface water, rocks) in the process of circulation (Iqbal *et al.*, 2019). Groundwater quality is jointly influenced by the water-rock action, human activities, and the atmosphere, which provide a basis for evaluating the water quality and scientifically formulating reasonable groundwater development and utilization plans (Liu *et al.*, 2015).

The northern part of the Yellow River Delta is located in the south bank of the Bohai Sea and the north side of the Yellow River Estuary (He *et al.*, 2017). The geomorphic type belongs to the typical alluvial plain



area of the estuary Delta, which is from 37° 45' ~ 38° 10' north latitude to 118° 07' ~ 119° 05' east longitude (Figure 1).

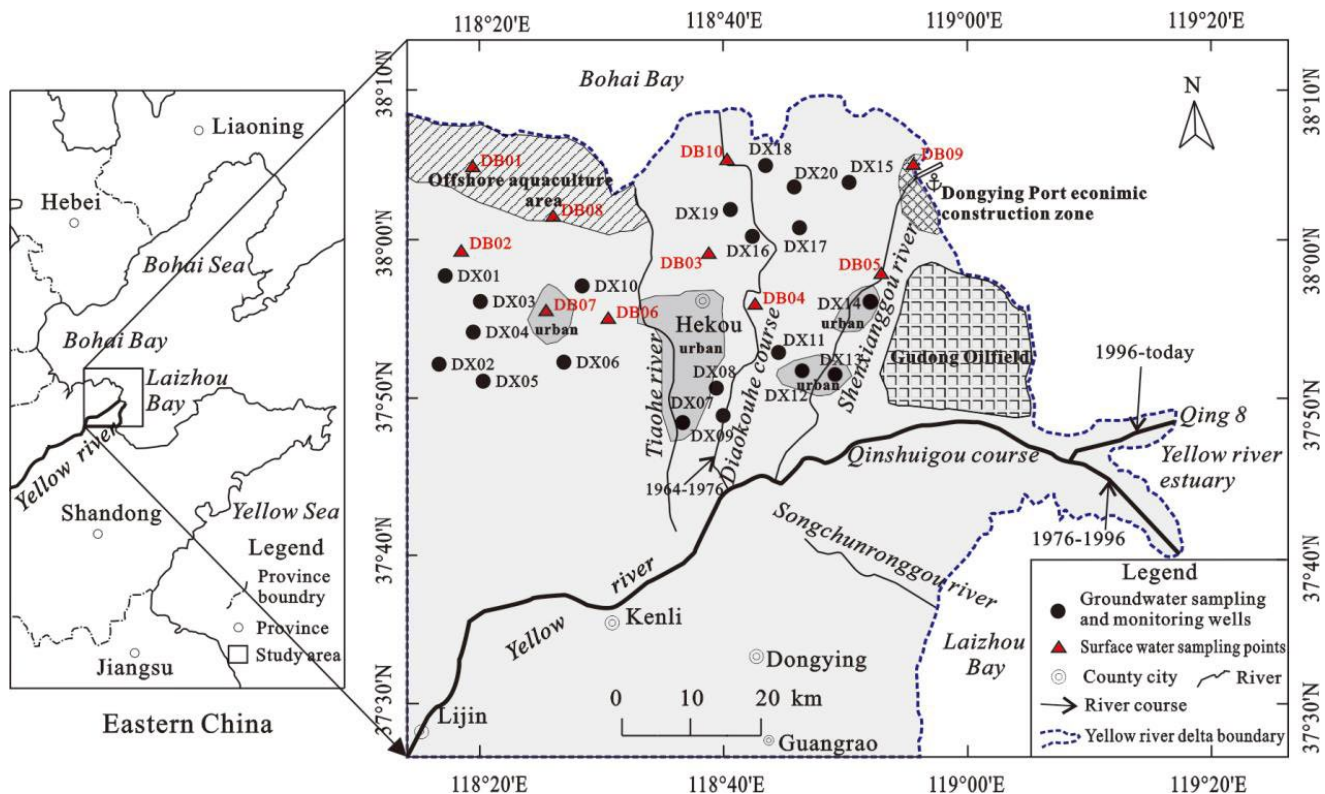


Figure 1. Spatial distribution of water sampling and monitoring sites.

Yellow River Delta, a typical transition area of the ocean, is one of the most important economic belts in China. Surface water and shallow groundwater are the dominant sources for the economic development in

this area, and there is an increasing demand for water in the rapid economic development. However, the surface water and shallow groundwater are seriously affected by the intensified natural conditions, industry, agriculture and human activities. The surface water and shallow groundwater are characterized by high mineralization degree because of the adjacent ocean and the seawater intrusion. The total dissolved solids (TDS) levels of 0.8-20.0 g/l (the mean, 8.4 g/l) for surface water and 0.51-63.91 g/l for groundwater (Liu, Li, Li, Luo, & Huang, 2016); Ec of 1010–33 200 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Liu *et al.*, 2014), and TDS of 0.8-32.89 g/l (the mean, 12.73 g/l) (Cao, Xu, Yu, & Huang, 2014) are documented. Additionally, the soil salinization also contributes to the high mineralization of the groundwater. At the same time, this area is the main location of Shengli Oilfield and salt industry, so some industries related to petrochemicals and salt engineering flourish in this region. The discharge of the landing oil and chemical enterprises enters into water. Besides the urban wastewater, urban solid waste and large-scale application of pesticides and fertilizers are reported to affect the water quality (Li, Xia, Zhao, & Chen, 2019; Wang, 2018; Wang, 2019; Wohlfart, Kuenzer, Chen & Liu, 2016; Zhao *et al.*, 2018). Therefore, the process and mechanism governing the water characteristics and quality is complex in this area,

and the study of hydro-chemical characteristics and water quality is essential for the sustainable development. However, the related research in this field is very limited. On the basis of the situations mentioned above, in the present study, the surface water and shallow groundwater were synthetically gathered in this area. The characteristics of surface water and shallow groundwater are discussed, and our results are expected to provide the scientific use of water, eco-environmental protection and the sustainable development.

Materials and methods

Study area



Yellow River Delta is located in the north-western part of the Shandong province. The delta is comprised of the alluvial formed by the sediment in the Bohai depression. Quaternary unconsolidated sediments are widely distributed with a thickness of more than 400 meters. The sediment mainly originates from the silt carried by the Yellow River and the weathered rock (Wang & Qin, 2020). Additionally, there are three aquifers developed from the top to bottom in this area, *i.e.*, the unconfined and semi-confined aquifers (the 1st aquifer), confined middle porous aquifer (the 2nd aquifer), and the deep confined porous-fissure aquifers (the 3rd aquifer). The 1st aquifer is composed of fine sand, silt and clay silt during Holocene and late Pleistocene. The lower Pleistocene semi-confined aquifers are connected with the Holocene unconfined aquifer, and it belongs to a single shallow aquifer. The main recharge ways of the groundwater are atmospheric precipitation and river infiltration, and the discharge way is evaporation.

The area experiences three transgressions, and paleo-seawater (brine water) formed. The brine water flows through the ancient alluvial sand layer and intrudes into the coastal aquifers, thereby causing the seawater intrusion and soil salinization.

Sampling and analysis

Surface water sampling was collected in the main river channels (old channel of the Yellow River, Maxin River, Zhanli River, Tiaohe, etc.) in the north of the Yellow River Delta and near the estuary (Figure 1 and Figure 8). Totally 10 stations were involved for the study. Twenty groundwater monitoring wells were arranged for this study, and the wells are about 10m in depth (Figure 1). The groundwater levels were measured by a measuring clock three times a month, with a monitoring period of one year. The shallow groundwater was sampled from these monitoring wells from March to May 2017.

The surface water was taken by a plastic bottom. The groundwater was pumped into the collection barrel (Figure 2, Figure 3) and was filled into 1 000 ml plastic bottle. The bottle was washed for three times by the local water before sampling. Volatile phenols and cyanogens were sampled into 1 000 ml brown glass bottles separately, and NaOH was added to make pH > 12. The petroleum samples were sampled into 1 000 ml brown glass bottles separately and HCl was added to make pH < 2.



The samples were sent to laboratory as soon as possible and analyzed in two weeks.



Figure 2. Groundwater sampling.



Figure 3. Surface water sampling.

The pH was analyzed with a PH-3C pH meter. COD was determined by employing 0.01 mol/l KMnO_4 in acid solution. TDS was determined by gravimetric method after drying the water sample at 105 °C. ICAP7400 inductively coupled plasma atomic emission spectrometry was used for the analysis of Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ and NH_4^+ was measured with a U-3310 spectrophotometer at a wavelength of 450 nm by reacting with potassium mercury iodide in an alkaline medium. Cl^- was determined by the titration method using 0.05 mol/l AgNO_3 with potassium chromate as

indicator. F^- was measured by a fluoride selective electrode. SO_4^{2-} was determined by 0.01 mol/l EDTA titration with acid chrome blue k-naphthol green b indicator. Br^- , after reaction with Chloramine T and Phenol Red, was measured by U-3310 spectrophotometer with a measurement wavelength of 590 nm. I^- , after reaction with bromine water, potassium iodide and starch in phosphoric acid medium, was measured by a U-3310 spectrophotometer with a measurement wavelength of 570 nm. HCO_3^- was determined by 0.01 mol/l HCl titration with phenolphthalein and helianthin B indicators. NO_3^- after reaction with ammonium sulphamate in hydrochloric acid medium, was measured by a U-3310 spectrophotometer with a measurement wavelength of 220 nm. ICAP RQ inductively coupled plasma mass spectrometry was used for the analysis of Cu, Pb, Zn, Mn, Cd, As, Se. Cyanide, after reaction with Chloramine T, Pyridine and Pyrazolinone, was measured by a U-3310 spectrophotometer with a measurement wavelength of 613 nm. Petroleum was measured by a U-3310 spectrophotometer at a wavelength of 256 nm after an extraction with petroleum ether. Hexavalent chromium, after reaction with Diphenylcarbazide in slightly acidic solution, was measured by a U-3310 spectrophotometer with a measurement wavelength of 540 nm. Volatile

phenol was measured with a U-3310 spectrophotometer at a wavelength of 460 nm after a prior chloroform extraction.

For quality control, the blank, parallel and standard samples were also analyzed. The analysis tolerance was less than 5 %.

Analytical method

SPSS17.0 software was used to analyse the correlation of the geochemical properties. GW chart software was used to make Piper three-line diagram to analyze water ion type.

According to the environmental quality standard for surface water (GB3838-2002), the surface water quality in China is classified into I, II, III, IV and V, five categories. I represents a good water quality and V represents poor water quality. As the estuarine area was located in the offshore delta area, the overall surface water quality in the study area was relatively poor according to the background value of class V standard (Table 1). The water environment quality of the near sea area was



evaluated according to the GB3097-1997 sea water quality standards and the background value of class IV standard (Table 2). The surface water quality was evaluated by the single factor evaluation method, which used the measured data and standard comparison classification, and selected the worst water quality category as the evaluation result. Therefore, the surface water detection indicators were compared according to the background value of class V standard of GB3838-2002 and GB3097-1997 environmental quality standard for surface water to see if they exceeded the standards. The indexes used included petroleum, volatile phenol, ammonia nitrogen (NH_4^+), fluoride (F^-), chemical oxygen demand (COD), selenium (Se), zinc (Zn), copper (Cu), arsenic (As), mercury (Hg), cadmium (Cd), lead (Pb), hexavalent chromium (Cr^{6+}), and cyanide (CN). According to the groundwater quality standard (GB/T14848-2017), the single factor evaluation method was used to evaluate the groundwater quality. Due to the high salt content and high salinity of the whole groundwater in the study area, the background value was based on class V (Table 3) for evaluation. The evaluation items included chloride, cyanide, volatile phenol, ammonia nitrogen, iron (Fe), chloride, sulfate, fluoride, iodide, nitrate, nitrite, total hardness, total dissolved solids (TDS), pH value, barium (Ba), selenium (Se), zinc (Zn), manganese (Mn), copper

(Cu), cobalt (Co), nickel (Ni), molybdenum (Mo), arsenic (As), mercury (Hg), cadmium (Cd), lead (Pb), and hexavalent chromium (Cr⁶⁺).

Table 1. Standard values of surface water, seawater and groundwater quality indexes.

Surface water quality, standard V value (mg/l) (GB3838-2002-class V)														
pH	COD	Cu	Zn	Se	As	Hg	Cd	Cr (Cr ⁶⁺)	Pb	Cyanide	Volatile	Petroleum	F ⁻	NH ₄
6~9	≤40	≤1.0	≤2.0	≤0.02	≤0.1	≤0.001	≤0.01	≤0.1	≤0.1	≤0.2	≤0.1	≤1.0	≤1.5	≤2.0
Seawater quality Standard IV (mg/l) (GB3097-1997 - class IV)														
pH	COD	Cu	Zn	Se	As	Hg	Cd	Cr (Cr ⁶⁺)	Pb	Cyanide	Volatile	Petroleum	Ni	
6.8~8.8	≤5	≤0.050	≤0.50	≤0.050	≤0.050	≤0.0005	≤0.010	≤0.050	≤0.050	≤0.20	≤0.050	≤0.50	≤0.050	
Groundwater quality, standard V value (mg/l) (GB/T14848-2017-class V)														
pH	Total hardness	Cl ⁻	TFe	Mn	Cu	Zn	Al	Volatile	COD	NH ₄	Na	Cyanide	Hg	As
<5.5 or >9.0	>650	>350	>2.0	>1.50	>1.50	>5.00	>0.50	>0.01	>10.0	>1.50	>400	>0.1	>0.002	>0.05
Se	Cd	Cr (Cr ⁶⁺)	Pb	Be	Ba	Ni	Co	Mo	NO ₃ ⁻					
>0.1	>0.01	>0.10	>0.10	>0.06	>4.00	>0.10	>0.10	>0.15	>30.0					

Table 2. Analysis of surface water samples.

Number	Quality grade	pH	COD	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Se (µg/l)	As (µg/l)	Hg (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr(Cr ⁶⁺) (µg/l)	Pb (µg/l)	Cyanide (mg/l)	Volatilized Phenol (mg/l)	Petroleum (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Ni (mg/l)
DBY01	IV	8.02	2.18	<0.05	<0.002	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	0.036	0.05	0.99	<0.04	<0.005
DBY02	V	7.76	8.38	<0.05	<0.002	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	0.0362	0.06	0.63	0.08	<0.005
DBY03	IV	6.95	12.52	<0.05	<0.002	0.24	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	/	0.01	1.11	0.04	<0.005
DBY04	IV	8.07	4.00	<0.05	<0.002	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	0.008	/	0.68	<0.04	<0.005
DBY05	Inferior V	8.05	8.05	<0.05	<0.0005	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	/	0.04	1.92	0.30	<0.005
DBY06	IV	7.83	4.46	<0.05	<0.002	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	/	0.03	0.63	<0.04	<0.005
DBY07	V	7.66	13.39	<0.05	<0.002	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	/	/	0.53	1.90	<0.005
DBY08	Inferior IV	7.12	6.86	<0.05	<0.002	0.1623	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	0.0045	/	19.35	<0.04	<0.005
DBY09	IV	7.90	1.31	<0.05	<0.0005	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	/	/	1.02	<0.04	<0.005
DBY10	IV	8.04	22.42	<0.05	<0.0005	<0.05	<10	<0.25	<1	<10	<10	/	/	/	1.10	0.28	<0.005
Number	K ⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	TFe (mg/l)	Al ³⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	CO ₃ ²⁻ (mg/l)	I ⁻ (mg/l)	Br ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	Ba (mg/l)	
DBY01	346.50	10490.00	435.80	1337.00	<0.04	<0.04	19040.22	2670.38	155.96	9.59	0.12	56	15.55	0.44	<0.04	0.0566	
DBY02	34.68	2256.00	190.20	364.40	<0.04	<0.04	4109.40	562.43	266.43	/	0.12	9.5	5.45	1.5	0.24	0.0939	
DBY03	413.30	11920.00	579.20	1708.00	<0.04	<0.04	22190.76	3308.43	149.46	/	0.12	44.00	14.94	0.1	0.22	0.185	
DBY04	6.61	513.10	107.10	102.00	<0.04	<0.04	938.31	330.84	188.45	/	<0.05	6.00	1.04	0.036	<0.04	0.2444	
DBY05	383.20	12190.00	566.20	1719.00	<0.04	<0.04	21745.58	2629.02	103.97	44.74	0.1	45.00	18.43	<0.002	0.65	0.21	
DBY06	18.24	1330.00	149.80	221.50	<0.04	<0.04	2362.91	425.37	259.93	3.20	0.06	8.00	15.17	0.50	<0.04	0.139	
DBY07	107.30	5786.00	240.00	871.80	<0.04	<0.04	10889.91	1323.37	321.67	/	0.25	36.00	12.51	<0.002	0.32	0.1699	
DBY08	404.00	11070.00	501.40	1451.00	<0.04	<0.04	19862.10	2883.06	136.46	/	0.15	64.0	16.61	0.20	0.22	0.1298	
DBY09	376.40	10510.00	409.00	1142.00	0.057	<0.04	17567.68	2380.89	159.21	3.19	<0.05	47.5	18.28	0.18	<0.04	0.06	
DBY10	120.20	4275.00	296.10	560.00	0.05	<0.04	7396.92	1157.95	120.22	12.78	<0.05	35.00	11.53	<0.002	<0.04	0.24	
Number	Li (mg/l)	Sr (mg/l)	Mn (mg/l)	Co (mg/l)	Mo (mg/l)	Be (mg/l)	Sb (µg/l)	Total hardness (mg/l)	Permanent hardness (mg/l)	Temporary hardness (mg/l)	Total alkalinity (mg/l)	H ₂ SiO ₃ (mg/l)	Free CO ₂ (mg/l)	HBO ₂ (mg/l)	TDS (mg/l)	Salinity (mg/l)	
DBY01	0.1709	7.27	<0.01	<0.05	0.0059	<0.005	<0.5	6594.05	6450.14	143.91	143.91	1.402	/	15.31	34481.53	34559.51	
DBY02	0.0519	3.53	0.094	<0.005	0.0097	<0.005	<0.5	1975.58	1757.06	218.51	218.51	0.8729	4.74	2.739	7693.40	7801.61	
DBY03	0.2424	9.44	1.014	<0.005	0.0076	<0.005	<0.5	8479.93	8357.35	122.58	122.58	2.494	9.47	18.82	40256.75	40331.48	
DBY04	0.0347	1.97	<0.01	<0.005	0.0075	<0.005	<0.5	687.49	532.94	154.56	154.56	0.5144	/	1.5	2100.34	2194.56	
DBY05	0.25	10.85	0.14	<0.005	0.018	<0.005	/	8492.76	8332.87	159.89	159.89	10.42	/	15.58	39359.14	39411.13	
DBY06	0.0402	2.71	1.06	<0.005	0.0076	<0.005	<0.5	1286.23	1067.71	218.52	218.52	1.73	/	1.852	4666.82	4796.58	
DBY07	0.0774	4.33	0.9611	<0.005	0.0131	<0.005	<0.5	4189.40	3925.58	263.82	263.82	0.889	3.16	3.704	19431.16	19591.99	
DBY08	0.2157	7.92	0.4796	<0.05	0.0254	<0.005	<0.5	7227.32	7115.40	111.92	111.92	4.871	7.89	17.99	36343.85	36412.08	
DBY09	0.18	7.24	0.012	<0.005	0.021	<0.005	/	5724.12	5588.22	135.90	135.90	7.82	/	15.87	32541.76	32621.37	
DBY10	0.14	7.23	0.012	<0.005	0.018	<0.005	/	3045.52	2925.60	119.91	119.91	7.6	/	7.48	13932.82	13992.93	

DBY01, DBY08, DBY09 samples are sea water, figures in bold and with background.

Color are out of standard items.



Table 3. Analysis of groundwater samples.

Number	pH	Total hardness (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	TFe (mg/l)	Mn (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Al ³⁺ (mg/l)	Volatile phenol (mg/l)	COD	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Cyanide (mg/l)	Hg (µg/l)	As (µg/l)	Se (mg/l)
DXY01	6.84	5743.78	7670.88	<0.04	7.11	<0.05	<0.002	<0.04	/	2.39	1.00	2731.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY02	6.86	9777.2	29587.68	<0.04	1.23	<0.05	<0.002	<0.04	/	5.44	<0.04	16330.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY03	6.98	2907.09	2397.15	<0.04	2.55	<0.05	<0.002	<0.04	/	3.70	0.20	1080.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY04	6.83	10420.72	25615.26	<0.04	3.88	<0.05	<0.002	<0.04	/	4.35	<0.04	13110.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY05	7.04	11748.11	38354.4	<0.04	3.29	<0.05	<0.002	<0.04	/	6.31	<0.04	20290.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY06	7.11	10513.69	26574.12	<0.04	1.71	<0.05	<0.002	<0.04	/	5.12	<0.04	14150.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY07	6.76	8320.52	11711.79	<0.04	12.04	<0.05	<0.002	<0.04	/	4.24	0.16	4478.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY08	7.33	1152.45	1198.58	<0.04	1.52	<0.05	<0.002	<0.04	/	9.47	0.24	527.90	/	<0.25	<10	<0.05
DXY09	7.1	5902.01	9588.6	<0.04	6.38	<0.05	<0.002	<0.04	/	3.59	1.50	4521.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY10	6.98	15896.1	49315.07	<0.04	0.93	<0.05	<0.002	<0.04	/	4.35	<0.04	26980.00	/	<0.1	<10	<0.05
DXY11	7.06	7005.78	15615.72	<0.04	6.29	<0.05	<0.002	<0.04	/	3.05	0.36	7777.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY12	6.84	7439.74	17122.5	<0.04	7.68	<0.05	<0.002	<0.04	/	3.70	0.64	8956.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY13	7.6	580.99	1027.35	<0.04	0.61	<0.05	<0.002	<0.04	/	4.00	1.80	657.70	/	<0.25	<10	<0.05
DXY14	7.53	2099.69	3219.18	<0.04	2.37	<0.05	<0.002	<0.04	/	7.73	3.40	1466.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY15	6.93	4114.43	5171.00	0.06	5.02	<0.05	<0.0005	<0.04	/	3.59	3.40	2206.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY16	7.43	1436.25	1806.42	0.13	1.58	<0.05	<0.0005	<0.04	/	14.69	7.50	881.70	/	<0.25	<10	<0.05
DXY17	7.41	8653.35	17841.64	0.23	4.04	<0.05	<0.0005	<0.04	/	11.10	38.00	9301.00	/	<0.25	<10	<0.05
DXY18	10.5	2896.33	7966.04	<0.04	<0.01	<0.04	<0.009	<0.05	/	41.49	1.53	4543.50	/	4.03	44.05	<0.05
DXY19	6.92	11250.22	25208.54	0.14	6.27	<0.04	0.03	<0.06	/	10.81	1.06	13060.00	/	7.16	59.65	<0.05
DXY20	6.88	4316.57	8862.64	0.39	7.06	<0.04	0.14	<0.07	/	10.61	0.44	4593.50	/	2.04	19.00	<0.05
Number	Cd (µg/l)	Cr (Cr ⁶⁺) (µg/l)	Pb (µg/l)	Be (mg/l)	Ba (mg/l)	Ni (mg/l)	Co (mg/l)	Mo (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	I ⁻ (mg/l)
DXY01	<1	<10	<10	<0.005	0.34	<0.005	<0.005	<0.005	11.90	16.22	1150	697.4	378.11	422.39	0.29	1
DXY02	<1	<10	<10	<0.005	0.05	<0.005	<0.005	0.01	36.51	458.6	648.5	1981	3710.17	562.11	0.25	0.9
DXY03	<1	<10	<10	<0.005	0.11	<0.005	<0.005	<0.005	14.56	16.45	474	418.5	850.74	929.26	0.3	0.19
DXY04	<1	<10	<10	<0.005	0.14	<0.005	<0.05	0.01	30.51	257	883.1	1995	2788.53	623.84	0.29	0.96
DXY05	<1	<10	<10	<0.005	0.11	<0.005	<0.005	0.01	49.42	566	507.7	2545	3851.96	649.83	0.35	0.6
DXY06	<1	<10	<10	<0.005	0.07	<0.005	<0.005	<0.005	42.66	324.1	407.5	2306	3048.48	770.05	0.53	2.4
DXY07	<1	<10	<10	<0.005	0.21	<0.005	<0.005	<0.005	24.51	17.75	1574	1066	1087.06	513.37	0.3	0.35
DXY08	<1	<10	<10	<0.005	0.35	<0.005	<0.005	<0.005	8.33	15.69	204.9	155.6	198.51	389.9	0.63	0.07
DXY09	<1	<10	<10	<0.005	0.35	<0.005	<0.05	0.01	19.12	22.58	753.3	976.4	1063.42	909.77	0.35	1.9
DXY10	<1	<10	<10	<0.005	0.06	<0.005	<0.005	<0.005	42.66	761.8	633.5	3476	5671.59	415.89	0.28	0.07
DXY11	<1	<10	<10	<0.005	0.14	<0.005	<0.005	<0.005	40.61	80.49	632	1318	1725.11	480.88	0.35	1.2
DXY12	<1	<10	<10	<0.005	0.16	<0.005	<0.005	0.01	58.38	98.07	756.3	1348	2150.48	747.31	0.33	2.4
DXY13	<1	<10	<10	<0.005	0.25	<0.005	<0.005	<0.005	10.99	16.91	79.21	93.05	94.53	539.36	0.59	0.34
DXY14	<1	<10	<10	<0.005	0.38	<0.005	<0.005	0.01	43.04	16.16	283.1	338.2	115.8	532.86	0.44	1.4
DXY15	<1	<10	<10	<0.005	0.1	<0.005	<0.005	<0.005	30.08	24.5	664.6	596.10	673.5	653.08	0.32	0.60



DXY16	<1	<10	<10	<0.005	0.12	<0.005	<0.005	0.01	42.02	10.78	266.6	187.10	342.66	298.92	0.44	0.05
DXY17	<1	<10	<10	<0.005	0.1	<0.005	<0.005	<0.005	149.73	126.6	559.6	1762.00	1920.02	591.35	0.44	2.75
DXY18	<1	<10	<10	<0.005	0.17	<0.005	<0.005	0.04	34.90	139.75	1117.5	51.84	1317.61	/	0.67	0.08
DXY19	<1	<10	<10	<0.005	0.45	<0.005	<0.005	0.01	39.74	219.85	1252	2087.00	3172.02	474.38	0.40	0.25
DXY20	<1	<10	<10	<0.005	0.13	<0.005	<0.005	<0.005	36.26	67.92	615.85	646.90	988.21	601.1	0.43	0.35
Number	Br ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	Petroleum (mg/l)	Permanen t hardness (mg/l)	Temporary hardness (mg/l)	Total alkalinity (mg/l)	H ₂ SiO ₃ (mg/l)	Free CO ₂ (mg/l)	HBO ₂ (mg/l)	TDS (mg/l)	Salinity (mg/l)	Sb (µg/l)	Li (mg/l)	Sr (mg/l)	Quality grade
DXY01	22	<0.002	<0.04	0.33	5397.35	346.43	346.43	17.4	29.99	0.83	12904.39	13115.58	<0.5	0.08	16.15	Inferior V
DXY02	100	0.01	<0.04	0.11	9316.18	461.02	461.02	13.66	34.73	7.33	53145.19	53426.24	<0.5	0.13	10.19	Inferior V
DXY03	5	1	<0.04	/	2144.96	762.14	762.14	17.6	45.78	1.51	5736.26	6200.89	<0.5	0.1	7.19	Inferior V
DXY04	72	<0.002	<0.04	0.01	9909.07	511.65	511.65	17.03	47.36	5.4	45077.67	45389.59	<0.5	0.14	14.85	Inferior V
DXY05	140	<0.002	<0.04	/		11748.11	532.96	13.1	25.26	8.62	66640.43	66965.34	<0.5	0.2	9.44	Inferior V
DXY06	70	<0.002	<0.04	/	9882.13	631.56	631.56	11.34	25.26	10.93	47319.54	47704.56	<0.5	0.17	8.26	Inferior V
DXY07	36	0.02	<0.04	1.19	7899.48	421.04	421.04	21.14	45.78	1.59	20268.90	20525.58	<0.5	0.16	21.07	Inferior V
DXY08	3.2	<0.002	<0.04	/	832.68	319.78	319.78	14.06	14.21	1.99	2519.42	2714.37	<0.5	0.04	3.14	Inferior V
DXY09	26	0.3	<0.04	0.02	31246.38	359.23	359.23	19.84	64.72	2.69	17444.62	17899.5	<0.5	0.11	12.96	Inferior V
DXY10	170	0	<0.04	0.01	15555.01	341.09	341.09	10.52	25.26	11.35	87267.02	87474.96	<0.5	0.26	11.06	Inferior V
DXY11	40	0.04	<0.04	/	15618.36	384.53	384.53	13.09	23.68	3.98	27481.39	27721.83	<0.5	0.11	10.67	Inferior V
DXY12	48	<0.002	<0.04	/	17604.01	373.05	373.05	21.71	63.15	6.81	30931.46	31305.11	<0.5	0.16	12.06	Inferior V
DXY13	2.2	<0.002	<0.04	/	138.63	442.36	442.36	20.05	6.31	2.11	2269.78	2539.46	<0.5	0.02	1.50	Inferior V
DXY14	8	0	<0.04	0.47	1662.66	437.03	437.03	15.05	11.05	2.53	5772.73	6039.16	<0.5	0.04	5.13	Inferior V
DXY15	12.5	<0.002	<0.04	/	3578.81	535.63	535.63	20.64	48.94	2.52	9725.02	10051.56	/	<0.02	10.80	Inferior V
DXY16	2.5	<0.002	<0.04	/	1191.09	245.16	245.16	22.36	9.47	0.61	3714.43	3863.89	/	0.05	4.06	Inferior V
DXY17	37.5	<0.002	<0.04	/	8168.35	485.00	485	36.68	25.26	6.8	32063.18	32358.85	/	0.11	11.23	Inferior V
DXY18	9.04	<0.002	<0.04	0.13	/	/	/	16.28	无	0.59	15100.00	15100.00	/	0.21	7.16	Inferior V
DXY19	87.96	0.13	<0.04	0.12	10861.15	389.07	389.07	16.54	20.52	2.33	45120.00	45357.19	/	0.27	20.76	Inferior V
DXY20	23.96	0.07	<0.04	0.09	3823.57	493.00	493.00	12.47	28.42	1.23	14820.00	15120.55	/	0.13	9.10	Inferior V

Figures in bold and with background colour are out of standard items.



Results and discussion

Characteristics of groundwater levels and the dynamic types

From the results of groundwater monitoring level elevations in 2017, the dynamic types of shallow groundwater level in this area can be divided into two types: Precipitation infiltration evaporation type and hydrological type (Figure 4).

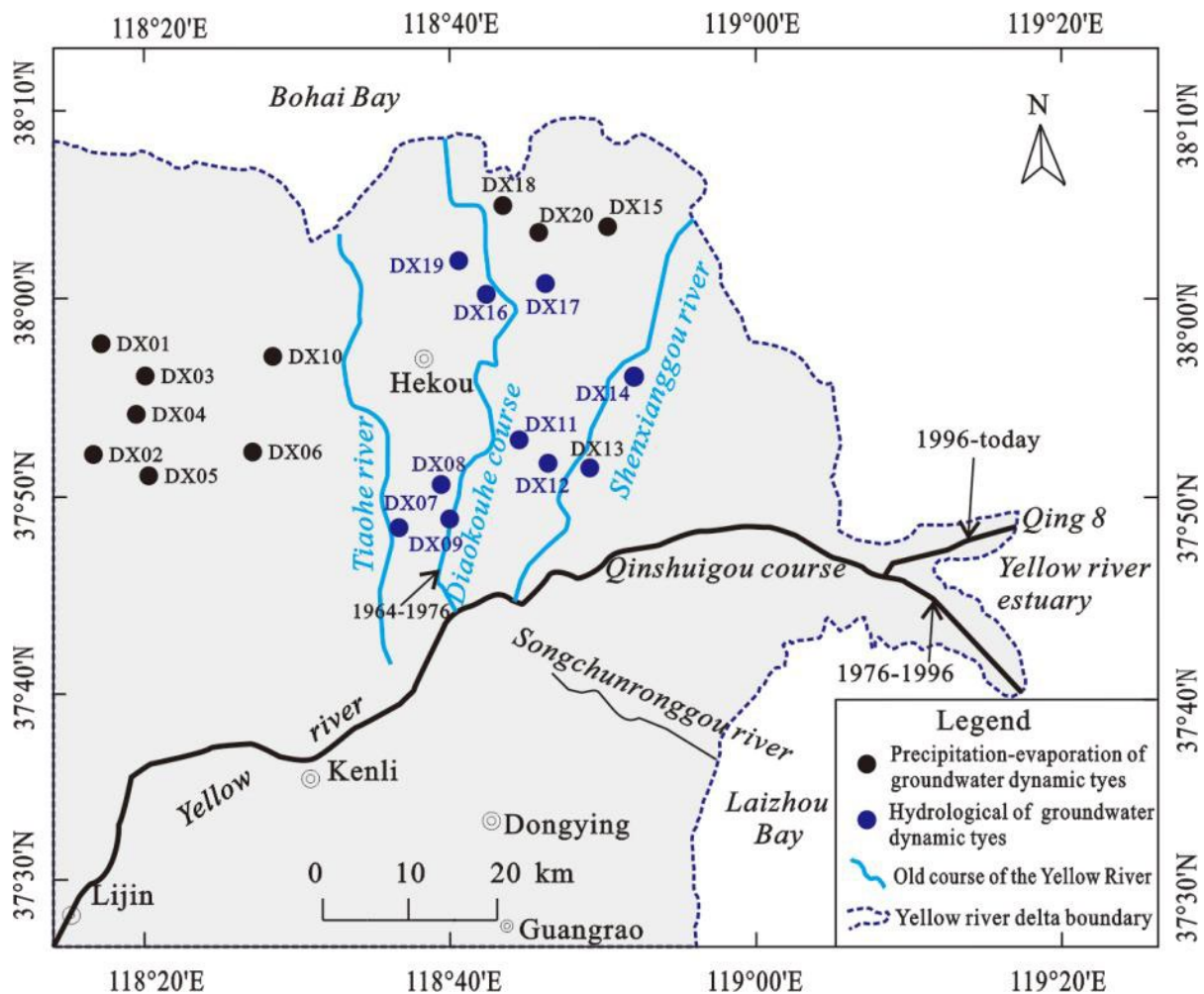


Figure 4. Distribution of monitoring wells of different groundwater dynamic types.

Precipitation-evaporation type: The groundwater level elevations are characterized by the groundwater cycle of single peak changing from flat, falling, rising to flat bottom. The precipitation was rare from April to

May, and the groundwater entered into the dry season from May to June with the lowest levels. The groundwater level showed a rise and began to enter into the wet season, until the rainy season of July, and the peak value generally appeared in August. Such facts were consistent with the meteorological precipitation. After September, the precipitation became rare again, and the evaporation on the water surface also decreased correspondingly. The groundwater entered into the normal period; typical examples of DX01 and DX10 stations are shown in Figure 5. This groundwater mainly distributed in the coastal area and was mixed by brine or salt water. The main alternative modes were found to be precipitation infiltration and phreatic water evaporation.

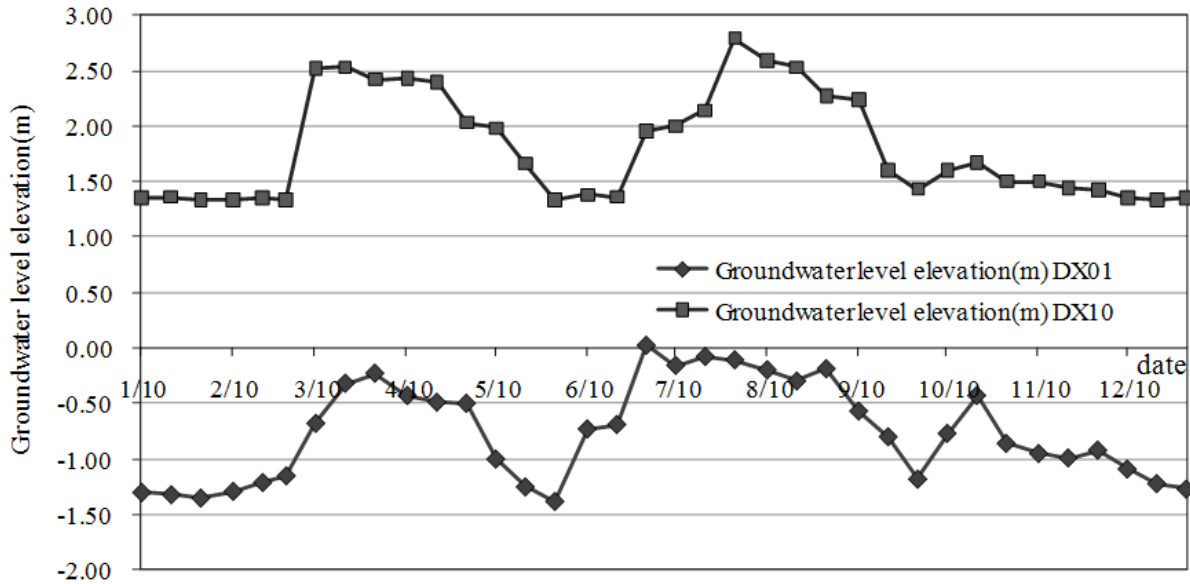


Figure 5. Example (DX01 and DX10 station) of dynamic curve of precipitation evaporation shallow groundwater level elevation

Groundwater level elevation (m) = monitoring point elevation (m) - groundwater depth (m).

Hydrological type: The groundwater levels were characterized by double peaks and single bottom and multi peaks and multi bottom. Typical examples of DX11 and DX16 stations are presented in Figure 6. This water was mainly distributed along the old Yellow River. The groundwater belonged to the shallow water and its dynamic state was not only affected by meteorological and irrigation infiltration factors, but also by the water

level of the Yellow River. The closer the distance to the Yellow River, the more obvious was the hydrological impact of the Yellow River.

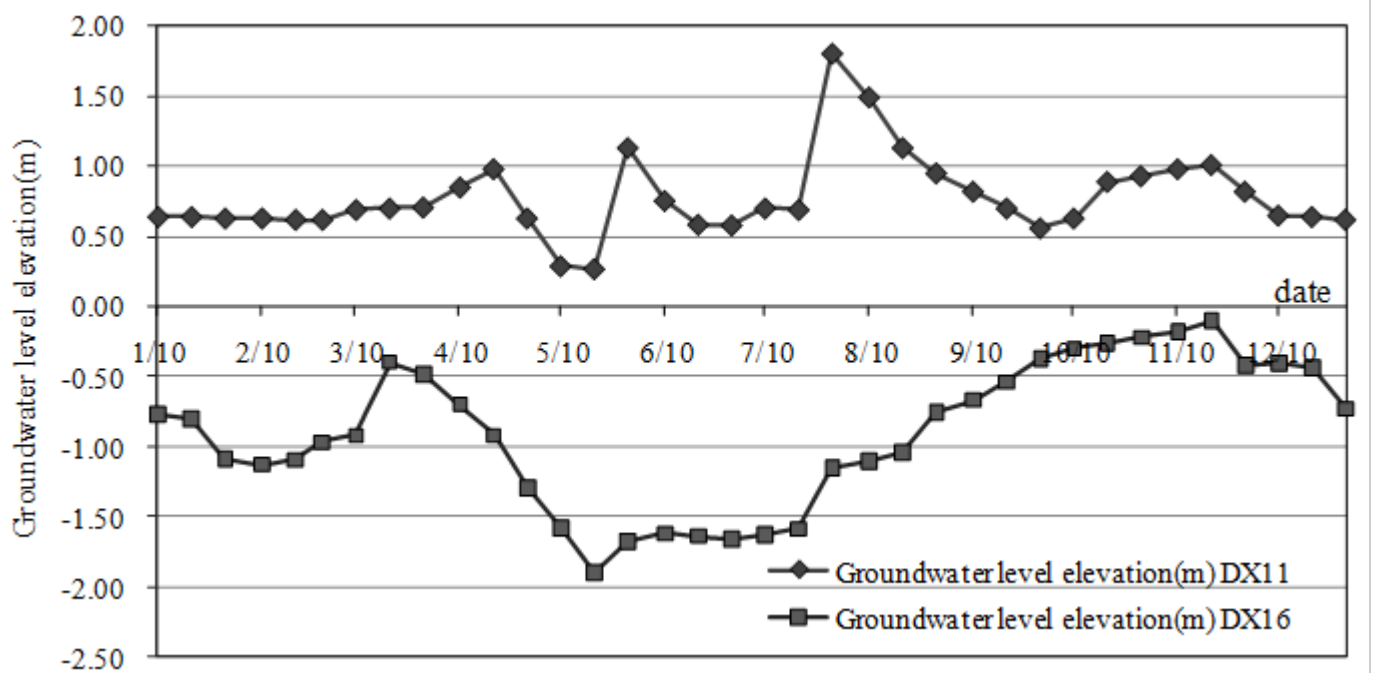


Figure 6. Example (DX11 and DX16 station) of dynamic curve of hydrological shallow groundwater level elevation

Hydro-chemical characteristics of surface water and shallow groundwater

The Piper diagram is an accessible technique used in the hydro-chemical analysis, and is widely used to demonstrate the general chemical characteristics. The Piper diagram of the surface water and shallow groundwater in this area is illustrated in Figure 7. The main ions of the shallow groundwater were Na^+ , K^+ and Cl^- (Figure 6). The hydro-chemical types were mainly Cl-Na and Cl-Na·K, which denote a typical mixed seawater or brine. The main ionic components of surface water were Na^+ , K^+ and Cl^- , but due to the pollution from the irrigation and urban industry, the Ca^{2+} , Mg^{2+} and SO_4^{2-} levels increased, and the hydro-chemical types changed to Cl-Na·K and Cl· SO_4 -Na·K·Ca, which made the hydro-chemical types more complex.

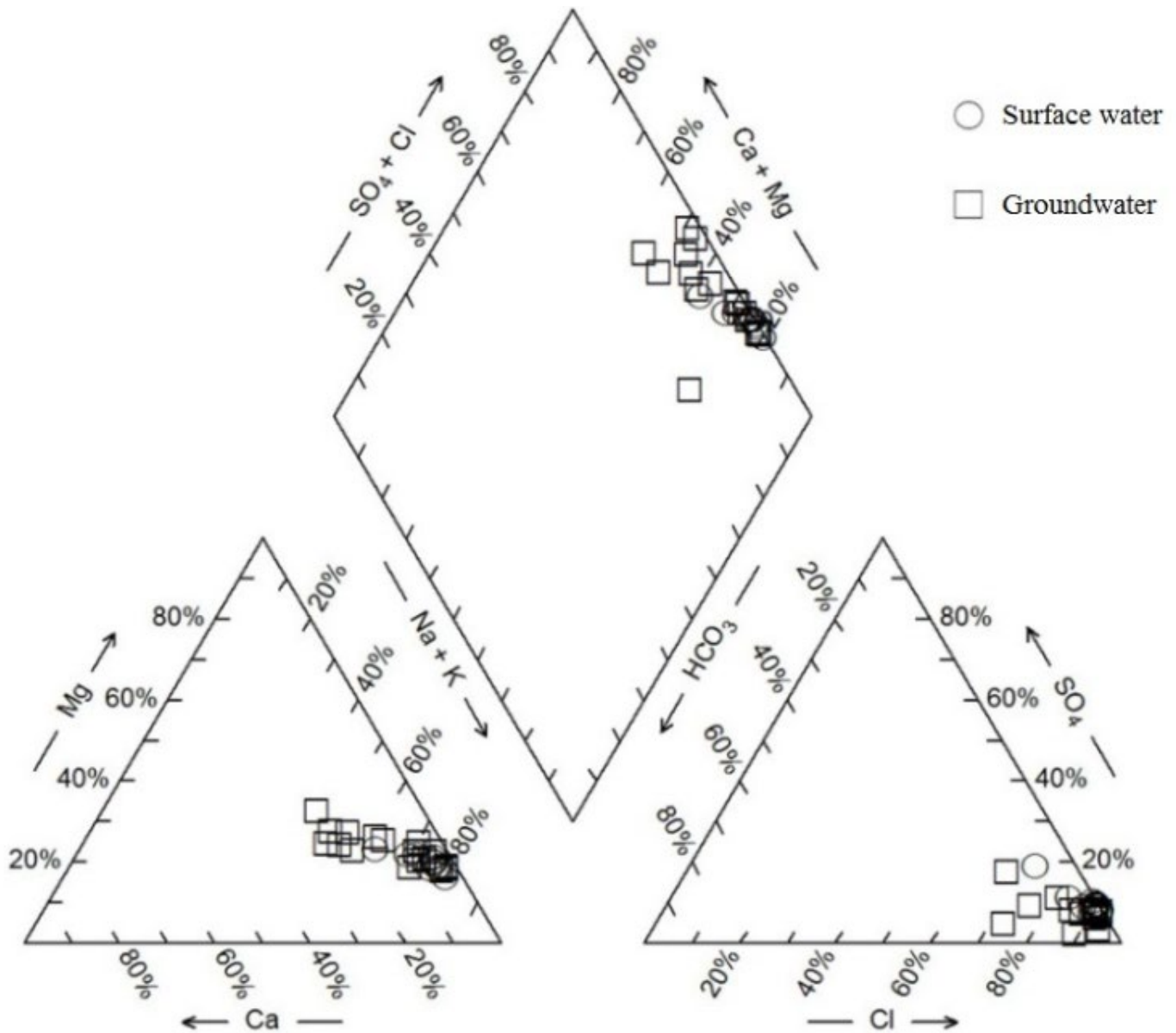


Figure 7. Piper graph of the surface water and shallow groundwater in the coastal region.

The China Geological Survey has set the seawater intrusion standards of Cl^- 250 mg/l, Br^- 0.55 mg/l, and TDS 1.0 mg/l. In the study area, the surface water consisted of 938-22 190 mg/l of Cl^- , 6-64 mg/l of Br^- , and 2 100-40 256 mg/l of TDS, and the shallow groundwater had 1 027-49 315 mg/l of Cl^- , 2.5-170 mg/l of Br^- , and 2 269-87 267 mg/l of TDS (Table 2). The surface water and shallow groundwater was typically characterized by salt water or brine water. Moreover, the TDS was closely related to the distance from the coastal line. The shorter the distance that the surface water monitoring point from the coastline is, the larger is the TDS is, while the shallow groundwater shows opposite characteristics. This means modern seawater significantly influenced the surface water, and the paleo-seawater in sediment influenced the shallow groundwater.

The correlation between TDS and main salts can be seen from the water type, and further analysis of the correlation can be seen from the correlation matrix in Table 4. It can be seen that the cations of Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ and K^+ in surface water exhibited a significant positive correlation with the TDS (R is 0.974, 0.99, 0.999, 0.982, respectively) (Table 1); the anions of Cl^- , SO_4^{2-} and B^- also exhibited a significant positive correlation with TDS (r score). The correlation between NO_3^- and TDS was relatively weak ($r = 0.766$). Accordingly, Mg^{2+} , Na^+ and K^+ ions in groundwater

showed a significant positive correlation with TDS ($r = 0.986, 0.998, 0.959$). Only Cl^- and SO_4^{2-} among the anions had a significant positive correlation with the TDS ($r = 1, 0.989$), while other anions exhibited no significant correlations.

Table 4. Correlation matrix of anions and cations in surface water and shallow groundwater of coastal region.

Index	pH	COD	TDS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	F ⁻	SO ₄ ²⁻	Br ⁻	I ⁻	HCO ₃ ⁻
Surface water														
COD	0.151	1												
TDS	-0.432	0.21	1											
Ca²⁺	-0.455	0.119	0.974**	1										
Mg²⁺	-0.458	0.103	0.99**	0.978**	1									
Na⁺	-0.401	0.251	0.999**	0.97**	0.984**	1								
K⁺	-0.425	0.293	0.982**	0.964**	0.954**	0.985**	1							
NH₄⁺	0.002	-0.098	-0.067	-0.178	-0.018	-0.075	-0.218	1						
Cl⁻	-0.432	0.197	1**	0.973**	0.992**	0.998**	0.979**	-0.055	1					
F⁻	-0.540	-0.122	0.352	0.362	0.337	0.348	0.408	-0.163	0.348	1				
SO₄²⁻	-0.51	0.181	0.988**	0.971**	0.974**	0.983**	0.984**	-0.136	0.987**	0.389	1			
Br⁻	-0.361	0.233	0.906**	0.852**	0.869**	0.909**	0.899**	0.3	0.904**	0.525	0.905**	1		
I⁻	-0.431	-0.31	0.255	0.146	0.311	0.23	0.109	0.775**	0.268	0.227	0.211	0.31	1	
HCO₃⁻	0	-0.135	-0.584	-0.685*	-0.556	-0.594	-0.667*	0.581	-0.576	-0.296	-0.609	-0.561	0.488	1
NO₃⁻	-0.239	0.336	0.766**	0.734*	0.742*	0.778**	0.754*	-0.001	0.763*	0.264	0.727*	0.738*	0.117	-0.37
Groundwater														
COD	0.618**	1												
TDS	-0.409	-0.176	1											
Ca²⁺	-0.785**	-0.458	0.166	1										
Mg²⁺	-0.418	-0.185	0.986**	0.215	1									

Na⁺	-0.369	-0.15	0.998**	0.113	0.979**	1								
K⁺	0.279	-0.091	0.959**	-0.017	0.912**	0.969**	1							
NH₄⁺	0.365	0.54	0.417	-0.119	0.458	0.458	0.641*	1						
Cl⁻	-0.409	-0.176	1**	0.174	0.985**	0.998**	0.958**	0.408	1					
F⁻	0.792**	0.454	-0.406	-0.682**	-0.379	-0.375	-0.317	0.412	-0.405	1				
SO₄²⁻	-0.419	-0.172	0.989**	0.122	0.972**	0.991**	0.958**	0.37	0.986**	-0.414	1			
Br⁻	0.212	0.445	0.293	-0.056	0.368	0.18	0.18	0.923**	0.289	0.003	0.277	1		
I⁻	0.015	-0.047	0.116	0.069	0.223	0.105	-0.73	0.541	0.111	0.044	0.094	0.615**	1	
HCO₃⁻	-0.259	-0.447	0.027	0.047	0.084	-0.375	-0.055	-0.164	0.014	-0.196	0.069	0.004	0.446	1
NO₃⁻	0.212	0.445	0.293	-0.056	0.368	0.013	0.18	0.923**	0.289	0.003	0.277	0.004	0.615**	0.004

*Correlation significant at $\alpha = 0.05$

**correlation is extremely significant at $\alpha = 0.01$.

Analysis of water environment

Surface water quality



The geochemical properties and the evaluation results of the surface water are illustrated in Table 2. The surface water quality was evaluated according to GB3838-2002. In the evaluation, three samples in the station (DBY01, DBY08, DBY09) were close to the sea water channel samples, and they were evaluated according to sea water quality standard (GB3097-1997).

The surface water quality was generally poor in all the assessed samples, belonging to IV or V quality grade (Table 2). F⁻ of DBY05 water exceeded the class V of GB3838-2002 surface water environment quality standard. F⁻ and COD of DBY08 sea water samples exceeded the class IV of GB3097-1997 seawater environment quality standard.

Shallow groundwater quality

The single factor evaluation method was adopted to evaluate the shallow groundwater, and groundwater quality standard (GB/T14848-2017) was



taken for the reference (Figure 8). The shallow groundwater quality and data is shown in Table 4.

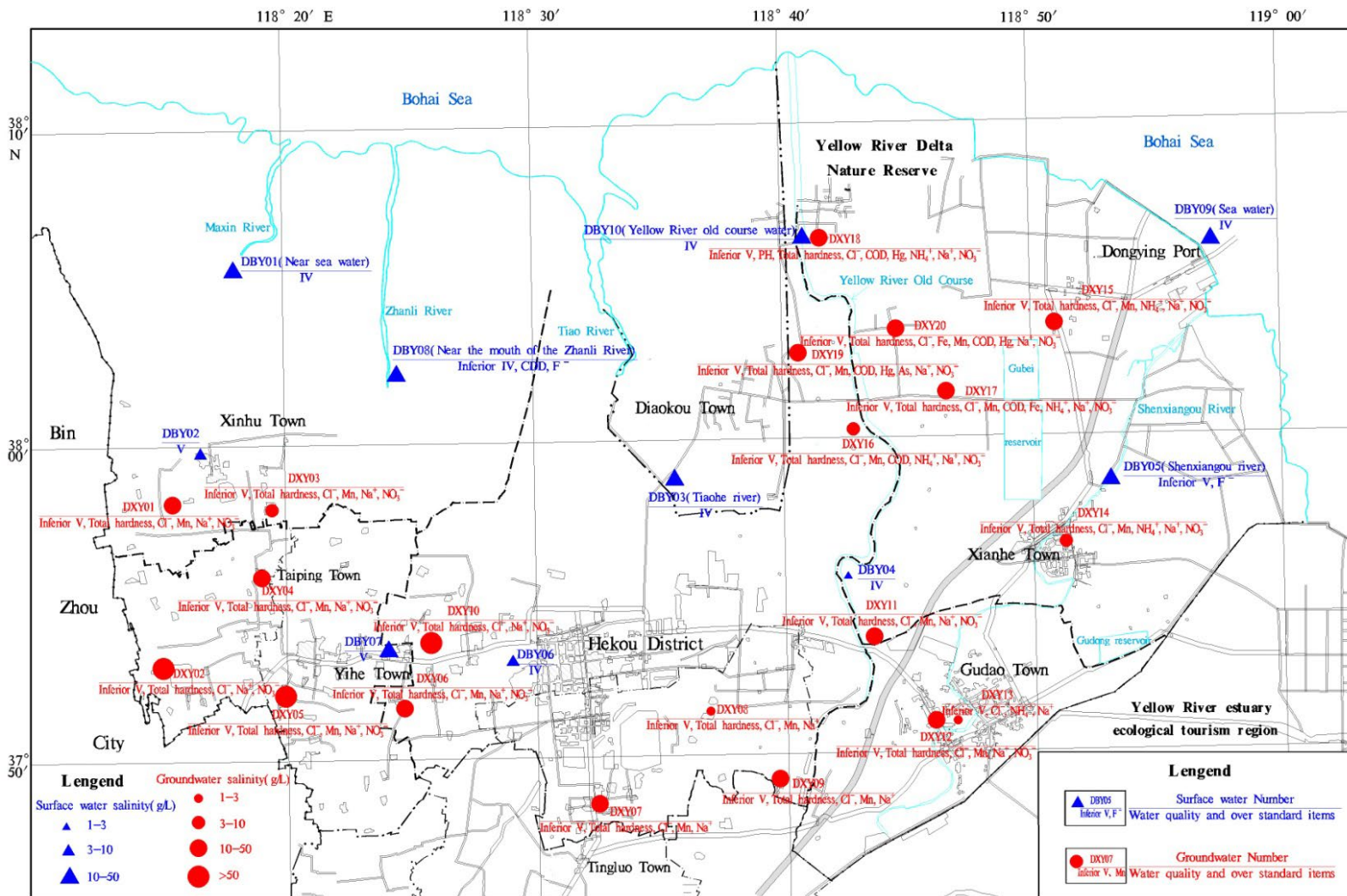


Figure 8. Spatial characteristics of salinity and pollution in surface water and shallow groundwater quality.



All groundwater samples quality grades belong to Inferior V. The eight indicators exceeding the groundwater V quality standard included Cl^- , Na^+ , total hardness, COD, NH_4^+ , Hg, As and NO_3^- . The indicators exceeding the groundwater quality V standard included Cl^- and Na^+ in all samples, total hardness in all except the DXY13 sample, COD in samples of DXY16~DXY20, NH_4^+ in samples of DXY13~DXY18, Hg in samples of DXY18~DXY20, Arsenic in sample of DXY19, and NO_3^- in samples of DXY02~DXY06, DXY10~DXY12 and DXY14~DXY20.

Conclusions

The present study envisaged the dynamic monitoring and study of the hydrochemistry of the surface water and shallow groundwater in the northern part of the Yellow River Delta, China. The important conclusions of the study are as follows:



1. The dynamic types of shallow groundwater in the northern part of the Yellow River Delta can be divided into two types: precipitation infiltration evaporation type and hydrological type. The precipitation evaporation type was mainly distributed in the coastal area, and the utilization degree of the Yellow River diversion was relatively low, which was the brine or salt water area. The groundwater runoff was slow, with precipitation infiltration and phreatic water evaporation as the main alternative mode. The hydrological type was distributed in the influence zone along the old Yellow River, and the groundwater level dynamic was related to the water level dynamic of the Yellow River together with the influence of meteorological and irrigation infiltration factors.

2. The surface water and shallow groundwater in the northern part of the Yellow River Delta exhibited a higher degree of mineralization, and the overall degree of mineralization was higher in the shallow groundwater. The shallow groundwater was of Cl-Na·K type, and it was a typical mixture or brine. The surface water changed to Cl·SO₄-Na·K·Ca type, owing to the industrial and agricultural and city pollution. The hydro-chemical type was complicated. In surface water and shallow groundwater, cations of Mg²⁺, Na⁺ and K⁺, and anions of Cl⁻ and SO₄²⁻ were found to be the main ions related to TDS.

3. In the northern part of the Yellow River Delta, the pressure of the water resources and water environment was relatively high, and the available water resources mainly came from the Yellow River. The overall water environment quality was low. Due to the oil production concentration area, large-area brine distribution area of Shengli Oilfield, petroleum enterprises, chemical and brine, urban sewage discharge and municipal solid waste gathering in this area, the deterioration of water environment quality was aggravated. For the sustainable development of the Yellow River Delta, it is necessary to strengthen the monitoring and management of the total discharge control of the oilfield, chemical industry and urban domestic water, and undertake effective measures to ensure that the industrial pollution sources meet the discharge standards. At the same time, it is also important to strengthen the land spatial planning and layout, reduce new projects of heavy and petrochemical industry, and increase the green and sustainable development industries.

Acknowledgments

This work is supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41602356, 41977262); Shandong Social Science Planning and Research Project (No. 21BKRJ03); Open fund of Key Laboratory of Western China's Mineral Resources and Geological Engineering of Ministry of Education, Chang'an University, China (No. 300102260501); Science and Technology Innovation Cultivation Plan Project of Institute of Shandong Geological Sciences (No. PYJH202101); CAS Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Remediation, Open Research Fund Program of Shandong Key Laboratory of Eco-Environmental Science for Yellow River Delta (Binzhou University) (No. 2019KFJJ03); Study Abroad Program by the Government of Shandong Province, China (No. 201902006); Shandong Provincial Key laboratory of open fund (No. DMSM2018024, STKF201917); Major Scientific And Technological Innovation Projects in Shandong Province (No. 2018CXGC 0307); Geological Exploration Fund of Shandong Province (No. 2016(7), 2013(55), 2018(8)).

References

- Amiri, V., Bhattacharya, P., & Nakhaei, M. (2021a). La evaluación hidrogeoquímica de los recursos hídricos subterráneos y su idoneidad para usos agrícolas e industriales en una zona árida de Irán. *Groundwater for Sustainable*, 12, 100527.
- Amiri, V., Kamrani, S., Ahmad, A., Bhattacharya, P., & Mansoori, J. (2021b). Evaluación de la calidad del agua subterránea utilizando la teoría de la información de Shannon y la evaluación de riesgos para la salud humana en la provincia de Yazd, meseta central de Irán. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(2), 1108-1130.
- Cao, J. H., Xu, X. Y., Yu, H. J., & Huang, C. (2014). Investigación sobre la variación y evolución de la química de las aguas subterráneas en el delta del río Amarillo. *Marine Science*, 38(12), 78-85 (in Chinese). DOI: 10.3321/j.issn:1006-3021.2002.04.016
- He, F., Pan, Y., Tan, L., Zhang, Z., Li, P., Liu, J., Ji, S., Qin, Z., Shao, H. & Song, X. (2017). Estudio de las características de transporte de agua del suelo salino de las marismas del delta del río Amarillo. *Science of the Total Environment*, 574, 716-723. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.111



Iqia, B., Mom, A., Oerr, A., Pb, B., Rqc, A., & Jqa, A. (2019). Evaluación hidroquímica con respecto a arsénico y otros oligoelementos en la cuenca del bajo katari, altiplano boliviano. *Groundwater for Sustainable Development*, 8, 281-293.

Li, X., Xia, J., Zhao, X., & Chen, Y. (2019). Efectos de plantar Tamarix chinensis en el agua del suelo poco profundo y el contenido de sal en diferentes profundidades del agua subterránea en el delta del río Amarillo. *Geoderma*, 335, 104-111. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.08.017

Liu, Q., Li, F., Li, J., Luo, B., & Huang, C. (2016). Evidencia geoquímica e isotópica de salinización de aguas subterráneas poco profundas en una zona costera recuperada: el delta del río Amarillo, China. *Environmental Earth Sciences*, 75(14), 1107. DOI: 10.1007/s12665-016-5918-5

Liu, Q., Li, F., Zhang, Q., Li, J., Zhang, Y., Tu, C., & Ouyang, Z. (2014). Impacto de la desviación de agua en la caracterización hidrogeoquímica de aguas superficiales y subterráneas en el delta del río Amarillo. *Applied Geochemistry*, 48, 83-92. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2014.07.009



Liu, S., Guo, F., Jiang, G., Tang, Q., Guo, X., & Huang, S. (2015). Características hidrogeoquímicas de la llanura forestal pico en la ciudad de guilin, China. *Earth & Environment*, 43, 55-65.

Ren, X., Li, P., He, X., Su, F., & Elumalai, V. (2021). Procesos hidrogeoquímicos que afectan la química de las aguas subterráneas en la parte central de la cuenca de Guanzhong, China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 74-91. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00772-5>

Wang, K. (2018). Investigación y evaluación de la calidad del ambiente ecológico y geológico de las regiones costeras de la zona económica ecológica de alta eficiencia (HEEEZ) dentro del delta del río Amarillo. *Journal of Coastal Research*, 84, 169-180. DOI: <https://doi.org/10.2112/SI84-023.1>

Wang, K. (2019). Evolución de la costa del delta del río Amarillo basada en teledetección de 1976 a 2014. *Chinese Geographical Science*, 02(29), 181-191. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s11769-019-1023-5>

- Wang, K., & Qin, X. (2020). Características geológicas y distribución espacial de la ingeniería de suelos blandos en el norte del delta del río Amarillo. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 40(01), 31-40 (in Chinese). DOI: 10.16562/j.cnki.0256-1492.2018091202
- Wohlfart, C., Kuenzer, C., Chen, C., & Liu, G., (2016). *Desafíos socioecológicos en la cuenca del río Amarillo (China): una revisión*. Berlin/Heidelberg, Germany: Springer Berlin Heidelberg.
- Zhan, S., Wu, J., & Jin, M. (2021). Características hidroquímicas, fuentes de oligoelementos y evaluación de riesgos para la salud de las aguas superficiales en la cuenca del Amu Darya de Uzbekistán, Asia central árida. *Environmental Science and Pollution Research*, (S2). Recovered from <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15799-x>
- Zhang, W., Ma, L., Abuduwaili, J., Ge, Y., & Saparov, G. (2019). Características hidroquímicas e idoneidad para el riego del agua superficial en el río Syr Darya, Kazajstán. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(9), 572. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7713-8>

Zhao, Q., Bai, J., Zhang, G., Jia, J., Wang, W., & Wang, X. (2018). Efectos de las medidas de regulación del agua y la salinidad sobre el secuestro de carbono del suelo en los humedales costeros del Delta del río Amarillo. *Geoderma*, 319, 219-229. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.10.058

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-04

Artículos

Supervisión y evaluación de zonas lacustres en el lago de Zirahuén mediante la implementación de un sistema computacional

Supervision and assessment of Zirahuén Lake areas through a computational system implementation

Úrsula S. Morales-Rodríguez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9265-4228>

José J. Carbajal-Hernández², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7229-1319>

Herón Molina-Lozano³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4612-2444>

Juan A. Tello-Balinas⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4016-9877>

¹Centro de Investigación en Computación, Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México, México, umoralesr@ipn.mx

²Centro de Investigación en Computación, Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México, México, jcarbajalh@ipn.mx

³Centro de Investigación en Computación, Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México, México, hmolina@cic.ipn.mx

⁴Centro Regional de Investigación Pesquera, Instituto Nacional de Pesca, Michoacán de Ocampo, México, juan.tello@inapesca.gob.mx

Autor para correspondencia: José Carbajal, jcarbajalh@ipn.mx



Resumen

México cuenta con una gran variedad de lagos de diferentes características y de gran importancia tanto para aspectos biológicos como sociales. El presente trabajo muestra el desarrollo de un sistema computacional para el análisis de la calidad del agua en cuerpos lacustres mediante la medición de parámetros fisicoquímicos de relevancia, como son temperatura, turbiedad y niveles de oxígeno disuelto. A través del diseño y construcción de un sistema de medición sumergible se automatiza el proceso de análisis de calidad del agua. El desarrollo de un *software* especializado para la gestión y medición de los datos obtenidos permite agilizar el proceso de evaluaciones de calidad del agua. Asimismo, se definen modelos matemáticos para la estimación de los parámetros de la calidad del agua a diferentes profundidades. Las mediciones experimentales realizadas se llevaron a cabo en el Lago de Zirahuén, localizado en el estado de Michoacán de Ocampo, México, debido a la importancia para el ecosistema de la localidad y a la diversidad de especies endémicas que habitan en él. Como resultado se obtiene una herramienta para facilitar la toma de decisiones con el propósito de conservar los cuerpos de agua, permitiendo realizar análisis más avanzados.

Palabras clave: sistema computacional, limnología, calidad del agua, Zirahuén, automatización, lago.

Abstract

Mexico has numerous lakes with different characteristics and great importance for both biological and social aspects. This work shows the development of a computational system for water quality analysis in lake bodies by measuring relevant physicochemical parameters such as temperature, turbidity, and dissolved oxygen levels. Through the design and construction of a submersible measurement system, the water quality analysis process is automated. The development of specialized software for data management and measurement allows to speed up the process of water quality evaluations. Likewise, mathematical models are defined for the estimation of water quality parameters at different depths. The experimental measurements were carried out in Zirahuén Lake, located in Michoacán de Ocampo state, Mexico, due to the importance of the locality's ecosystem and the diversity of endemic species that reside there. As a result, a tool is obtained to facilitate decision-making to conserve water bodies, generating more advanced assessments.

Keywords: computational system, limnology, water quality, Zirahuén, automation, lake.

Recibido: 16/04/2021

Aceptado: 09/11/2021



Introducción

La *limnología* es una rama de la ecología encargada de estudiar los ecosistemas acuáticos continentales mediante el monitoreo acuático de los cuerpos de agua, con el fin de caracterizarlas para lograr su gestión y conservación (Banderas & González, 1996). Esto resulta de gran importancia para el conocimiento del estado de las masas de agua continentales, mismas que son fuente básica de recursos para el ser humano, y de las diferentes actividades económicas y recreativas dependientes de él. A partir de esta actividad, es de fundamental importancia orientar los estudios limnológicos hacia el conocimiento y evaluación de sus procesos físicos y químicos, estableciendo indicadores, con la finalidad de disponer de herramientas que puedan orientar el potencial de aprovechamiento, vinculación con planes de manejo y conservación de los cuerpos de agua (Chacón, Rosas, Rendón, & Cruz, 2010); a través de los sistemas de monitoreo es posible llevar a cabo esta orientación (Abarca, 2007). El monitoreo ecológico es uno de los temas más abordados por numerosos autores en distintas áreas geográficas con diferentes enfoques a lo largo de las últimas décadas (Mudroch & MacKnight, 1994; Chapman, 1996; Díaz-Pardo, López-López, & Soto-Galera, 1996; López-Hernández & Guzmán-Arroyo, 1996; Shear, 1996; Bain & Stevenson, 1999; De-la-Lanza-Espino, 2000; Spellerberg, 2005; Abarca, 2007; Alippi, Camplani, Galperti, & Roveri, 2011; Carbajal-Hernández, Sánchez-Fernández, Villa-Vargas, Carrasco-Ochoa, &

Martínez-Trinidad, 2013; Hongpin, Guanglin, Weifeng, Jie, & Qiuwei, 2015; Rahmat, Syahputra, & Lydia, 2016; Palani, Balasubramaniyan, & Durairaj, 2020). Lo anterior evidencia el interés del monitoreo ecológico relacionado con la calidad ambiental en aire y agua. Sin embargo, en materia de lagos, los esfuerzos por establecer lineamientos y directrices para programas de monitoreo han sido relativamente recientes (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013; Secretaría de la Convención de Ramsar, 2016).

Los muestreos relacionados con mediciones de parámetros limnológicos convencionalmente se rigen bajo distintos estándares de calidad, tanto internacionales (ISO) como nacionales (NMX), empleados para la recolección de muestras de agua (ISO, 2018; Secofi, 1980); medición de la temperatura (SE, 2014); niveles de oxígeno disuelto por el método electroquímico (SE, 2010; ISO, 2012), y turbiedad (SE, 2001; ISO, 2016) en aguas naturales, por mencionar algunas, donde prevalece la importancia de la recolección de muestras *in situ* en cortos periodos de tiempo.

Estudios relacionados con el análisis y evaluación de los cuerpos de agua en sus respectivos casos de estudio indican la realización del muestreo en tiempos de medición demasiado elevados (Martínez-Almeida & Tavera, 2005; Ortiz & Rendón, 2010; Mendoza, Silva, Jiménez, Rodríguez, & Sol, 2015; Armendáriz & Martínez, 2016; Sigala *et al.*, 2017), ocasionando la obtención de pocos puntos de análisis, pues las mediciones suelen realizarse a lo largo de varios días, lo cual afecta los parámetros medidos de acuerdo con el cambio climático, irradiación solar, presión atmosférica, etcétera. Por normatividad, el no realizar las

mediciones en un corto periodo de tiempo afecta la precisión del resultado en las muestras obtenidas.

En la actualidad, el mercado ofrece diversos dispositivos de elevado costo, como los medidores para calidad del agua de Van Walt (2020) y las sondas multiparamétricas de la serie 600 de SIDMAR (2020), entre otros (Hanna Instruments, 2020), capaces de medir distintos parámetros *in situ*. Sin embargo, los especialistas interesados en la conservación de los cuerpos de agua se ven obligados a diseñar nuevas herramientas que permitan el muestreo en sitio a bajo costo con distintos enfoques (Marcelli, Piermattei, Madonia, & Mainardi, 2014; Davis, 2016; Bhardwaj, Gupta, & Khatri, 2018; Wade & Ericksen, 2019). No obstante, no todos los especialistas en el área cuentan con el conocimiento para diseñar sus propias herramientas especializadas, ya que la mayoría de los autores realizan la recolección de las muestras de agua a diferentes profundidades, para obtener el perfil vertical de la masa de agua mediante el uso de una botella de Van Dorn; posteriormente obtienen sus mediciones por cada parámetro de manera independiente, empleando una serie de dispositivos dedicados para la medición de la temperatura, los niveles de oxígeno, turbiedad y así consecuentemente (Martínez-Almeida & Tavera, 2005; Ortiz & Rendón, 2010; Mendoza *et al.*, 2015; López-Macías & Salas-Benavides, 2019). En dichos trabajos se necesita de un dispositivo GPS para obtener la coordenada del punto de medición, requiriendo un posprocesamiento de la información, es decir, primero encontrar la coordenada, anotarla; luego hacer las mediciones *in situ* mediante el proceso descrito con anterioridad, preservar las muestras,

enviarlas al laboratorio en caso de ser necesario y procesarlas mediante una hoja de cálculo electrónica.

La mayor parte de los estudios en cuencas hidrológicas se realiza de forma casi manual, solo se apoya del uso de sensores y equipos de medición de forma independiente, en donde el operador de muestreo, aparte de recolectar las muestras, tiene que maniobrar los instrumentos y registrar sus lecturas en bitácoras generalmente de papel, lo cual hace muy lento y complejo el proceso de medición y obtención de datos. Además se deben anexar los problemas de movilidad dentro del cuerpo de agua, pues las mismas corrientes o irregularidades del lugar complican aún más este tipo de trabajos, con altas posibilidades de tener accidentes del personal o del equipo de muy elevado costo. Ante este panorama, el presente trabajo propone el desarrollo y la implementación de un sistema computacional para el análisis automatizado de la calidad del agua en zonas lacustres mediante la programación de un modelo de evaluación multiparamétrico. Esto se realizará mediante el desarrollo y la implementación de un *software* de instrumentación virtual que permite visualizar de modo gráfico la coordenada geoposicionada, y medir parámetros fisicoquímicos, como temperatura, niveles de oxígeno disuelto y turbiedad a distintas profundidades mediante una serie de sensores. Después permitirá realizar estimaciones inmediatas de calidad del agua, obteniendo resultados sobre el comportamiento del sitio a evaluar. Por último se registrarán las mediciones y resultados en un archivo digital. Todo ello permitirá tener un registro de campo digital, facilitando al operador de muestreo el crear una base de datos de

muestras, como propone el proyecto de norma mexicana PROY-NMX-AA-121/1-SCFI-2008 (SE, 2009).

El trabajo se ha dividido de la siguiente manera, tratando de abordar todos los puntos del sistema: la sección 2, de materiales y métodos, muestra las características de los lugares de estudio (a); las características del análisis paramétrico (b); las características del sistema sumergible (c), y la descripción del *software* de análisis (d). La sección 3 indica los resultados de las evaluaciones y mediciones realizadas en el lugar de estudio y las discusiones del trabajo con respecto al estado del arte. Finalmente, las conclusiones señalan los puntos relevantes de este trabajo y la directriz de nuevos objetivos en el área.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio de los lagos de tipo endorreico es de gran importancia para el área de la limnología (Mendoza *et al.*, 2015). En México, específicamente en el estado de Michoacán, existen tres lagos de tipo endorreico: Cuitzeo, Pátzcuaro y Zirahuén. Los dos primeros muestran grandes signos de deterioro en las últimas décadas (Chacón *et al.*, 2010). El lago Cuitzeo ha



sido desecado continuamente debido a la expansión urbana y su constante contaminación; a esto se suma el aprovechamiento excesivo del agua del lago, y principalmente a las infraestructuras construidas que dividen al lago por la mitad; acciones que han alterado la capacidad del lago para llevar a cabo su ciclo natural afectando todo el ecosistema del lugar (Ortiz & Lassman, 2019; Maldonado-López, 2019). El lago de Pátzcuaro presenta un deterioro por sobreexplotación y contaminación debido a la tala inmoderada y sobrepoblación del lugar. Por otra parte, Zirahuén resulta de mayor interés, porque no sigue el patrón de los dos anteriores, a pesar de ubicarse en las cercanías y ser de menor dimensión; por el contrario, se trata de un lago de agua cristalina, protegido por la entidad; no obstante, tanto pobladores como investigadores de la UMSNH y organismos gubernamentales involucrados realizan peticiones a legisladores estatales y federales para poder mantener, sanear y rehabilitar el lago. Peticiones realizadas, como la creación de legislaciones para evitar el uso de agroquímicos prohibidos, el uso de detergentes bajos en fosfatos, la implementación de cultivos orgánicos cerca de centros de población y áreas claves, además de implementar un sistema de monitoreo y seguimiento de calidad y condiciones del lago son fundamentales para su conservación, pues el uso de la cuenca es fuente principal de ingresos para la población aledaña. Cabe mencionar que la principal limitante para realizar acciones en favor del lago de Zirahuén son los recursos económicos (Ayala, 2019); derivado de lo anterior, se propone seleccionar este lago como área de estudio.

El lago de Zirahuén está ubicado en el municipio de Salvador Escalante, Michoacán de Ocampo, México, con un área de casi 10 km².

Cuenta con zonas poco profundas cerca de las orillas, y de 40 a 45 m de profundidad en el centro del lago (Bernal-Brooks & MaCrimmon, 2000). Se localiza entre las coordenadas 19° 21' 10" y 19° 29' 24" latitud norte y 101° 29' 37", 101° 49' 37" longitud oeste, y pertenece a la cuenca hidrológica del río Balsas (Madrigal, Novelo, & Chacón, 2004), tal y como se aprecia en la Figura 1. La cuenca del lago Zirahuén es de tipo endorreico y cubre una extensión de 260 km² de tierras altas, entre 19 ° 22' N a 19 ° 30' N y 101 ° 30' O a 101 ° 46' O (José *et al.*, 2018). La altitud a la que se encuentra es de 2 075 metros sobre el nivel del mar (López, 1981; Madrigal *et al.*, 2004).

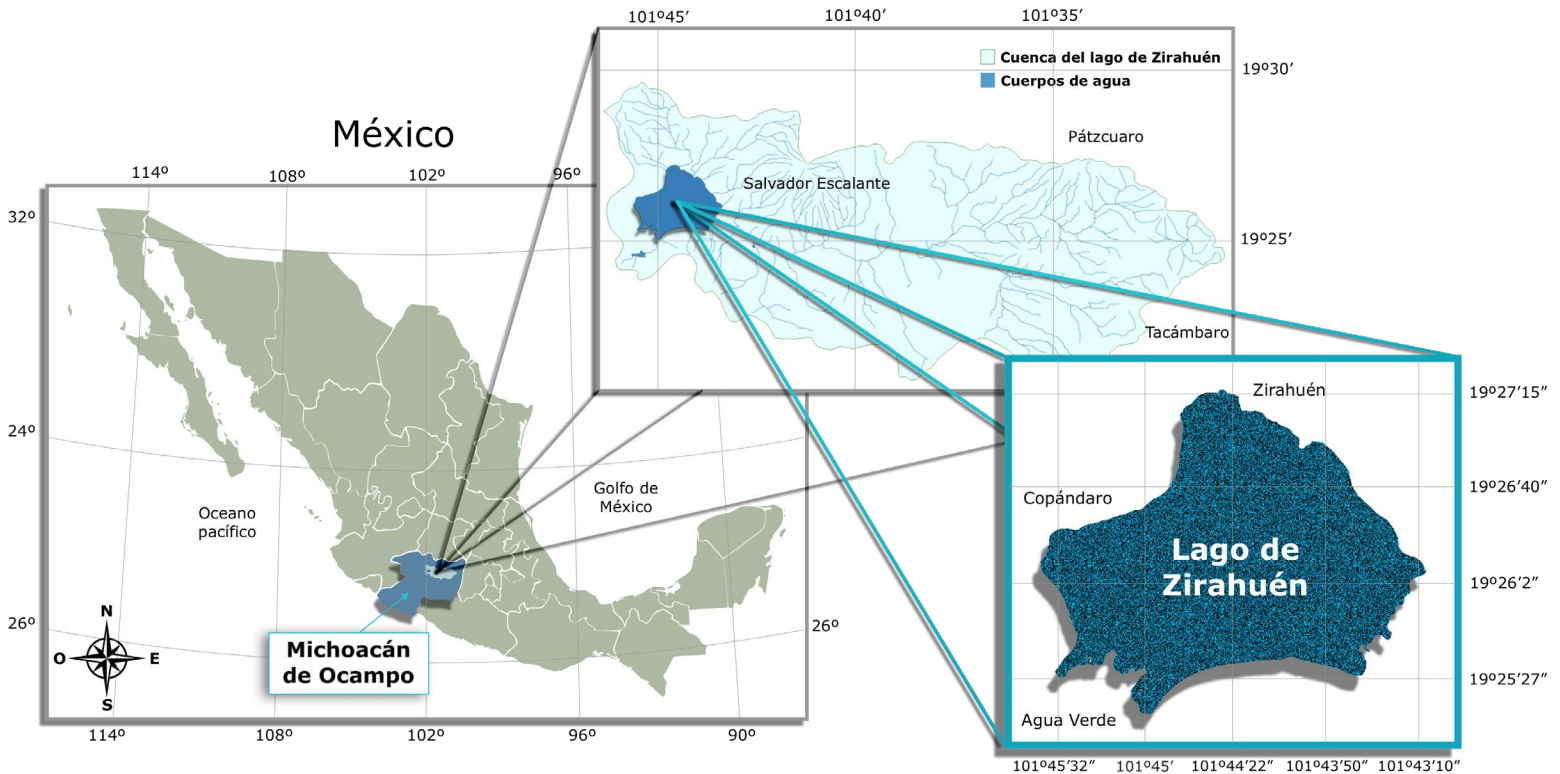


Figura 1. Localización geográfica del Lago de Zirahuén y apreciación grafica de su cuenca. Fuente: elaboración propia con ayuda de los archivos geospaciales de las cuencas hidrográficas de México, proporcionados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2018).

El lago de Zirahuén se caracteriza por ser uno de los lagos más importantes de Michoacán; su fauna, flora y la presencia de asentamientos humanos prehispánicos en su cuenca lo identifican como patrimonio nacional de valor ecológico, económico, social y cultural, con grandes posibilidades de recuperación y conservación de interés para organismos gubernamentales, como el Instituto Nacional de Pesca

(Inapesca, 2013) y la Secretaría de Marina (Semar, 2018), entre otros (Gómez-Tagle & Gómez-Tagle, 2009; Chacón *et al.*, 2010; Ortiz & Rendón, 2010; Lozano-García, Vázquez-Castro, & Israde-Alcántara, 2010; Barajas, 2017). Hoy día enfrenta serios problemas de contaminación y deterioro debido a la tala inmoderada de cientos de hectáreas de bosque que se encuentran en los alrededores del lago, proliferando las huertas de aguacate, mismas que aceleran el proceso de erosión y azolve (Chacón *et al.*, 2010; Gómez-Tagle, Morales-Chávez, García-González, & Gómez-Tagle, 2019; Martínez, 2019). Debido a que se trata de una problemática en auge desde la década pasada, es posible que su actual estado de conservación aún permita que su recuperación pueda ser viable mediante acciones concretas tanto en el cuerpo de agua como en sus afluentes, y poder mejorar su estado para preservar su aspecto (Maldonado-López, 2019).

Análisis paramétrico

El objetivo de la limnología es poder describir y analizar las características estructurales y funcionales de las aguas continentales en relación con los factores físicos, químicos y biológicos presentes en el ecosistema acuático (Margalef, 1983). El diagrama de Rawson (1939), mostrado en la Figura 2, expone los múltiples factores esenciales que interactúan entre sí para

caracterizar a un lago, y con ello determinar su composición, distribución, densidad y productividad.

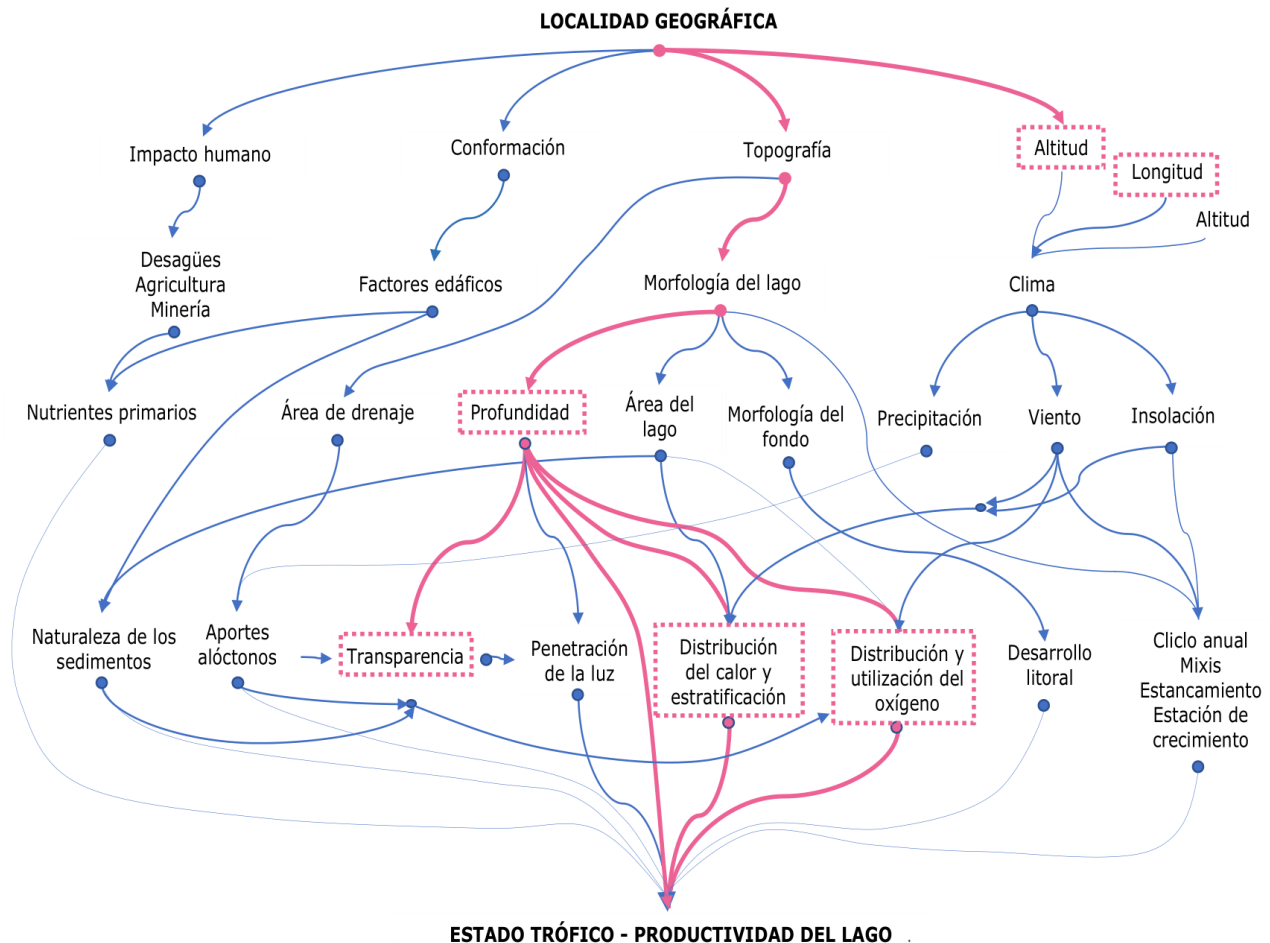


Figura 2. Diagrama de Rawson y su relación entre factores esenciales para determinar el estado trófico de un lago. Fuente: elaboración propia traducida de la versión original (Rawson, 1939).

El presente trabajo considera la longitud y latitud para obtener la localización geográfica del lago, así como la temperatura, los niveles de

oxígeno disuelto y turbiedad, es decir, factores derivados y dependientes de la profundidad del lago necesarios para su caracterización y que mediante la implementación de sensores electrónicos se registran los valores de las mediciones de las magnitudes fisicoquímicas involucradas. Esto tiene el objetivo de caracterizar la distribución del calor, oxígeno y transparencia del lago, ya que a través de su interrelación mediante modelos de calidad del agua, como el índice propuesto por la National Sanitation Foundation (wQI_{NSF}) en 1970 (Brown, McClelland, Deininger, & Tozer, 1970; Brown, McClelland, Deininger, & O'Connor, 1972), es posible conocer qué tan contaminado se encuentra el cuerpo de agua analizado.

El índice de calidad del agua (wQI_{NSF}), determinado por el método Delphi, se basa en el peso de los nueve parámetros cuantificables presentados en la Tabla 1. Los resultados obtenidos por el índice son interpretados en una escala del 0 al 100, donde el 0 indica una muy mala calidad del agua, mientras que el 100 indica una excelente calidad del agua. Mitchell, Stapp y Beebe (1996) resumieron un esquema descriptor de palabras que corresponde a rangos específicos de los valores de wQI_{NSF} , mismo que se presenta en la Tabla 2.

Tabla 1. Parámetros utilizados por el wQI_{NSF} con las unidades representadas por parámetro y su respectivo peso asociado.

Parámetro	Unidades	wQI_{NSF} peso
Saturación de oxígeno disuelto	%	0.17
Densidad de coliformes fecales	lb/100 ml	0.15
pH	-	0.12
BOD ₅ días	mg/l	0.10
Nitratos	mg/l	0.10
Fósforos	mg/l	0.10
Temperatura	°C	0.10
Turbiedad	NTU	0.08
Sólidos totales	mg/l	0.08

Fuente: elaboración propia traducida al español (Ichwana, Syahrul, & Nelly, 2016).

Tabla 2. Palabras descriptivas asociadas con el índice wQI_{NSF} con su respectivo rango.

Palabra	Muy mala	Mala	Media	Buena	Excelente
Rango numérico	0 - 25	26 - 50	51 - 70	71 - 90	91 -100

Fuente: elaboración propia traducida al español (Ichwana *et al.*, 2016).

Cabe mencionar que el wQI_{NSF} se puede ajustar, aun cuando no se tengan los nueve parámetros propuestos, sumando los resultados de los parámetros con sus respectivos pesos y ajustando el índice al normalizarlo con el total de parámetros analizados.

Realizando un análisis de intersección mediante un diagrama de Venn, descrito gráficamente en la Figura 3, entre los factores del diagrama de Rawson, los parámetros utilizados por el índice wQI_{NSF} y los sensores que actualmente existen en la industria que pueden ser acoplados para la obtención de magnitudes fisicoquímicas relacionados tanto en el wQI_{NSF} como en el diagrama de Rawson, únicamente los niveles de oxígeno disuelto, la turbiedad del agua, así como la temperatura son los parámetros que simultáneamente están involucrados en los tres conjuntos considerados de suma importancia.

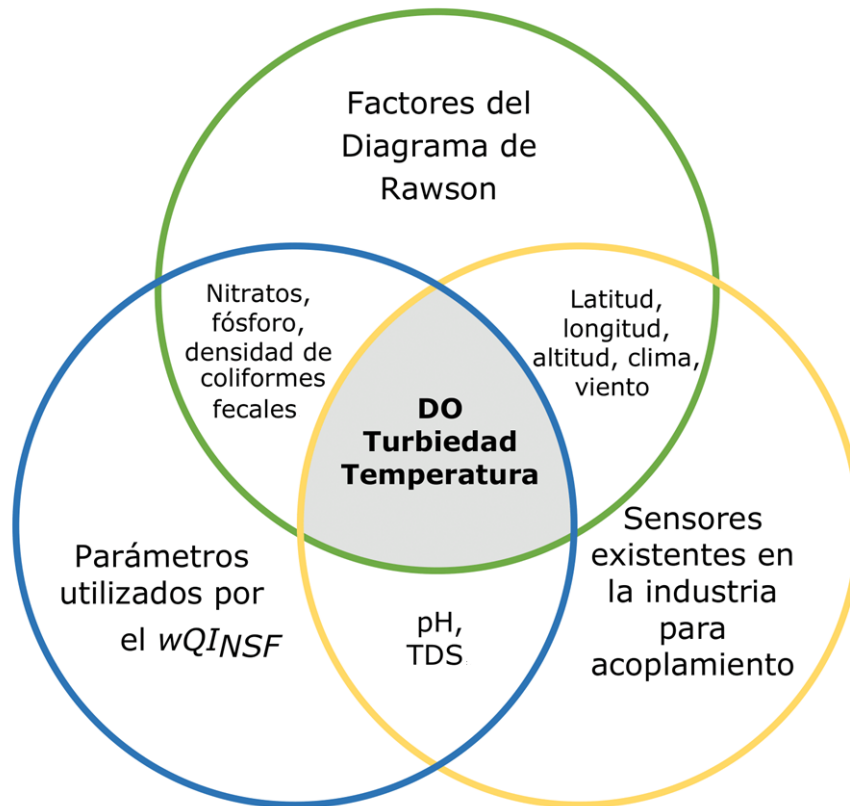


Figura 3. Descripción grafica del análisis de intersección de los tres conjuntos tomados en consideración: 1) factores del diagrama de Rawson; 2) parámetros empleados por el índice de calidad del agua de la NSF, y 3) sensores existentes en la industria que permiten la medición de parámetros fisicoquímicos. Fuente: elaboración propia.

La evaluación de la calidad del agua que utiliza el sistema propuesto emplea tres de los nueve parámetros que plantea el índice. Como ya se mencionó, el cálculo del wQI_{NSF} se puede estimar sumando los resultados y luego ajustando la cantidad de parámetros acorde con las recomendaciones sugeridas por la National Sanitation Foundation en el

caso de tener un menor número de parámetros que el conjunto completo (BASIN, 2005).

Sistema de análisis y evaluación

Para el diseño del Sistema Acuático de Medición (SAM), descrito en la Figura 4, se consideró el análisis de intersección del diagrama de Venn mostrado en la Figura 3. El diseño consiste en el dispositivo sumergible (Dispositivo Contenedor Sumergible, DCS) y el *software* de medición (Sistema de Medición de Parámetros Limnológicos, SMP-L). El DCS incluye una tarjeta de adquisición de datos (DAQ), sensores de oxígeno disuelto, temperatura, turbiedad y nivel de agua, así como de un contenedor sumergible (Módulo Contenedor Multiparamétrico, MCTR). El sistema es considerado escalable al permitir el acoplamiento y adición de otros sensores de medición.

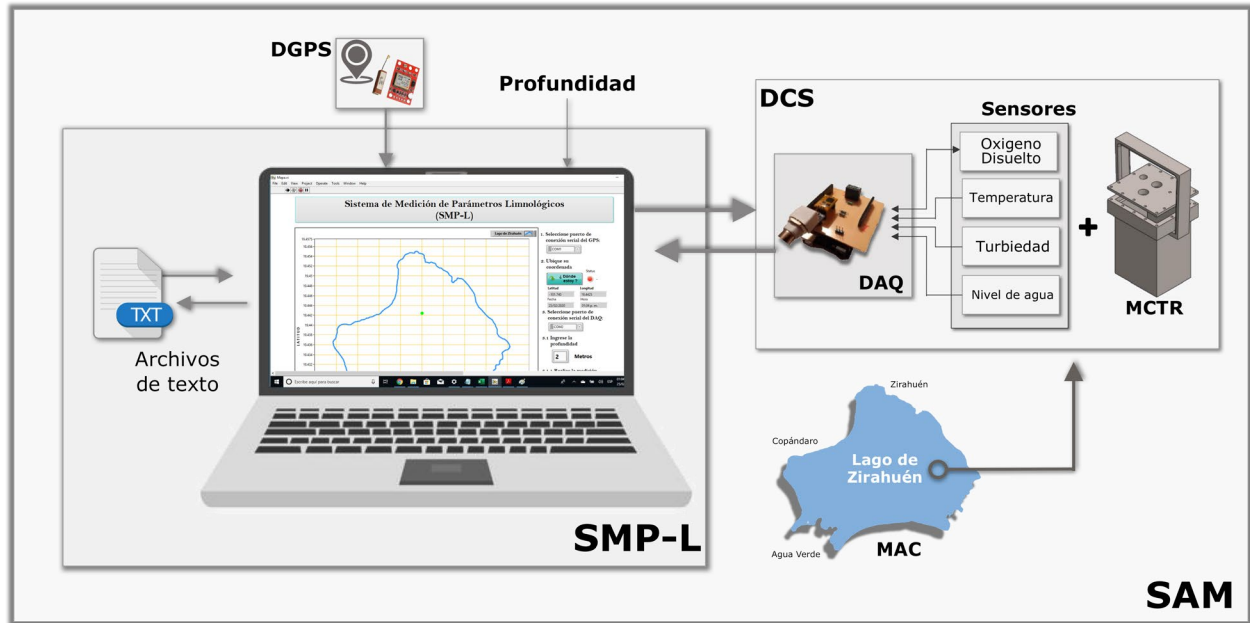


Figura 4. Diagrama general de interacción y funcionamiento del Sistema Acuático de Medición (SAM). Fuente: elaboración propia.

Tarjeta de adquisición de datos y sensores

Para la Tarjeta DAQ se utilizó la tarjeta de microcontrolador Arduino Uno basada en un microcontrolador ATmega328. Se caracteriza por ser una tarjeta de desarrollo de bajo costo y altas precisiones, pues contiene todo lo necesario para respaldar el funcionamiento del microcontrolador (Newmark, 2020), ya que posee 14 pines de E/S digitales; seis entradas analógicas: un oscilador de cristal de 16 MHz; un botón de reinicio con un voltaje de funcionamiento a 5 V a través de una conexión USB o con una

fuelle de alimentación externa; una memoria Flash de 32kB; una SDRAM de 2kB, y una EEPROM de 1kB. Tiene un protocolo de comunicación RS232 mediante un puerto serial USB con una velocidad de transmisión desde 300 hasta 11 5200 baudios con la computadora (Arduino, 2020). El sistema Arduino Uno fue ensamblado junto con una placa de circuito impreso para su acoplamiento con los sensores utilizados y diseñada mediante el *software* Proteus 8, tal y como se muestra en la Figura 5. La distancia de transmisión de datos entre la tarjeta Arduino Uno y la computadora para el presente proyecto fue mediante un cable USB de 15 metros de longitud.

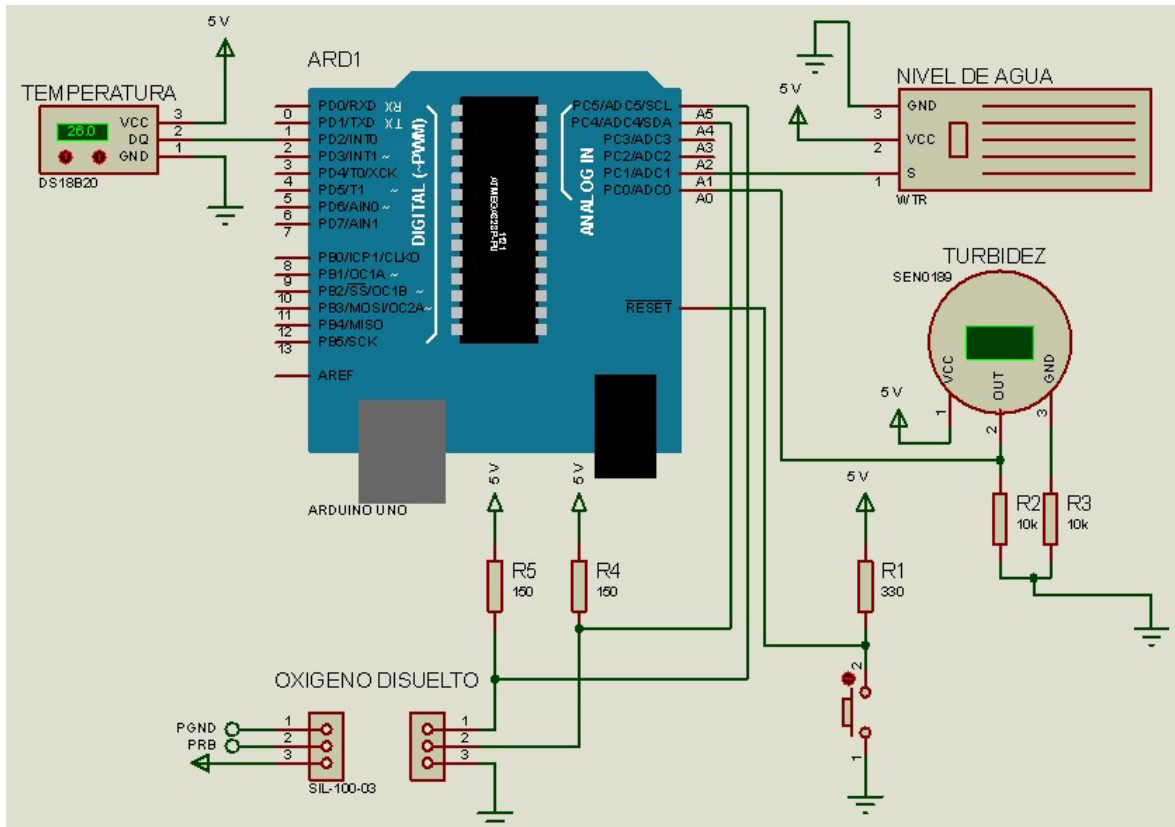


Figura 5. Diagrama esquemático de la tarjeta de adquisición de datos implementada con Arduino Uno. El diseño fue elaborado empleando el simulador Proteus 8. Fuente: elaboración propia, con ayuda del simulador Proteus 8.

Parámetros como la temperatura, niveles de oxígeno disuelto, turbiedad del agua y nivel de agua pueden ser medidos con relativa precisión. Esta depende sobre todo de las características del sensor descritas por el fabricante, indicando el margen de error introducido por el dispositivo (Tabla 3). Es necesario mencionar que se considera el nivel de agua, a fin de detectar filtraciones dentro del módulo contenedor que pudieran atentar contra la integridad del sistema electrónico.

Tabla 3. Características generales de los sensores utilizados para la medición de la temperatura, los niveles de oxígeno disuelto, turbiedad y nivel de agua.

Sensor	Parámetro de medición	Unidad	Rango de operación	Precisión	Voltaje de alimentación	Principales características
DS18B20	Temperatura	°C	55-125	±0.5	3 V-5.5. V	<ul style="list-style-type: none"> - Comunicación digital mediante su cable de datos DQ - Resolución hasta 12 bits
EZO-DO	Niveles de oxígeno disuelto	mg/l	0.01-35.99	±0.05	3 V-5.5. V	<ul style="list-style-type: none"> - Comunicación digital mediante protocolo I2C o RS232 - Requiere compensación de presión - Cuenta con una membrana galvánica, donde se adhieren las moléculas de oxígeno. obteniendo una pequeña diferencia de potencial
SEN0189	Turbiedad	NTU	5 000 a 0	-	5 V	<ul style="list-style-type: none"> - Comunicación análoga (equivalencia entre 0 y 4.5 V) - Detecta el total de sólidos suspendidos en el agua al medir la transmitancia de la luz
HR0043	Nivel de agua	Volts	0-5	-	5 V	<ul style="list-style-type: none"> - Comunicación análoga (0 V y 5 V) - Indica si existe alguna filtración de agua dentro del dispositivo electrónico

Fuente: elaboración propia con información recolectada de las hojas de especificaciones de los sensores utilizados (DFRobot, 2008; Maxim Integrated, 2019; SDR, 2019; Atlas Scientific, 2020).

Las mediciones se realizan mediante la calibración y el acoplamiento de los sensores utilizados para el muestreo y se apegan a las normas oficiales mexicanas NMX-AA-007-SCFI-2013 y NMX-AA-012-SCFI-2001 para la medición de la temperatura y los niveles de oxígeno disuelto, respectivamente, mientras que no existe la norma oficial mexicana para la medición de la turbiedad en sitio.

Contenedor sumergible

El análisis multiparamétrico debe realizarse a diferentes profundidades en la Masa de Agua Continental (MAC); para esto, se diseñó un contenedor con peso suficiente para caer por gravedad, garantizando la seguridad del sistema de adquisición de datos. El material de manufactura principal fue una placa de acero inoxidable tipo 316 debido a su alta resistencia a la corrosión por sustancias salinas (CIMA, 2015), con 3/8" de espesor. A través de la manufactura de la placa fue posible diseñar la tapa del contenedor de acuerdo con las medidas particulares del fabricante de cada sensor y cable que fueron expuestos al medio acuático; es decir, los sensores de temperatura (\varnothing 5 mm), oxígeno disuelto (\varnothing 15 mm), turbiedad (\varnothing 20 mm) y el cable de comunicación USB 2.0 Hi-Speed Active Extension Repeater (A M/F) de 15 metros (\varnothing 20 mm), mientras que el sensor de nivel de agua se conservará dentro del contenedor para

detectar filtraciones. El módulo contenedor se diseñó conforme a las medidas de la DAQ, es decir, puede almacenar un volumen de hasta 67 cm³, aproximadamente. Cada parte del contenedor fue unido con soldadura de acero inoxidable mediante electrodos 316-16 1/8". Posteriormente se acoplaron los sensores con la tapa del contenedor, es decir, cada sensor fue adherido a la tapa con silicona automotriz Loctite SI 593 Negra, sin interferir en su funcionamiento. Finalmente, colocando un empaque cuadrado de grafito reforzado con carbono Chesterton 1400 R de 3/16" entre la tapa y el contenedor fueron ensambladas ambas piezas y ajustadas con los 14 tornillos que embonan a la perfección entre cada pieza, como se muestra en las diferentes vistas de la Figura 6. El módulo contenedor sumergible también cuenta con una solera que permite la manipulación y sujeción del mismo; el peso total del MCTR es de 3.4 kg.

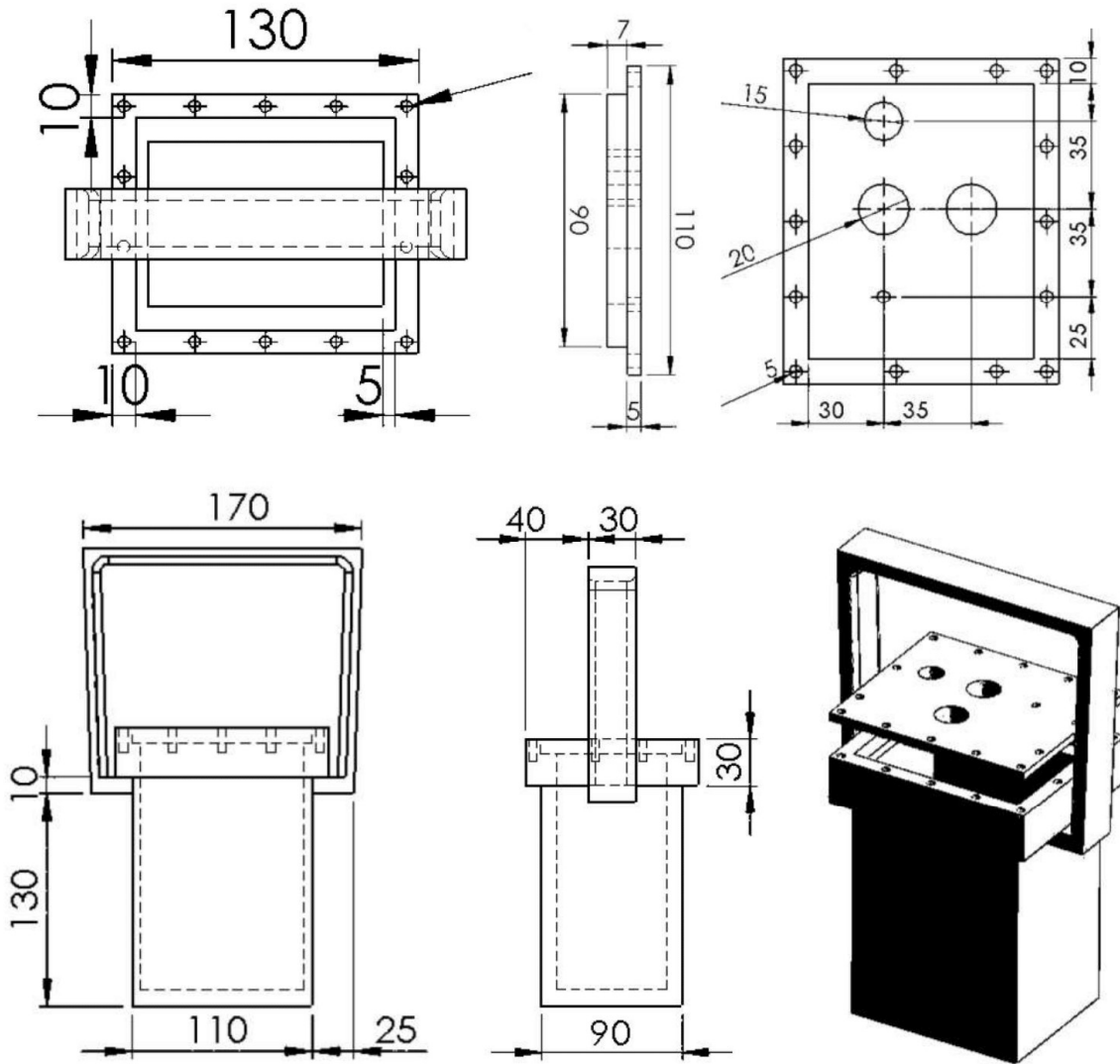


Figura 6. Vistas frontales, laterales, superiores e isométrico del MCTR con sus respectivas dimensiones. Fuente: elaboración propia con ayuda del software Solidworks.

Software de medición y evaluación

El *software* de medición SMP-L se desarrolló obteniendo el mapa vectorial del lago de Zirahuén mediante archivos geospaciales proporcionados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2018). El procesamiento de este tipo de archivos .shp se realizó mediante el *software* QGIS 3.0, permitiendo convertirlos a formato .txt y luego incluirlos dentro de la interfaz gráfica de usuario programada en LabVIEW 14.0 2014 SP1 (National Instruments, 2020) mostrada en la Figura 7. Se implementaron los protocolos necesarios para la transmisión de datos con el componente VISA, el cual hace uso de los puertos COM de comunicación, la visualización de los parámetros muestreados y el resultado de la estimación de la evaluación. El sistema de medición muestra las lecturas de ubicación dentro del espacio delimitado por el área de estudio, almacenando fecha, hora, evaluación, valores de los niveles de oxígeno disuelto, temperatura, profundidad, turbiedad, latitud, longitud y nivel de agua, si es que existen filtraciones dentro del MCTR en un archivo .txt. El protocolo de comunicación utilizado entre el GPS y la computadora, así como del MCTR con la computadora fue el RS232, mediante serial USB 2.0. El módulo GPS utilizado fue el NEO-6M, ya que su comunicación con la computadora es sencilla y fácil para obtener lecturas de altitud y longitud. Cabe mencionar que se empleó una computadora marca Dell, modelo Inspiron 14, serie 5000, con un procesador de 4a generación Intel (R), Core (TM) i5-4210U, CPU @ 1.70 GHz, 8.00 GB de memoria RAM, disco duro de estado sólido interno Adata



Ultimate SU650 ASU650SS-240GT-R de 240 GB de almacenamiento y un sistema operativo a 64 bits con Windows 10 Home Single Language, versión 17763.1282.

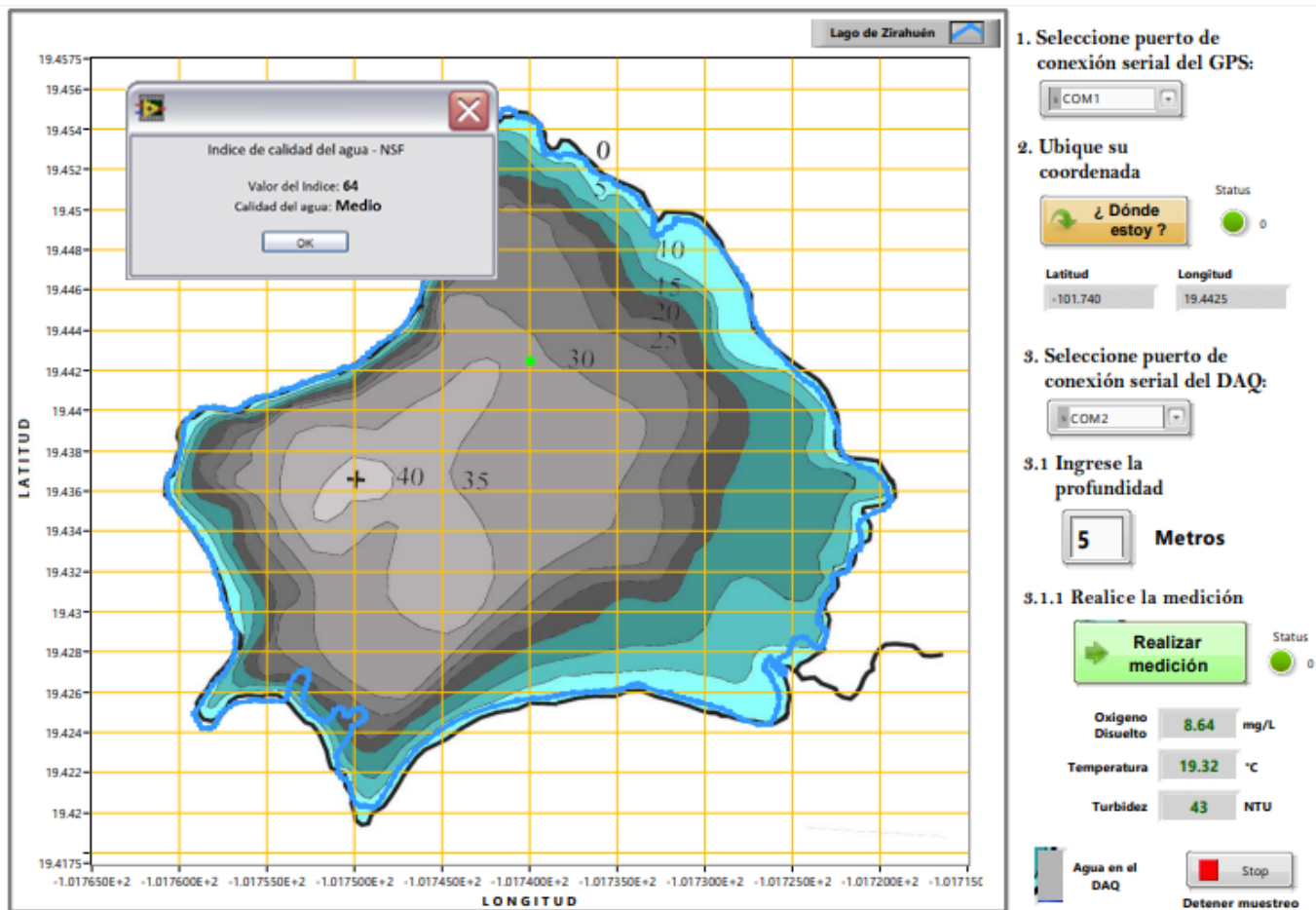


Figura 7. Interfaz gráfica de usuario: se puede apreciar el lugar y la posición del GPS al momento del muestreo, los valores de los parámetros de interés y el resultado de la estimación de la evaluación del índice de calidad del agua. Fuente: elaboración propia, captura de pantalla del *software* de medición y evaluación.

Evaluación de la calidad del agua

Índice de calidad del agua

El índice para la calidad del agua proporcionado por la National Sanitation Foundation (wQI_{NSF}) es el indicador más utilizado por ser desarrollado para proporcionar un método estandarizado con el objetivo de comparar la calidad del agua de los diversos cuerpos de agua a nivel internacional, resultando ser eficiente para la evaluación y conservación de los mismos.

Los cálculos de wQI_{NSF} se realizaron mediante la aplicación de la fórmula presentada en la Ecuación (1) (Brown *et al.*, 1970):

$$wQI_{NSF} = \sum_{i=1}^n Q_i(W_i) \quad (1)$$

donde wQI_{NSF} es el indicador de calidad del agua, el cual varía entre 0 y 100; Q_i es la valoración de calidad de cada parámetro de acuerdo con cada gráfica de comportamiento de sus curvas de función (Universidad de Pamplona, s.f.), ver ANEXO I; W_i es el peso asignado por parámetro (referirse a la Tabla 1) siempre que se cumpla la condición $\sum_{i=1}^n W_i = 1$; mientras n es el número de parámetros analizados. En caso de no

cumplirse la condición unitaria en la suma de los pesos, se procede a normalizar el resultado (BASIN, 2005) sumando los pesos ponderados por Q_i entre la sumatoria de los pesos sin ponderar para poder obtener el wQI_{NSF} de la siguiente forma (Ecuación (2)):

$$wQI_{NSF} = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i)(W_i)}{\sum_{i=1}^n (W_i)} \quad (2)$$

El sistema propuesto obtiene directamente los valores de temperatura, turbiedad y niveles de oxígeno disuelto; no obstante, es necesario llevar a cabo un preprocesamiento para conocer el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua y la variación de la temperatura de un punto de medición a otro. Para la obtención de la saturación de oxígeno disuelto en agua se consideran las ecuaciones del método estándar para determinar la concentración de oxígeno en valores de temperatura y presión no estándar mediante las ecuaciones (3) hasta la (9) (Forstner & Gnaiger, 1983):

$$DO_{SAT} = \frac{(100)(DO_{mg/L})}{C_p} \quad (3)$$

$$C_p = C^* P_{abs} \left(\frac{\left(\frac{1-P_{wv}}{P_{abs}} \right) (1-\theta P_{abs})}{(1-P_{wv})(1-\theta)} \right) \quad (4)$$

$$C^* = \exp[7.7117 - 1.31404 \ln(t + 45.93)] \quad (5)$$

$$P_{abs} = \frac{P_{ATM} + \rho gh}{101325} \quad (6)$$



$$P_{wv} = \exp \left[11.7591 - \left(\frac{3840.70}{T} \right) - \left(\frac{216961}{T^2} \right) \right] \quad (7)$$

$$\theta = 0.00975 - (1.426 \times 10^{-5}t) + (6.436 \times 10^{-8}t^2) \quad (8)$$

$$T = t + 271.150 \quad (9)$$

donde $DO_{mg/l}$ es el nivel de oxígeno disuelto medido; C_p , la concentración de equilibrio de oxígeno a presión no estándar en mg/l ; DO_{SAT} , la saturación de oxígeno disuelto en el agua; C^* , la concentración de equilibrio de oxígeno a presión estándar de 1 atm en mg/l ; t , la temperatura en °C medida; P_{abs} , la presión absoluta no estándar en atm ; P_{wv} , la presión parcial de vapor de agua; θ , el coeficiente de determinación; P_{ATM} , la presión atmosférica del lugar de muestreo; ρ , la densidad del agua; g , el valor de la constante gravitacional; h , la profundidad del punto muestra, y T es la temperatura en °K.

La evaluación del parámetro temperatura requiere de una diferencia entre temperaturas para ser utilizada en el índice, considerando la temperatura de la superficie menos la temperatura del fondo. Sin embargo, esta consideración es muy somera en el caso de lagos, pues de acuerdo con la temporada estacional en la que se encuentren podrían estar estratificados (Boehrer & Schultze, 2008). Si ese fuese el caso, la variación de la temperatura de la superficie respecto del fondo será considerablemente amplia en comparación con una etapa de circulación o mezcla, donde suele ser constante. En nuestro caso, apegándonos al wQI_{NSF} , se obtiene la diferencia entre los cero metros de profundidad y la

última medición obtenida de acuerdo con la profundidad máxima alcanzada.

Metodología de implementación

De acuerdo con las normas mexicanas NMX-AA-007-SCFI-2013 (SE, 2014) y PROY-NMX-AA-012/2-SCFI-2009, se implementó una metodología de medición como lo muestra la Figura 8; el proceso comienza cuando la tarjeta recibe la instrucción de realizar una medición, después se realiza un promediado de cinco mediciones por cada parámetro involucrado y los valores promediados son enviados al SMP-L mediante el cable de comunicación serial. Finalmente, la estimación del wQI_{NSF} es calculada y los resultados se muestran como resultado de la evaluación.

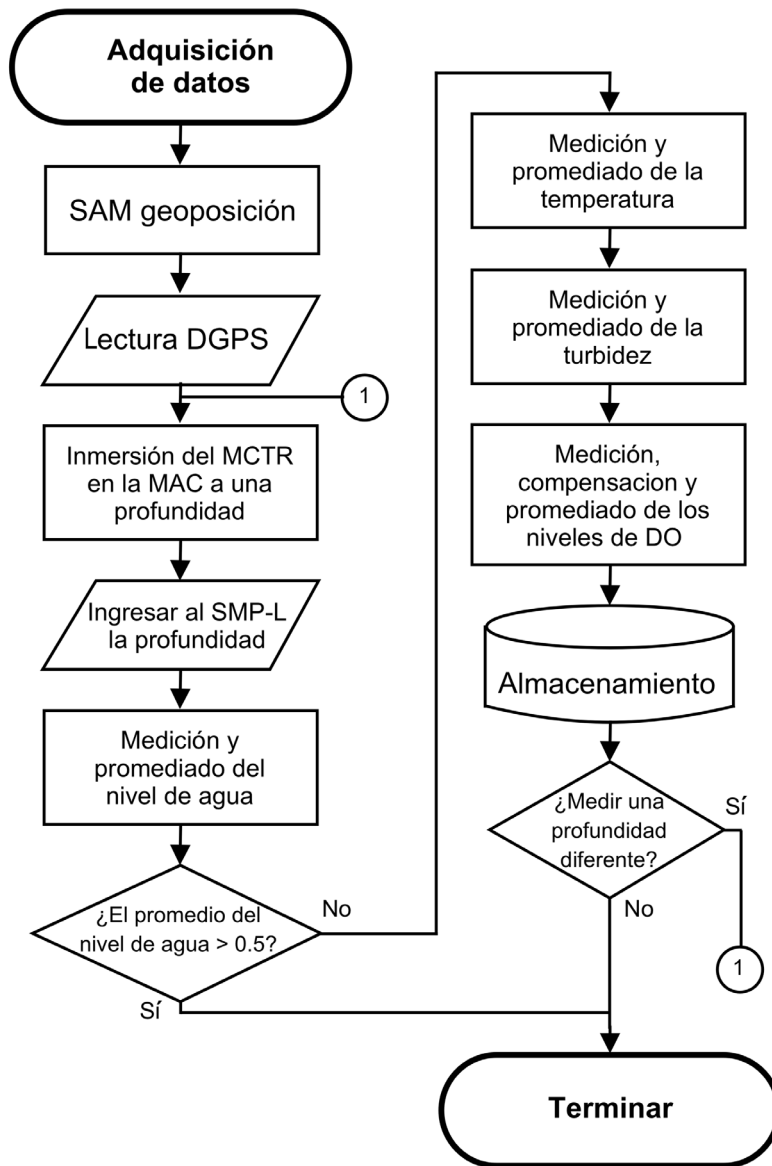


Figura 8. Diagrama de flujo del proceso de adquisición de datos.

Fuente: elaboración propia.

Resultados y discusiones

Bases de datos

Para la obtención de información en el análisis de la calidad del agua se realizó un muestreo de ocho puntos geográficos en el lago de Zirahuén, considerando que son la cantidad promedio que se utilizan al muestrear un lago de tales características (Madrigal *et al.*, 2004; Madrigal & Chacón, 2010; Mendoza *et al.*, 2015). Para este trabajo se buscó seleccionar puntos geográficos (P0, P2, P6, P7; Figura 9) que concordaran con sitios de medición de investigaciones anteriores (Vergara, Rendón, Chacón, Bernal, & Rosas, s.f.; Bernal-Brooks, Dávalos-Lind, & Lind, 2002; Martínez-Almeida & Tavera, 2005; Mendoza *et al.*, 2015). Asimismo, hubo un interés por parte del personal del Inapesca por conocer el área, ya que se trata de una zona de tránsito de vehículos acuáticos recreativos no motorizados, lo que facilitó las pruebas de funcionamiento del equipo. Las mediciones obtenidas permitirán conocer los niveles de oxígeno disuelto, temperatura y turbiedad a diferentes profundidades, limitados únicamente por la longitud del cable serial utilizado para la comunicación entre dispositivos.



Figura 9. Puntos geográficos muestreados del lago de Zirahuén con sus respectivas etiquetas. Fuente: elaboración propia con ayuda de Google Maps.

El conjunto de mediciones se realizó el 4 de mayo de 2018 de 12:03 a 13:47 horas; se empleó una lancha a remos para no mezclar el agua del sitio, tal y como se aprecia en la Figura 10. Se midieron los ocho puntos geográficos apreciables en la Figura 9 con sus respectivas coordenadas y etiquetas. El muestreo de cada punto se realizó en un promedio de 2 minutos y de 4 a 8 mediciones por sitio a través de la inmersión del MCTR en lago de Zirahuén, como la simulación descrita

gráficamente en la Figura 10. La base de datos resultante tiene un total de 49 mediciones muestreadas durante ese intervalo de tiempo.

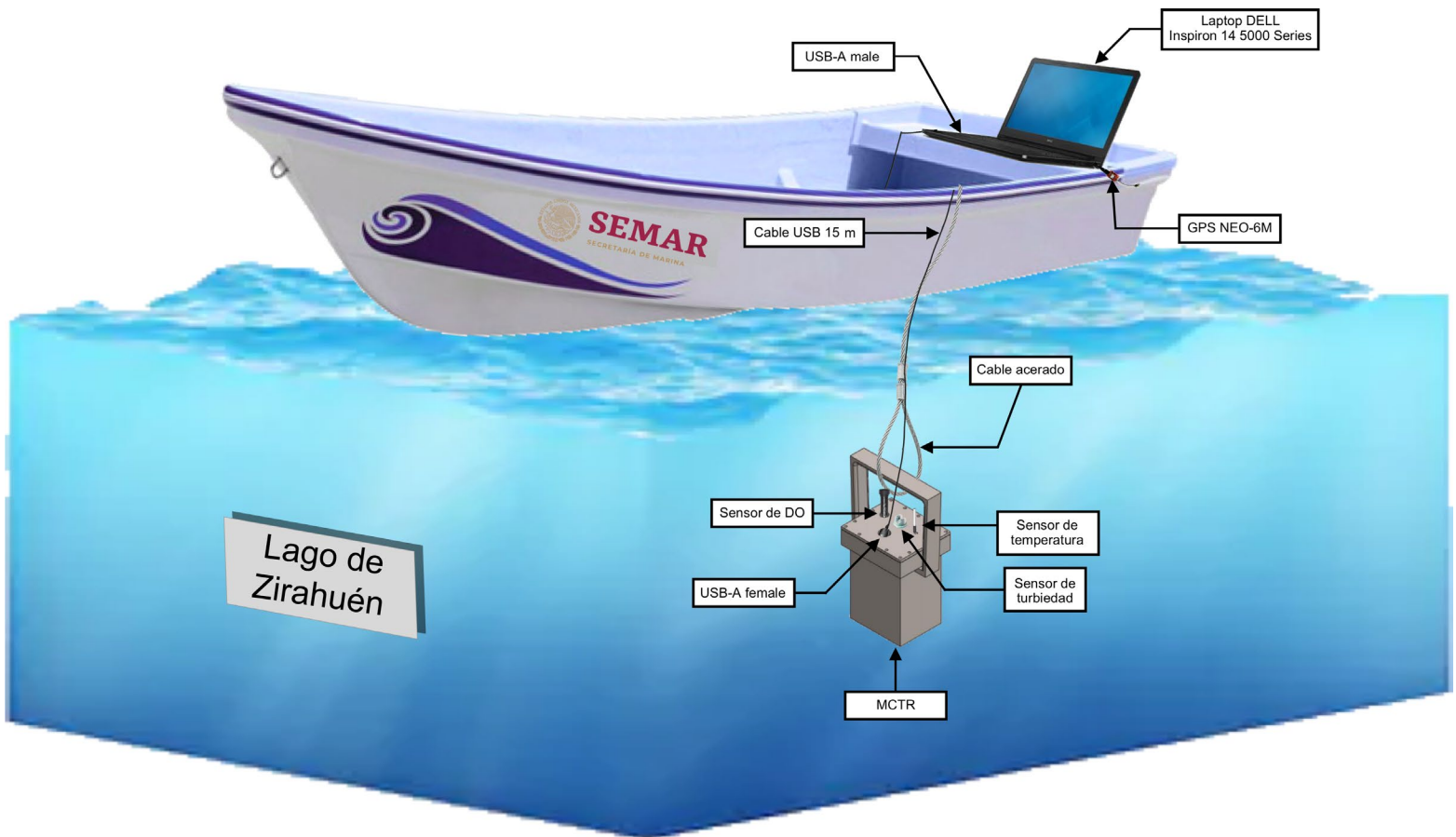


Figura 10. Ilustración demostrativa referente al proceso de adquisición de muestras en el lugar de estudio. Fuente: elaboración propia con ayuda del *software* Sketch.

Análisis medioambiental

Los resultados de la estimación en la evaluación de la calidad del agua empleando las metodologías y equipos desarrollados en el lago de Zirahuén puede observarse en la Tabla 4, donde se aprecian los valores obtenidos de los diferentes puntos muestreados acorde con el wQI_{NSF} .

Tabla 4. Resultados de los parámetros fisicoquímicos obtenidos de los ocho puntos geográficos muestreados a diferentes profundidades del lago de Zirahuén debidamente etiquetados, incluyendo horarios de medición, así como la presión absoluta, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y el valor de calidad del agua según el wQI_{NSF} .

Punto geográfico	Hora	Profundidad (m)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Temperatura (°C)	Turbiedad (NTU)	Presión absoluta (ATM)	Saturación DO (%)	wQI_{NSF}
P0 Latitud 19.4422758 Longitud -101.7493304	12:03 p. m.	0	11.71	21.25	34.68	1.00	131.6	77
	12:04 p. m.	4	10.99	20.56	36.15	1.39	87.4	81
	12:04 p. m.	5	10.19	20.5	36.15	1.49	75.6	76
	12:04 p. m.	6	9.70	20.5	36.15	1.58	67.5	71
	12:05 p. m.	8	9.58	20.44	36.88	1.78	59.2	63
	12:05 p. m.	10	8.95	20.06	36.88	1.92	50.7	58
P1 Latitud 19.4404291 Longitud -101.7526956	12:13 p. m.	0	10.35	20.94	39.07	1.00	115.6	79
	12:14 p. m.	2	9.98	20.87	39.07	1.20	93.0	81
	12:14 p. m.	4	9.85	20.69	39.07	1.39	78.5	76
	12:14 p. m.	5	9.45	20.56	39.07	1.49	70.1	71
	12:14 p. m.	6	9.36	20.56	39.07	1.58	65.2	66
	12:15 p. m.	8	8.87	20.37	38.34	1.78	54.8	59
	12:15 p. m.	10	8.42	19.69	38.34	1.97	46.2	57
	12:16 p. m.	13	6.24	18.56	38.34	2.26	29.2	43

Punto geográfico	Hora	Profundidad (m)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Temperatura (°C)	Turbiedad (NTU)	Presión absoluta (ATM)	Saturación DO (%)	wQI_{NSF}
P2 Latitud 19.4386634 Longitud -101.7541212	12:25 p. m.	0	9.77	21.06	37.60	1.00	109.4	81
	12:25 p. m.	5	9.60	20.62	38.34	1.49	71.3	72
	12:26 p. m.	10	8.64	19.75	38.34	1.97	47.5	54
	12:26 p. m.	13	6.60	18.69	38.34	2.26	30.9	43
P3 Latitud 19.427665 Longitud -101.753215	12:49 p. m.	0	10.86	21.44	39.80	1.00	122.5	78
	12:49 p. m.	2	10.69	21.12	39.07	1.20	100.1	84
	12:50 p. m.	4	10.52	20.87	40.54	1.39	84.1	79
	12:50 p. m.	5	10.33	20.75	39.80	1.49	77.0	76
	12:50 p. m.	6	10.06	20.69	40.54	1.58	70.2	72
	12:51 p. m.	10	8.62	20.31	39.07	1.97	50.4	57
P4 Latitud 19.428859 Longitud -101.751466	12:59 p. m.	0	9.47	21.25	39.80	1.00	106.4	81
	12:59 p. m.	2	9.44	20.94	39.80	1.20	88.0	78
	01:00 p. m.	4	9.38	20.69	39.80	1.39	74.7	72
	01:00 p. m.	5	9.26	20.62	39.80	1.49	68.8	69
	01:00 p. m.	6	9.21	20.56	40.54	1.58	64.1	64
	01:00 p. m.	8	9.30	20.44	40.54	1.78	57.5	59
	01:01 p. m.	10	8.74	20.31	39.80	1.97	48.5	54
P5 Latitud 19.43173 Longitud -101.749156	01:09 p. m.	0	9.56	21.25	41.27	1.00	107.4	80
	01:10 p. m.	2	9.50	20.87	40.54	1.20	88.5	79
	01:10 p. m.	4	10.02	20.56	40.54	1.39	79.6	76
	01:10 p. m.	5	10.54	20.5	41.27	1.49	78.1	74
	01:10 p. m.	6	9.59	20.37	41.27	1.58	66.5	67
	01:10 p. m.	8	9.45	20.31	41.27	1.78	58.3	60
	01:11 p. m.	10	9.86	20.25	41.27	1.97	54.7	57
	01:11 p. m.	13	6.82	18.62	39.80	2.26	31.9	43
P6 Latitud 19.437235 Longitud -101.746635	01:25 p. m.	0	9.33	21.5	40.54	1.00	105.4	81
	01:25 p. m.	5	10.66	20.69	42.00	1.49	79.3	75
	01:25 p. m.	10	8.32	20.25	42.74	1.97	46.2	51
	01:26 p. m.	13	6.95	18.5	41.27	2.26	32.4	43
P7 Latitud 19.44543 Longitud -101.744907	01:46 p. m.	0	10.58	22	36.88	1.00	120.6	76
	01:46 p. m.	5	10.64	20.94	38.34	1.49	79.6	74
	01:46 p. m.	10	10.51	20.06	38.34	1.97	58.1	59
	01:47 p. m.	13	5.02	18.37	38.34	2.26	23.4	39

Fuente: elaboración propia.

En los resultados se puede apreciar que la calidad del agua según la estimación del wQI_{NSF} en la mayoría de los puntos geográficos es buena desde la superficie hasta los cinco metros de profundidad; media,



pasando los 5 m y hasta los 10 m evaluados; y mala al alcanzar los 13 metros. Dicha estimación de la evaluación de calidad está directamente relacionada con la variación en los porcentajes de saturación del oxígeno disuelto de un punto a otro, pues la variación de la temperatura y profundidad permanecen casi constantes.

La Tabla 5 muestra el comportamiento de los niveles de oxígeno disuelto, saturación de DO, temperatura, turbiedad y calidad del agua obtenidos a partir del promedio de la cantidad de muestras obtenidas a diferentes profundidades y con su respectiva desviación estándar. Se puede apreciar que indistinto a su variación, la estimación del índice de calidad del agua se mantiene dentro de los rangos deseados sin cambiar su evaluación. Asimismo, se puede observar un descenso esperado en el nivel de DO, temperatura y calidad del agua. La turbiedad es el parámetro que se mantiene casi constante.

Tabla 5. Comportamiento de los niveles de oxígeno disuelto, temperatura, turbiedad y calidad del agua obtenido a partir del promediado de las distintas mediciones muestreadas a diferentes profundidades en el lago de Zirahuén con su respectiva desviación estándar.

Profundidad (m)	Oxígeno Disuelto (mg/l)		DO _{SAT} (%)		Temperatura (°C)		Turbiedad (NTU)		wQI _{NSF} (unidades)	
	Valor	±	Valor	±	Valor	±	Valor	±	Valor	±
0	10.2	± 0.772	114.87	± 8.796	21.34	± 0.303	38.70	± 2.039	79	± 1.853
2	9.9	± 0.501	92.39	± 4.826	20.95	± 0.102	39.62	± 0.608	81	± 2.118
4	10.2	± 0.555	80.87	± 4.411	20.67	± 0.114	39.22	± 1.630	77	± 3.070
5	10.1	± 0.529	74.98	± 4.011	20.65	± 0.137	39.35	± 1.715	73	± 2.477
6	9.6	± 0.293	66.71	± 2.096	20.54	± 0.104	39.51	± 1.829	68	± 2.844
8	9.4	± 0.309	58.05	± 1.932	20.40	± 0.053	39.37	± 1.577	61	± 2.053
10	9.0	± 0.721	50.28	± 3.957	20.09	± 0.231	39.35	± 1.754	56	± 2.546
13	6.2	± 0.685	29.00	± 3.255	18.50	± 0.149	39.32	± 1.091	42	± 1.479

Fuente: elaboración propia.

La Figura 11 muestra gráficamente el comportamiento de los parámetros, resaltando las líneas de tendencia que pueden ser apreciadas en las gráficas que caracterizan al lago de Zirahuén. Mediante un algoritmo de ajuste de curvas, se obtuvieron las ecuaciones que describen el comportamiento de cada parámetro, permitiendo tener un cálculo aproximado de acuerdo con la profundidad deseada. Para el caso de la saturación de oxígeno disuelto se tiene:

$$f_{DO} = e^{\frac{47439 - 1000 p}{9888}} \quad (10)$$



donde p es la profundidad. De la misma manera, para el caso de la temperatura se tiene:

$$f_{temp} = e^{\frac{5(5551-20 p)}{9009}} \quad (11)$$

En el caso de la turbiedad, la ecuación de la curva se expresa de la siguiente forma:

$$f_{turb} = \frac{20(50 p-48831)}{24601} \quad (12)$$

Finalmente, para la estimación de la calidad del agua, la ecuación correspondiente se describe a continuación:

$$f_{WQI} = e^{\frac{8221-100 p}{1821}} \quad (13)$$

Por otra parte, cada gráfica tiene como dato el coeficiente de determinación (R^2), el cual significa que un coeficiente cercano a 1 se ajustaría perfectamente a los datos medidos; en el presente trabajo se tienen valores de ajuste muy cercanos a la unidad, lo cual es indicativo de un bajo nivel de error (RMSE).

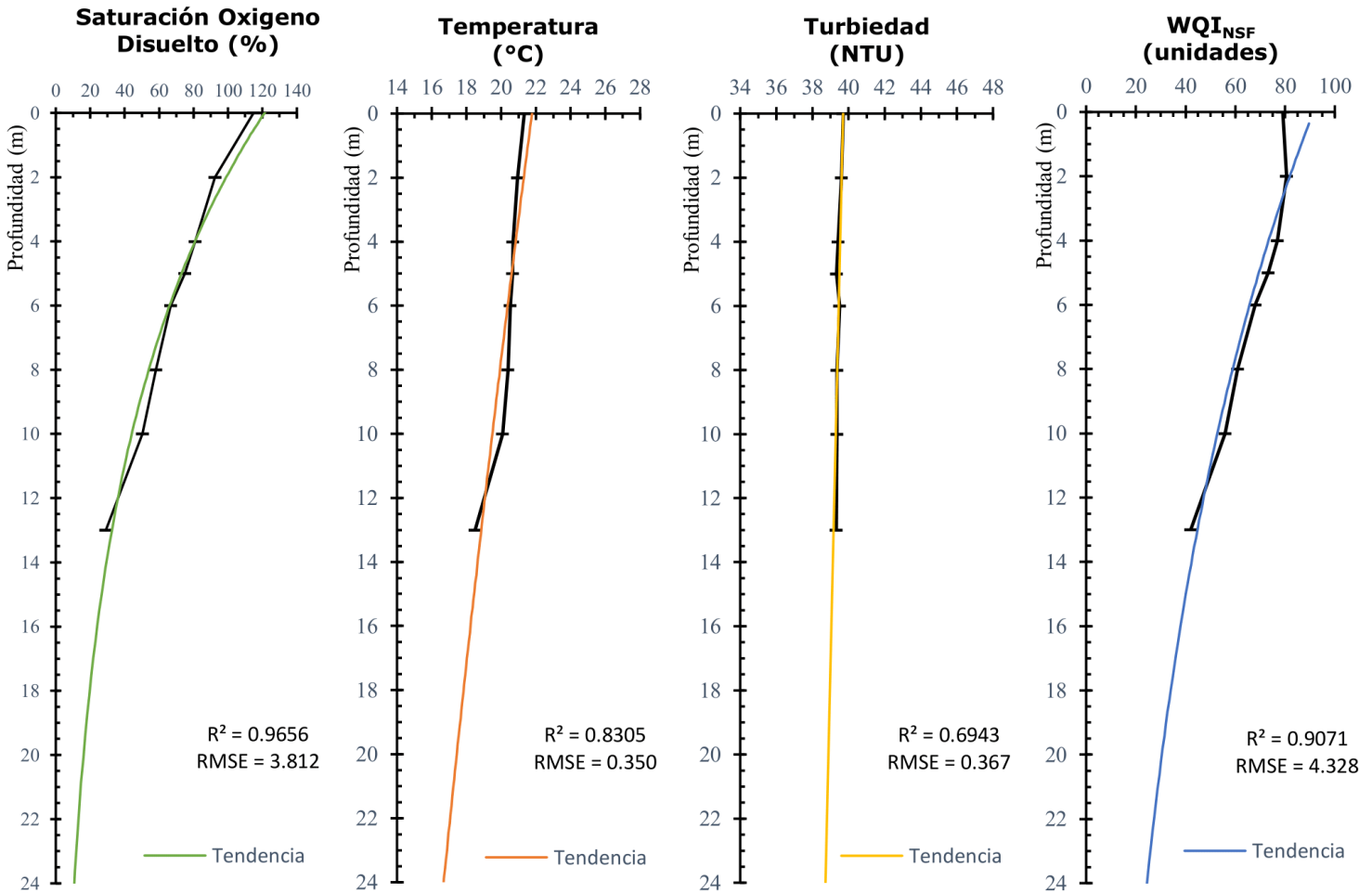


Figura 11. Comportamiento de la temperatura, saturación de oxígeno disuelto, turbiedad y calidad del agua a diferentes profundidades. Las gráficas muestran el comportamiento característico de un lago oligotrófico. Fuente: elaboración propia.

De acuerdo con Mendoza *et al.* (2015), un punto de muestreo denominado "CNVG", realizado el 11 de mayo de 2014 en un intervalo de siete horas, muestra una calidad del agua mala al realizar mediciones de

saturación de oxígeno disuelto; menciona que la profundidad promedio de donde se obtuvieron las muestras fue a los 22 m de profundidad, cabe decir que en mayo, debido a la naturaleza del lago, éste se encuentra completamente estratificado, así que tomando como referencia el modelo de estimación de la Ecuación (13) de acuerdo con el muestreo realizado en únicamente dos minutos y debido a la presión absoluta estándar, la temperatura en ese punto y a los niveles de oxígeno disuelto, el 20.43 % de saturación de oxígeno disuelto es parte del comportamiento del lago; si evaluamos la profundidad muestreada empleando la Ecuación (10), a esa profundidad nos arroja un $16.87\% \pm 4.16$, lo cual indica una muy mala calidad del agua en ese punto, esto con base en la Ecuación (13), con un resultado en el índice de 21.9 unidades.

En el trabajo de muestreo del lago de Zirahuén, elaborado en mayo de 2014 por Mendoza *et al.* (2015), se menciona una súper saturación de oxígeno disuelto presente en el lago que puede ser dañina para las especies; sin embargo, no indica la profundidad en la que se muestrea dicho punto. Dentro de los resultados mostrados en la Tabla 4, en la zona superficial del lago, es decir, antes de los 50 cm de profundidad, obtenemos súper saturación en todos los puntos muestreados debido a los altos valores de temperatura en la superficie. Esto se debe a la casi nula presión absoluta no estándar, equivalente a la presión atmosférica de la zona geográfica y a los niveles de oxígeno disuelto presentado en la superficie. Es preciso mencionar que es difícil encontrar especies endémicas a menos de un metro de profundidad en el lago de Zirahuén (Conabio, 2005; Conabio, 2012a; Conabio, 2012b; Conabio, 2013a; Conabio, 2013b), y de acuerdo con la naturaleza de las especies, al

localizarse de 7 a 12 m de profundidad, la calidad del agua para las especies endémicas del lago es considerada de buena a media. A pesar de dichas consideraciones, la evaluación de la calidad del agua en el lago de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (Salud, 2000) no es considerada apta para el consumo humano, ya que excede por 33 NTUs de calidad aproximadamente.

La escasa información limnológica está disponible para la mayoría de los cuerpos de agua más pequeños, pero incluso para los lagos mejor caracterizados, los resultados son a menudo difíciles de comparar, pues los estudios se llevan a cabo siguiendo diferentes metodologías y/o solo muestran resultados sobre algunas características fisicoquímicas específicas (Sigala *et al.*, 2017). No obstante, el presente trabajo realiza una comparativa de los valores analizados del lago de Zirahuén por diversos autores en tres puntos de gran relevancia, misma que puede ser apreciada en la Tabla 6.

Tabla 6. Mediciones comparativas de tres puntos geográficos similares analizados por diferentes autores en distintos años, pero en la misma época del año.

Punto de referencia		P7			P2				P6				
Fecha		04-may-18	11-may-14	jul-98	04-may-18	11-may-14	01-jul-05	2000-2001	04-may-18	11-may-14	Mar-09	2009	jul-98
Profundidad	m	5	-	-	5	-	5	-	13	22	40	42	28
DO_{SAT}	%	79.6	72.58	86.59	71.3	71.67	83.5	87.2	32.4	20.43	5.71	5.45	15.43
Temperatura	°C	22	22	22.5	20.6	21.3	20	20.2	18.5	17.7	19.5	17	16.1
Turbiedad	NTU	36.8	2.4	-	38.3	2.6	0.5	-	41.27	3.1	-	-	1.5
wQI_{NSF}	u.	74	85	92	72	84	88	89	43	48	30	29	35
Palabra asociada		<i>Buena</i>	<i>Buena</i>	<i>Excelente</i>	<i>Buena</i>	<i>Buena</i>	<i>Buena</i>	<i>Buena</i>	<i>Mala</i>	<i>Mala</i>	<i>Mala</i>	<i>Mala</i>	<i>Mala</i>
Referencia		Tabla 4	Mendoza <i>et al.</i> , 2015	Bernal-Brooks <i>et al.</i> , 2002	Tabla 4	Mendoza <i>et al.</i> , 2015	Rendón, Chacón, Vergara y Rosas, 2009	Martínez y Tavera, 2005	Tabla 4	Mendoza, <i>et al.</i> , 2015	Vergara <i>et al.</i> , s.f.	Rendón <i>et al.</i> , 2009	Bernal-Brooks <i>et al.</i> , 2002

Fuente: elaboración propia.

Los valores obtenidos de dichos sitios se usaron para poder calcular la saturación de oxígeno disuelto, y así poder estimar la evaluación del wQI_{NSF} . Claramente se puede apreciar la degradación del lago durante el transcurso de los años, ya que en los estudios realizados sobre la superficie en 1998 se aprecia una valoración de calidad del agua como excelente, con un valor de 92 unidades; un estudio contiguo, en 2014, cambió la calidad del agua a buena, con una valoración de 85 unidades; mientras que el análisis realizado por el presente trabajo evalúa el punto de interés P7 como buena calidad del agua, con una evaluación de nueve unidades debajo de la evaluación del año 2014; el mismo comportamiento puede verse reflejado en el punto de interés P2, yendo de 89 unidades en

el año 2000 hasta 72 unidades en 2018; sin embargo, la calidad del agua evaluada por los autores mencionados en la Tabla 6 se considera buena.

En el punto P6 se aprecia que, a mayor profundidad, menor es la evaluación de la calidad del agua. Todos los autores coincidieron que de acuerdo con la máxima profundidad alcanzada en sus mediciones, la calidad del agua donde la saturación del oxígeno disuelto es baja se considera como mala. Es importante mencionar que los valores medidos referente a la turbiedad del agua difieren mucho de un estudio a otro; no obstante, no impacta de modo considerable en el indicador de la calidad del agua, ya que aún se encuentra dentro de los parámetros aceptables.

El dispositivo SAM realiza mediciones de parámetros y estimaciones de calidad del agua en menos de dos minutos por punto muestreado, reflejando una gran ventaja sobre aquellas metodologías donde hacen uso de dispositivos tales como GarminGPS, GARMIN GPSMAP 62 stc, multiparameter HACH, sonda YSI model55, Horiba ES-14, Horiba ES-1, oxímetro YSI 51B, Hydrolab Quanta G y botellas de VanDorn (Mendoza *et al.*, 2015; Bernal-Brooks & MacCrimmon, 2000; Rendón, Chacón, Vergara, & Rosas, 2009; Vergara *et al.*, s.f.; Martínez-Almeida & Tavera, 2005; Sigala *et al.*, 2017). En estos dispositivos, las mediciones se obtienen de forma independiente por parámetro, registradas y luego reportadas mediante el manejo y análisis de datos una vez que su análisis de laboratorio finalizó tal y como lo indica el ciclo de monitoreo para la valoración de la calidad del agua (UNECE, 1996) en un amplio periodo de tiempo. Algunos dispositivos mencionados con anterioridad se componen de sensores de elevado costo, muy precisos y muy bien calibrados, e inclusive con mayor capacidad para evaluar otros parámetros. Sin

embargo, solo realizan mediciones de manera independiente de cada parámetro e inclusive no cuentan con la capacidad de llevar a cabo estimaciones en caso de fallo o de alguna medición faltante debido a que el dispositivo no pueda tener acceso o se encuentre limitado para realizarla. Tampoco tienen la capacidad de relacionar los parámetros medidos al realizar estimaciones respecto la calidad del agua al instante.

El presente trabajo estima el wQI_{NSF} únicamente relacionando tres parámetros medidos, como lo sugiere la NSF, en un corto periodo de tiempo, con la intención de facilitar a los operadores de muestreo y a los expertos el análisis por separado de cada uno de los parámetros, automatizando el proceso de muestreo. El sistema también permite analizar por separado los parámetros de oxígeno disuelto, turbiedad y temperatura, e inclusive se utilizan modelos de estimación por separado para poder realizar un análisis más rápido que los estudios convencionales, automatizando la caracterización del comportamiento de los parámetros involucrados en los cuerpos de agua de gran tamaño.

Debido a lo complejo que es llevar a cabo un estudio de campo, no siempre se pueden hacer las mediciones de todos los sitios de muestreo. Debido a esto se crearon modelos matemáticos de estimación de parámetros considerando el caso de que el sistema no fuera capaz de acceder a una zona o un sensor presentara algún fallo. Así, es posible conocer el comportamiento de un parámetro en específico e inclusive de la calidad del agua a cierta profundidad sin medición mediante el seguimiento de su ecuación característica definida.

Este sistema se propone como una herramienta tecnológica de apoyo, manteniendo la reducción de costos al sacrificar la precisión de los

sensores, ya que se tratan de sensores de uso comercial. Sin embargo, el sistema permite la integración de sensores de uso industrial y de más sensores para la medición del pH y sólidos totales, entre otros, representando una mayor inversión, pues el costo de producción se elevaría, aunque no se descarta dicha integración como trabajo a futuro.

Conclusiones

Este trabajo se ha desarrollado gracias a la motivación de crear herramientas tecnológicas para el estudio de las zonas lacustres del estado de Michoacán, México. La principal característica es poder realizar mediciones en un corto tiempo, ya que el análisis *in situ* evita la necesidad de llevar un muestrario al laboratorio o inclusive contaminar las muestras mediante los métodos convencionales, lo cual permite reducir y acelerar el trabajo limnológico en este tipo de estudios. Este proyecto puede ser escalable, ya que pueden acoplarse e integrarse nuevos sensores, tales como pH e intensidad lumínica, entre otros de mayor interés para el limnólogo, y almacenarlos en una bitácora digital de la misma manera automática que como se hizo en el presente trabajo. En trabajos futuros se espera realizar estudios a mayor profundidad y en una mayor cantidad de sitios de prueba, esperando caracterizar completamente este lago, además de expandir los estudios a lagos de mayor tamaño, como

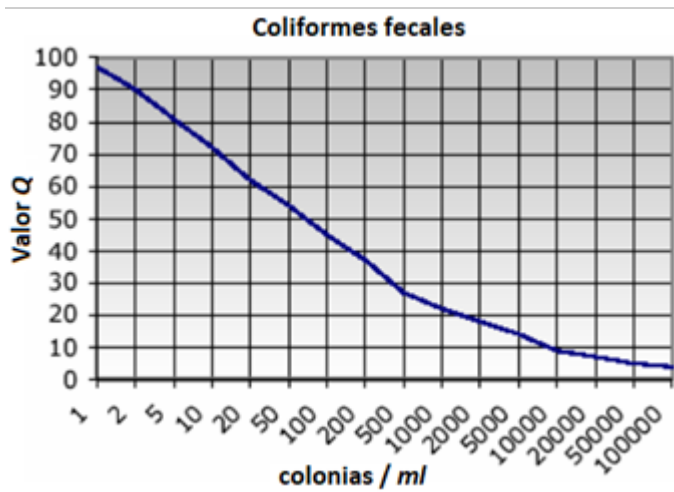
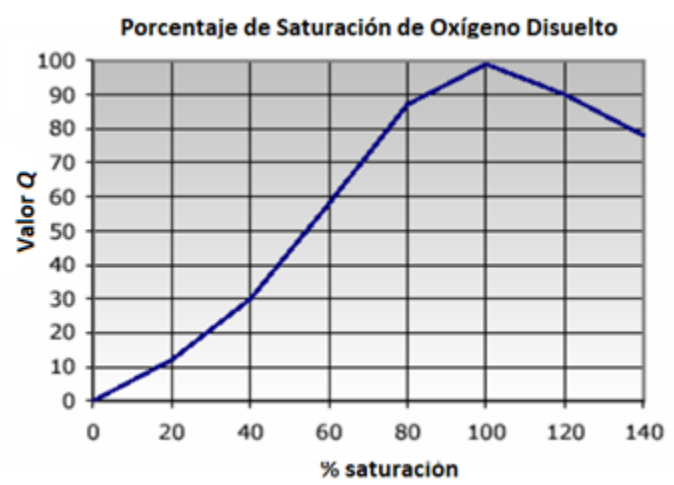
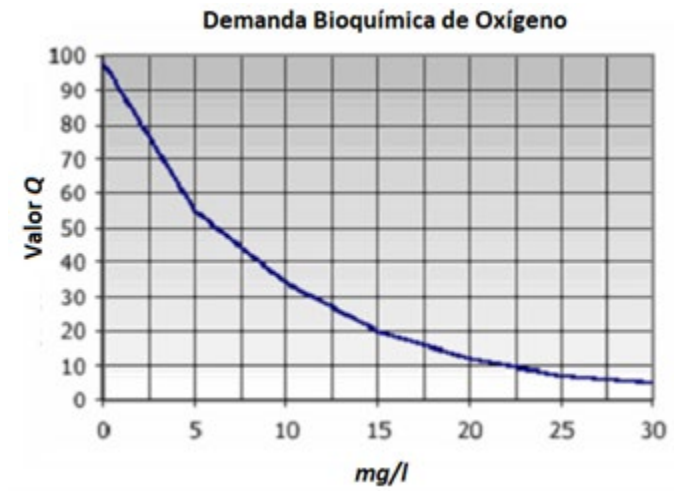
Pátzcuaro y Cuitzeo. El lago de Zirahuén muestra signos de deterioro, por lo que es urgente tomar las medidas necesarias para su conservación. La falta de recursos tecnológicos que provean métodos eficientes de análisis en el ecosistema es una constante que afecta a la investigación de la biodiversidad en el lago, por lo que el presente trabajo se elaboró para ser una herramienta especializada en la evaluación y el análisis de zonas lacustres a un costo reducido en un corto periodo de tiempo.

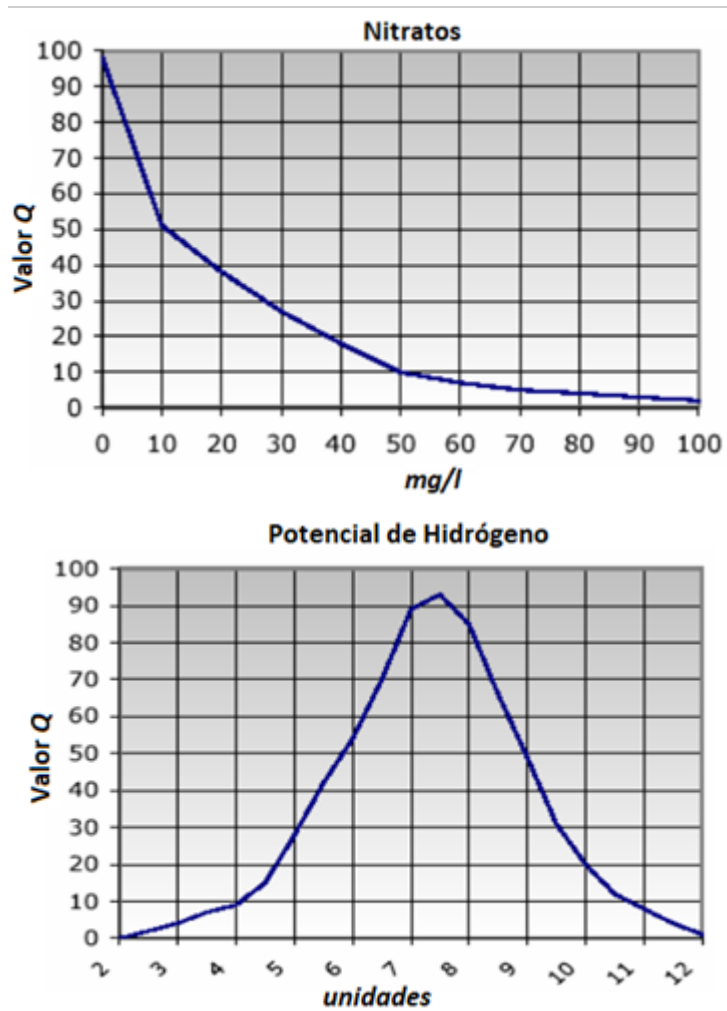
Agradecimientos

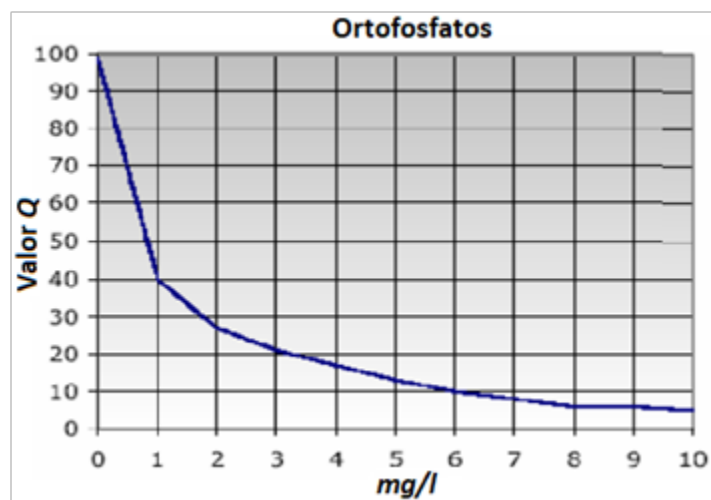
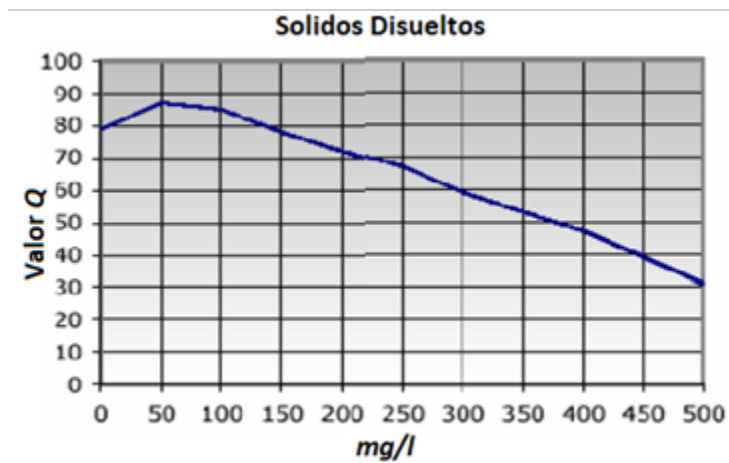
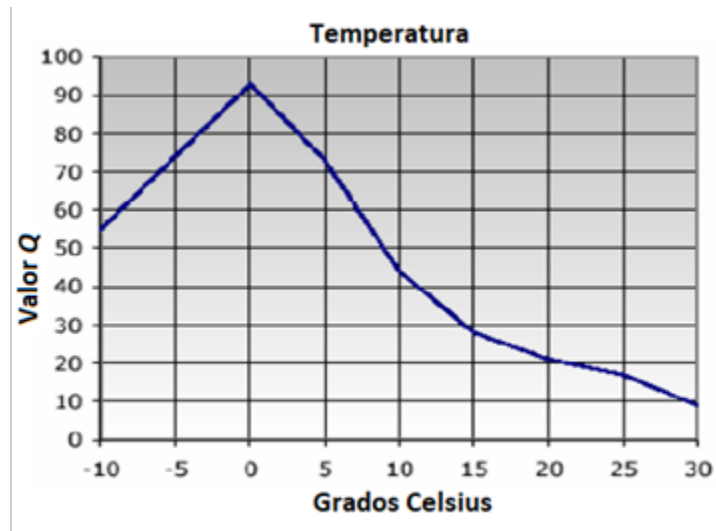
Los autores agradecen a la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional mediante los apoyos 20200604 y 20210154; al CONACyT, bajo el apoyo 789644; y al Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura por el apoyo otorgado en la realización del presente trabajo.

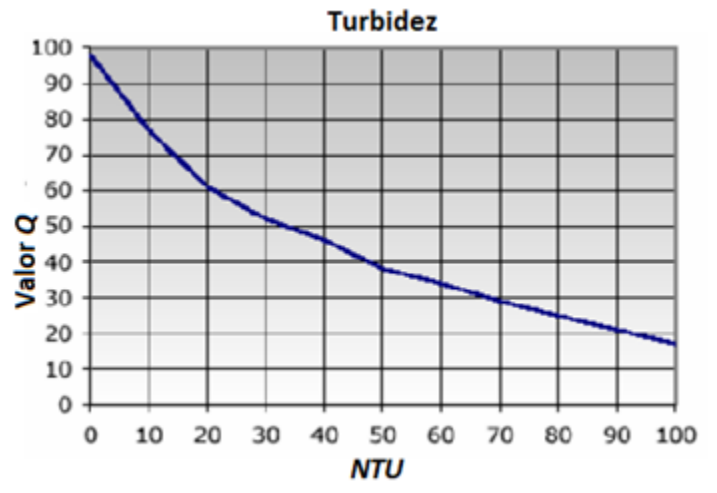
Anexo I

Graficas de las curvas de función para cada parámetro involucrado en el cálculo de la calidad del agua por la U.S. National Sanitation Foundation (Universidad de Pamplona, s.f.).









Referencias

Abarca, F. J. (2007). Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: Sanchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., & Zambrano, L. (eds.). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México* (pp. 113-135). México, DF, México: Instituto Nacional de Ecología (INE), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat).

Alippi, C., Camplani, R., Galperti, C., & Roveri, M. (2011). A robust, adaptive, solar-powered WSN framework for aquatic environmental monitoring. *IEEE Sensors Journal*, 11(1), 45-55.

Arduino (2020). *Arduino-Begin*. Recuperado de <https://www.arduino.cc/en/Serial.Begin>

Armendáriz, C., & Martínez, A. Y. (2016). *Water pollution in Zirahuen Lake (Michoacan, Mexico) (Teaching notes). Teaching-learning experience in a social and environmental chemistry approach*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Atlas Scientific. (2020). *EZO-DO Embedded Dissolved Oxygen Circuit. EZO-DO. Hoja de especificaciones*. Recuperado de https://atlas-scientific.com/files/DO_EZO_Datasheet.pdf

Ayala, L. (24 de agosto, 2019). Falta dinero para salvar al lago de Zirahuén, el espejo de los dioses. *La Voz de Michoacán*. Recuperado de <https://www.lavozdemichoacan.com.mx/regional/falta-dinero-para-salvar-al-lago-de-zirahuen-el-espejo-de-los-dioses/>

Bain, M. B., & Stevenson, N. J. (1999). *Aquatic habitat assessment: Common methods*. Maryland, USA: American Fisheries Society.

Banderas, A. G., & González, R. (1996). La limnología, una revisión del concepto. *Ingeniería Hidráulica en México*, 11(1), 77-84. Recuperado de http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/1253/RIH_041.pdf

Barajas J. (2017). *Diagnóstico nacional de los principales lagos y embalses mexicanos en los que se realiza la pesca y la acuacultura (investigación interna)*. Ciudad de México, México: Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria-Cámara de Diputados, LXIII Legislatura.

BASIN, Boulder Area Sustainability Information Network. (2005). *The National Sanitation Foundation Water Quality Index*. Recuperado de http://bcn.boulder.co.us/basin/watershed/wqi_nsf.html



- Bernal-Brooks, F. W., & MacCrimmon, H. R. (2000). Lake Zirahuén (Mexico): An assessment of the morphometry change based on evidence of water level fluctuations and sediment inputs. In: Munawar, M., Lawrence, S. G., Munawar, I. R., & Malley, D. (eds.). *Aquatic Ecosystems of Mexico* (pp. 61-70). Ecovision World Monograph Series. Leiden, The Netherlands: Backhuys.
- Bernal-Brooks, F. W., Dávalos-Lind, L., & Lind, O. T. (2002). Assessing trophic state of an endorheic tropical lake: The algal growth potential and limiting nutrients. *Archiv für Hydrobiologie*, 153(2), 323-338. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/153/2002/323
- Bhardwaj, J., Gupta, K. K., & Khatri, P. (marzo, 2018). Real time assessment of potable water quality in distribution network based on low cost multi-sensor array. In: *IOP Conference Series. Materials Science and Engineering*, 331(1), 012027. IOP Publishing. DOI: 10.1088/1757-899X/331/1/012027
- Boehrer, B., & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46(2), 1-27. DOI: 10.1029/2006RG000210
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & O'Connor, M. F. (1972). A water quality index—crashing the psychological barrier. *Indicators of Environmental Quality*, 1, 173-182. DOI: 10.1007/978-1-4684-2856-8_15
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index—do we dare? *Water Sewage Works*, 117(10), 339-343.

- Carbajal-Hernández, J. J., Sánchez-Fernández, L. P., Villa-Vargas, L. A., Carrasco-Ochoa, J. A., & Martínez-Trinidad, J. F. (2013). Water quality assessment in shrimp culture using an analytical hierarchical process. *Ecological Indicators*, 29, 148-158.
- Chacón, A., Rosas, C., Rendón, M., & Cruz, O. (2010). Balance hidrológico del lago de Zirahuén. En: Ortiz, C., & Rendón, M. (coord.). *Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén* (pp. 35-56). Morevallado, México: Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales (ININEE)-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).
- Chapman, D. (1996). *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd ed.). London, UK: CRC Press. DOI: 10.4324/9780203476710
- CIMA, I. (2015). *Acero inoxidable tipo 304*. Recuperado de <http://www.aceroinoxidablee.com/acero-inoxidable-tipo-304-serie-300>
- Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2005). *La biodiversidad en Michoacán: estudio de estado*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2012a). *Sistema de información sobre especies invasoras en México. Fichas de especie Menidia estor*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2012b). *Sistema de información sobre especies invasoras en México. Fichas de especie* *Algansea lacustris*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2013a). *Sistema de información sobre especies invasoras en México. Fichas de especie* *Allotoca meeki*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2013b). *Sistema de información sobre especies invasoras en México. Fichas de especie* *Micropterus salmoides*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Davis, J. (2016). *A novel aquatic sensor and network* (tesis de maestría). Rensselaer Polytechnic Institute, New York, USA.

De-la-Lanza-Espino, G. (2000). Criterios generales para la elección de bioindicadores. En: De-la-Lanza, G., Hernández, S., & Carbajal, J. (comp.). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)* (pp. 17-42). México, DF, México: Plaza y Valdés, S. A. de C.V.

DFRobot. (2008). *Turbidity sensor: SEN0189. SEN0189 Hoja de Especificaciones*. Recuperado de https://media.digikey.com/pdf/Data%20Sheets/DFRobot%20PDFs/SEN0189_Web.pdf

- Díaz-Pardo, E., López-López, E., & Soto-Galera, E. (1996). *Monitoreo ambiental en ecosistemas acuáticos de México*. USA: United States Department of Agriculture Forest, Service General Technical Report RM.
- Forstner, H., & Gnaiger, E. (1983). Calculation of equilibrium oxygen concentration. *Polarographic Oxygen Sensors*, 321-333. DOI: 10.1007/978-3-642-81863-9_28
- Gómez-Tagle, A. F., & Gómez-Tagle, A. (2009). Hidrología y suelos de la cuenca de Zirahuén, Michoacán. En: Ortiz, C., & Rendón, M. (coord.). *Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén* (pp. 19-32). Morevallado, México: Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales (ININEE)-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).
- Gómez-Tagle, A., Morales-Chávez, R., García-González, Y., & Gómez-Tagle, A. F. (2019). Partición de la precipitación en cultivo de aguacate y bosque de pino-encino en Michoacán, México. *Biológicas*, 21(1), 1-18. DOI: 10.13140/RG.2.2.24281.06247
- Hanna Instruments. (2020). *Multiparamétrico portátil con GPS, medida de turbiedad, ISE y sonda registradora HI 9829 – HANNA Instruments, Fabricante de instrumentos de medida y análisis*. Recuperado de <http://www.hannainst.es/catalogo-productos/medidores-combinados/portatil/multiparametrico-portatil-con-gps-medida-de-turbidez--ise-y-sonda-registradora-hi-9829>
- Hongpin, L., Guanglin, L., Weifeng, P., Jie, S., & Qiuwei, B. (2015). Real-time remote monitoring system for aquaculture water quality. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 8(6), 136-143.

Ichwana, I., Syahrul, S., & Nelly, W. (2016). Water quality index by using national sanitation foundation-Water quality index (NSF-WQI) method at krueng tamiang aceh. In: *International Conference on Technology, Innovation and Society*, 110-117. ITP Press. DOI: 10.21063/ICTIS.2016.1019

Inapesca, Instituto Nacional de Pesca. (2013). *Desarrolla INAPESCA programa de evaluación de embalses, han realizado investigaciones biológico pesqueras en cuerpos de agua del País*. Prensa. Recuperado de <https://www.gob.mx/inapesca/prensa/desarrolla-inapesca-programa-de-evaluacion-de-embalses-se-han-realizado-investigaciones-biologico-pesqueras-en-los-cuerpos-de-agua-mas-importantes-del-pais>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2018). *Hidrografía*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/hidrografia/>

ISO, International Organization for Standardization. (2012). *Standard No. 5814, Water Quality. Determination Of Dissolved Oxygen-Electrochemical Probe Method*. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.

ISO, International Organization for Standardization. (2016). *Standard No. 7027, Water quality. Determination of turbidity*. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.

ISO, International Organization for Standardization. (2018). *Standard No. 5667, Water quality. Sampling - Part 3: Preservation and handling of water samples*. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.

- José, M., Mendoza, R., Silva, R., Simuta, R., Reyes, D., & Pascual, F. (2018). Elementos para gestión del agua en la cuenca del lago de Zirahuén. *Terra Latinoamericana*, 36(4), 431-439.
- López, G. (1981). *Dinámica hidrológica del lago de Zirahuén* (tesis profesional). Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- López-Hernández, M., & Guzmán-Arroyo, M. (1996). *Monitoreo en Reservorios de México*. USA: United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report RM.
- López-Macías, J. N., & Salas-Benavides, J. (2019). Comparación fisicoquímica y biológica entre efluentes de la producción de trucha arcoíris y la condición limnológica del Lago Guamuez, departamento de Nariño. *Orinoquía*, 23(2), 87-96.
- Lozano-García, M. S., Vázquez-Castro, G., & Israde-Alcántara, I. (2010). Registro palinológico de la perturbación humana y natural de los últimos 3,200 años en el Lago de Zirahuén, centro-occidente de México. En: Ortiz, C., & Rendón, M. (coord.). *Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén* (pp. 87-102). Morevallado, México: Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales (ININEE)-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).
- Madrigal, X., Novelo, A., & Chacón, A. (2004). Flora y vegetación acuáticas del lago de Zirahuén, Michoacán, México. *Acta Botánica Mexicana*, 68, 1-38.

- Madrigal, X., & Chacón, A. (2010). Vegetación acuática estricta del lago de Zirahuén. En: Ortiz, C., & Rendón, M. (coord.). *Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén* (pp. 153). Morevallado, México: Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales (ININEE)-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).
- Maldonado-López, S. (2019). *Cambio de uso del suelo, calidad de agua y salud pública: implicaciones para el desarrollo regional. Estudio de caso de la cuenca del lago de Zirahuén* (tesis doctoral). Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo. Repositorio académico de la Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo, México. Recuperado de http://bibliotecavirtual.dgb.umich.mx:8083/xmlui/bitstream/handle/DG_B_UMICH/1507/ININEE-D-2019-1179.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Marcelli, M., Piermattei, V., Madonia, A., & Mainardi, U. (2014). Design and application of new low-cost instruments for marine environmental research. *Sensors*, 14(12), 23348-23364.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona, España: Omega.
- Martínez, E. (2019). El lago Zirahuén, en riesgo por químicos usados en la agricultura. *La Jornada*. Recuperado de <https://www.jornada.com.mx/2019/03/10/estados/023n1est>
- Martínez-Almeida, V., & Tavera, R. (2005). A hydrobiological study to interpret the presence of desmids in Lake Zirahuén, México. *Limnológica*, 35(1-2), 61-69.

Maxim Integrated. (2019). *Programmable Resolution 1-Wire Digital Thermometer. DS18B20 Datasheet*. Recuperado de <https://datasheets.maximintegrated.com/en/ds/DS18B20.pdf>

Mendoza, R., Silva, R., Jiménez, A., Rodríguez, K., & Sol, A. (2015). Lake Zirahuén, Michoacán, Mexico: An approach to sustainable water resource management based on the chemical and bacterial assessment of its water body. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 2, 1-11.

Mitchell, M. K., Stapp, W. B., & Beebe, A. (1996). *Field Manual for Water Quality Monitoring an Environmental Education Program for Schools*. Dexter, USA: Thomson-Shore Inc.

Mudroch, A., & MacKnight, S. D. (1994). *Handbook of techniques for aquatic sediments sampling* (2nd ed). Boca Ratón, USA: CRC Press.

National Instruments. (2020). *Labview Download. Ni.com*. Recuperado de <https://www.ni.com/es-mx/support/downloads/software-products/download.labview.html#306311>

Newmark, an avnet company. (2020). *A000066 Arduino Uno, Atmega328*. Recuperado de <https://mexico.newark.com/arduino/a000066/dev-board-atmega328-arduino-uno/dp/78T1601>

Ortiz, C. F., & Rendón, M. B. (2010). *Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén*. Morevallado, México: Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales (ININEE)-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).

- Ortiz, R., & Lassman, M. (18 de agosto, 2019). *Dust instead of water: Degradation and desiccation of Lake Cuitzeo, Michoacan, Mexico. Environmental Justice Atlas*. Recuperado de <https://ejatlas.org/print/no-solo-es-agua-tambien-es-polvo-la-degradacion-del-lago-de-cuitzeo-y-la-lucha-por-la-salud>
- Palani, S. R., Balasubramaniyan, K., & Durairaj, D. (2020). Fuzzy classifier model to know the sustainability of aquatic organisms and to forecast the aqua farmers. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-10. DOI: 10.1007/s11356-020-08489-7
- Rahmat, R. F., Syahputra, M. F., & Lydia, M. S. (2016). Real time monitoring system for water pollution in Lake Toba. In: 2016 International Conference on Informatics and Computing (ICIC) (pp. 383-388). Piscataway, USA: Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE).
- Rawson, D. S. (1939). Some physical and chemical factors in the metabolism of lakes. In: Moulton, E. R. (ed.). *Problems of lake biology* (10, pp. 9-26). Washington, DC, USA: American Association for the Advancement of Science.
- Rendón, M., Chacón, A., Vergara, Y., & Rosas, C. (2009). El uso de los índices tróficos en un lago de altitud mexicano. En: Ortiz, C., & Rendón, M. (coord.). *Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén* (pp. 71-87). Morevallado, México: Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales (ININEE)-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).

- Salud, Secretaría de Salud. (2000). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. México, DF, México: Secretaría de Salud.
- SDR, SanDoRobotics. (2019). *Sensor de Nivel de Agua HR0043. HR0043 Hoja de Especificaciones*. Recuperado de <https://sandorobotics.com/producto/hr0043/>
- SE, Secretaría de Economía. (2001). *Norma Mexicana NMX-AA-038-SCFI-2001, Análisis de agua. Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA-038-1981)*. México, DF, México: Secretaría de Economía.
- SE, Secretaría de Economía. (2009). *Proyecto de Norma Mexicana PROY- PROY-NMX-AA-121/1-SCFI-2008, Análisis de agua - Aguas naturales epicontinentales, costeras y marinas - Muestreo - (Todas las partes cancelan al PROY NMX-AA-121-SCFI-2006)*. México, DF, México: Secretaría de Economía.
- SE, Secretaría de Economía. (2010). *Proyecto de Norma Mexicana PROY-NMX-AA-012/2-SCFI-2009, Análisis de agua. Determinación del oxígeno disuelto, En aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba - Parte 2 - Método Electroquímico - (Cancelan a la NMXAA-012-SCFI-2001)*. México, DF, México: Secretaría de Economía.
- SE, Secretaría de Economía. (2014). *Norma Mexicana NMX-AA-007-SCFI-2013, Análisis de agua. Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*. México, DF, México: Secretaría de Economía.

Secofi, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (1980). *Norma Mexicana NMX-AA-003-1980, Aguas residuales. Muestreo*. México, DF, México: Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.

Secretaría de la Convención de Ramsar. (2013). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales* (6a ed.). Gland, Suiza: Secretaría de la Convención de Ramsar.

Secretaría de la Convención de Ramsar. (2016). *Manual de la Convención de Ramsar: Introducción a la Convención sobre los humedales* (5a ed.). Gland, Suiza: Secretaría de la Convención de Ramsar.

Semar, Secretaría de Marina. (2018). Acuerdo Secretarial número 464 mediante el cual se establece la jurisdicción territorial y marítima de las Capitanías de Puerto. *Diario Oficial de la Federación* § 1-3-8-d (29/11/2018).

Shear, H. (1996). *Ecological assessment in Canada. General Technical Report RM*. USA: United States Department of Agriculture Forest Service.

SIDMAR. (2020). *Sondas multiparamétricas*. Recuperado de <https://www.sidmar.es/sondas-multiparametricas.html>

Sigala, I., Caballero, M., Correa-Metrio, A., Lozano-García, S., Vázquez, G., Pérez, L., & Zawisza, E. (2017). Basic limnology of 30 continental waterbodies of the Transmexican Volcanic Belt across climatic and environmental gradients. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 69(2), 313-370.

Spellerberg, I. F. (2005). *Monitoring ecological change* (2nd ed.). Lincoln University, New Zealand: Cambridge University Press. DOI: 10.1017/CBO9780511614699.



UNECE, United Nations Economic Commission for Europe. (1996). *Task Force on Monitoring and Assessment. Guidelines on water-quality monitoring and assessment of transboundary rivers*. (RIZA report no. 96.034). Geneva, Switzerland: United Nations Economic Commission for Europe. Recuperado de <https://unece.org/info/Environment-Policy/Water/pub/21683>

Universidad de Pamplona. (s.f). *Capítulo III: Índices de Calidad (ICAs) y de Contaminación (ICOs) del agua de importancia mundial*. Recuperado de http://www.unipamplona.edu.co/unipamplona/portaIG/home_10/recursos/general/pag_contenido/libros/06082010/icatest_capitulo3.pdf

Van Walt ES. (2020). *Calidad del agua*. Recuperado de <https://www.vanwalt.com/es/calidad-del-agua/>

Vergara, Y., Rendón, M. B., Chacón, A., Bernal, F. W., & Rosas, C. (s.f.). *Dinámica de nutrientes del lago de Zirahuén, Michoacán, México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.

Wade, C. C., & Ericksen, T. M. (2019). *Low-cost remote algae detection utilizing embedded hardware, custom sensors, and additive manufacturing*. Asheville, USA: National Conference on Undergraduate Research (NCUR).

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-05

Artículos

Propuesta metodológica para la evaluación de la sostenibilidad en acuíferos: caso de estudio, México

Methodological proposal for the evaluation of sustainability in aquifers: Case study, Mexico

Rosario Iturbe-Argüelles¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4846-8123>

Alejandrina Castro-Rodríguez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8802-3044>

José Antonio Mendoza-Millán³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2283-5581>

Rosa María Flores-Serrano⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1599-3992>

Guillermina Pérez-Casimiro⁵, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-7155-8788>

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, ria@pumas.ii.unam.mx

²Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, aacr@pumas.ii.unam.mx

³Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, jammgeologo@gmail.com

⁴Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, rfs@pumas.ii.unam.mx



⁵Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México,
gpc@pumas.ii.unam.mx

Autora para correspondencia: Alejandrina Castro-Rodríguez,
aacr@pumas.ii.unam.mx

Resumen

Se propone una metodología de indicadores de sostenibilidad en acuíferos que describen cuantitativa y cualitativa cambios en el sistema. No existe en la bibliografía consultada otra metodología propuesta para evaluar la sostenibilidad de los acuíferos con todos los indicadores que aquí se proponen y con esta ponderación por escenarios, lo cual es la principal aportación de este trabajo, donde se muestra la evaluación de sostenibilidad para cualquier acuífero en el país. Los indicadores propuestos son los siguientes: 1) contribución del agua subterránea al flujo base de las corrientes superficiales; 2) suministro de agua; 3) descarga/recarga; 4) riesgo de contaminación del agua subterránea; 5) dependencia del agua subterránea; 6) calidad del agua subterránea; 7) crecimiento de ciudades; 8) vulnerabilidad acuífera; 9) intrusión salina y salinización, y 10) inversión en materia de agua.

Es factible evaluar la sostenibilidad acuífera con una metodología empírica, sistemática y simple de indicadores con valores asignados a las variables involucradas. Los pesos fueron definidos por los autores al indicador de acuerdo con la relevancia sobre la sostenibilidad acuífera. Se proponen escenarios con valor numérico para cada indicador que muestren la condición del acuífero.

La puntuación final del índice de sostenibilidad relaciona todos los indicadores. Este índice se clasificó en cuatro categorías: sostenible, moderadamente sostenible, baja sostenibilidad e insostenible. La evaluación se realizó a nivel nacional (653 acuíferos); los resultados muestran siete acuíferos sostenibles, 623 moderadamente sostenibles, 23 baja sostenibilidad y ninguno insostenible. Se debe poner mayor énfasis en sitios con índice de sostenibilidad menor, analizando los indicadores que le confieren tal categoría para mejorar su condición.

Palabras clave: sostenibilidad, indicador, acuífero, flujo base, vulnerabilidad acuífera, intrusión salina, sistema de información geográfica.

Abstract

A methodology of sustainability indicators in aquifers is proposed, which describes quantitative and qualitative changes in the system. There is no other methodology proposed in the consulted bibliography to evaluate the sustainability of aquifers with all the indicators proposed here and with this weighting by scenarios, the main contribution of this work, which shows the sustainability evaluation for any aquifer in the country. The proposed indicators are 1) groundwater contribution to the base flow of surface streams; 2) water supply; 3) discharge/recharge; 4) groundwater contamination risk; 5) groundwater dependence; 6) groundwater quality; 7) cities growth; 8) aquifer vulnerability; 9) saline intrusion and salinization, and 10) investment in water infrastructure.

It is feasible to evaluate aquifer sustainability with an empirical, systematic, and simple indicator methodology in which values are assigned to the variables involved. Weights were assigned by authors to

the indicator, according to its relevance to aquifer sustainability. Scenarios with numerical value are proposed for each indicator, which show the condition of the aquifer.

A final score of the sustainability index relates all the indicators. This index was classified into four categories: sustainable, moderately sustainable, lowly sustainability, and unsustainable. The evaluation was carried out at the national level (653 aquifers); the results show seven sustainable aquifers, 623 moderately sustainable, 23 of lowly sustainability and non unsustainable. Greater emphasis should be placed on sites with an unsustainable index, analyzing the indicators that confer this category to improve their condition.

Keywords: Sustainability, indicator, aquifer, base flow, aquifer of vulnerability, saline intrusion, geographic information system

Recibido: 03/12/2019

Aceptado: 22/12/2021

Introducción

En el año de 1987, la Comisión Mundial de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Desarrollo obtuvo un acuerdo entre científicos y políticos de los principales desafíos en materia ambiental; se enfatizó en el documento "Nuestro Futuro Común" el término de desarrollo sostenible



definido como: “aquel que satisface las necesidades esenciales de la generación presente sin comprometer la capacidad de satisfacer las necesidades esenciales de las generaciones futuras” (ONU, 1987). Es a través de esto que se busca la preservación de los recursos naturales sin dejar de lado el bienestar humano, y el desarrollo económico y social. A partir de dicha publicación se sucedieron una serie de cumbres internacionales sobre el mismo tema.

En 1992 se llevó a cabo en Río de Janeiro la Cumbre de la Tierra, donde se acordó que debe haber un equilibrio entre tres ejes primordiales: la protección del ambiente, el desarrollo social y el desarrollo económico para alcanzar el desarrollo sostenible (ONU, 1992). Aunque si bien México asumió un compromiso de adoptar medidas nacionales y globales en materia de sostenibilidad a partir de ese año, no fue sino hasta 1997 cuando inició un arduo trabajo en la definición de indicadores de sostenibilidad que permitieran evaluar la problemática sobre el desarrollo sostenible en el país, así como el diseño de estrategias y políticas en la materia.

Los organismos que principalmente han trabajado sobre el tema son el Instituto de Estadística y Geografía (INEGI), el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), realizando hasta la fecha 109 indicadores; sin embargo, solo 25 de estos indicadores son evaluados en materia de agua, contemplando dos grandes rubros: disponibilidad y calidad del agua. Aunque la información que se presenta en cada uno de estos rubros es muy valiosa para evaluar la sostenibilidad, la información es anual a nivel global y nacional, y no es una información georreferenciada ni tiene una cuantificación que permita emitir un valor

comparable en los diferentes marcos geográficos del país que zonifique su sostenibilidad, y que, por lo tanto, muestre zonas prioritarias. Esto es esencialmente la contribución del trabajo presente, pues el uso del sistema de información geográfica permite la interrelación de la información a otros niveles, en este caso, a nivel acuífero. Además, aunque si bien no se puede dejar de lado el agua superficial porque su uso también incide en el agua subterránea, básicamente este estudio evalúa el agua subterránea. El único trabajo que se ha llevado a cabo en México con respecto a sostenibilidad en acuíferos es el de Herrera-Carbajal, Villalba-Atondo y Molinar-Tabares (2007). En ese trabajo, los autores realizaron la modelación del acuífero con base en medidas de flujo y nivel de agua, y observaron una reducción de las reservas anuales, lo que en un futuro podría implicar una insostenibilidad del sistema; sin embargo, no se utilizaron indicadores.

Con respecto a indicadores sociales y económicos, solo se tiene en el país el trabajo de Cervera-Gómez (2007), quien evalúa el uso sostenible del agua en general con base en cuatro indicadores sociales: acceso a agua segura, acceso a instalaciones sanitarias adecuadas, conexiones domiciliarias y consumo de agua; un indicador económico: precio del agua; y uno ambiental: aguas residuales tratadas. Su evaluación la realizó en Ciudad Juárez, Chihuahua. Los tres primeros indicadores sociales y el ambiental tuvieron una estimación que refleja que más del 87 % de su población cuenta con estos servicios; el consumo de agua es de 278.27 litros/hab/día, y el precio del agua es de 8.5 pesos/m³. Sus indicadores fueron elaborados sobre todo con base en el XII Censo General de Población y Vivienda de INEGI del año 2000 (INEGI, 2000). Dentro de sus comentarios finales, el autor indica que se cuenta

con buenos indicadores de sostenibilidad, pero son indicadores que se manejan dentro del sistema municipal de agua potable y saneamiento y, si bien es muy importante que a la población le llegue el recurso hídrico, también es esencial la calidad del mismo y su procedencia. En ese caso, el autor menciona que el 100 % del agua que abastece a la ciudad proviene del acuífero de Bolsón del Hueco, cuya tasa de extracción supera por mucho la de la recarga, lo que de entrada ya le confiere una sostenibilidad baja al recurso.

Por otro lado, la United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) (UNESCO, 2007) junto con la Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA, por sus siglas en inglés) y la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (IAH, por sus siglas en inglés) hicieron un trabajo en conjunto en la que intervinieron diferentes especialistas de varios países para proponer indicadores que permitieran medir el desarrollo sostenible de las aguas subterráneas. Dicho trabajo sirvió como base para la integración y creación de indicadores que puedan medirse para definir la sostenibilidad de los acuíferos. Algunos de los indicadores que propusieron se evalúan en la metodología del presente trabajo, como la "relación descarga/recarga", vulnerabilidad acuífera y calidad del agua; sin embargo, a diferencia del trabajo antes citado, el presente artículo proporciona como producto final la categoría de sostenibilidad resultante después de aplicar los indicadores, además de que la forma en que se aborda el problema es más acorde con la información existente en el país. Por otro lado, también la metodología que se usa en el presente trabajo difiere de la empleada por Cervera-Gómez (2007) en que estos indicadores se relacionan principalmente con el agua subterránea.

En la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (ONU, 2015), iniciativa adoptada por los 193 Estados Miembros de las Naciones Unidas, se reconoce que el desarrollo social y económico depende de la gestión sostenible de los recursos naturales. El desarrollo de la presente metodología busca apoyar en la gestión sostenible del recurso agua subterránea, a fin de que México consiga la implementación del objetivo seis de dicha Agenda: “Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”.

Dicho lo anterior, el presente trabajo tiene como objetivo proponer una metodología para desarrollar un índice de sostenibilidad de acuíferos que permita describir cuantitativa y cualitativamente los cambios en el sistema, que permita observar áreas críticas a las cuales poner más atención y, por otro lado, no descuidar las que presenten una mejor sostenibilidad. La hipótesis de este trabajo es que la sostenibilidad de un acuífero es dinámica y puede ser determinada con base en indicadores ambientales. Los indicadores para evaluar la sostenibilidad de acuíferos pueden ser numerosos; sin embargo, se han definido diez que se consideran importantes para la evaluación; para la mayoría de ellos se cuenta con información de un buen porcentaje de los acuíferos del país y otros se han seleccionado a pesar de contar con poca información debido tanto a la importancia que representan para la sostenibilidad como por la aspiración de que las autoridades en materia de agua vean el valor que representan en general en la gestión del agua, y pueda lograrse un mayor compromiso y apoyo para su determinación. Los autores de la presente metodología consideran que la información generada en este trabajo puede ser utilizada como guía en las actuales políticas de gestión del agua, y también como apoyo en la toma de decisiones en materia de agua

en los diferentes niveles de gobierno; el uso de estos indicadores son perfectamente replicables en cada uno de los acuíferos del país, y este trabajo permite ver que, si bien hay falta de información en la mayoría de los acuíferos, también advierte cuál es el tipo de información que falta. Por otro lado, consideramos que es una buena metodología que permite hacer un seguimiento del comportamiento de los acuíferos en el tiempo, ya que los indicadores son dinámicos. Se pretende que esta metodología sea utilizada como una herramienta de evaluación general, que apoye una evaluación de sostenibilidad con un mayor número de parámetros en un área específica por especialistas en el tema.

El índice de sostenibilidad está integrado por diez indicadores seleccionados mediante revisión bibliográfica. En esta metodología cada indicador se analiza por medio de un sistema de información geográfica (ArcGis), que permite generar un mapa de valores de escenario para cada indicador de la zona geográfica de interés. A los indicadores se les asigna un peso entre 1 y 5 de acuerdo con la importancia que los autores consideran tiene en la sostenibilidad del acuífero. Cada indicador puede presentar varios escenarios; a cada escenario se le asignó un valor entre 1 y 10 con base en la importancia que puede tener sobre la sostenibilidad del indicador, lo que significa el grado de afectación sobre el recurso hídrico, donde el mayor valor del escenario representa un mayor grado de afectación. Finalmente, el peso del indicador se multiplica por el valor de su escenario y cada producto se suma. El valor resultante zonifica el área de estudio en cuatro clases: sostenible, moderadamente sostenible, baja sostenibilidad e insostenible.

Materiales y métodos

Propuesta de indicadores

La selección final de indicadores se hizo considerando principalmente datos que por su relevancia para la evaluación de los acuíferos es más factible que estén disponibles en fuentes de información de organismos gubernamentales o instituciones de investigación. La información que se consultó fue de organismos como la Comisión Nacional del Agua (Conagua), el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (Sagarpa), tesis, artículos y manuales relacionados con indicadores de sostenibilidad en acuíferos. De acuerdo con la información que se tuvo disponible se seleccionaron diez indicadores.

La metodología seguida se centra principalmente en el aspecto ambiental, porque si bien dentro de los acuerdos de sostenibilidad se muestra la importancia de los tres ejes: ambiental, social y económico, es poca la información que se tiene para los ejes social y económico, por lo que solo se evaluó un indicador para cada uno de estos últimos.

En la Tabla 1 se presentan los diez indicadores evaluados para el análisis de la sostenibilidad, así como los pesos que se proponen de acuerdo con la importancia que tienen en la sostenibilidad de un acuífero.

Tabla 1. Indicadores de sostenibilidad en acuíferos y sus respectivos pesos.

Núm.	Nombre del indicador	Nivel de Evaluación	Peso
1	Contribución del agua subterránea al flujo base de las corrientes superficiales (ICASFB)	Acuífero	5
2	Suministro de agua por habitante (ISUMA)	Municipio	2
3	Relación descarga/recarga (IDR)	Acuífero	5
4	Riesgo de contaminación del agua subterránea (IRCAS)	Múltiple	3
5	Dependencia al agua subterránea (IDAS)	Municipio	3
6	Calidad del agua subterránea para consumo humano (ICAL)	Pozo	5
7	Crecimiento de las ciudades (ICC)	Municipio	2
8	Vulnerabilidad de acuíferos (IVA)	Múltiple	3
9	Intrusión salina y salinización de agua subterránea (IISS)	Pozo	4
10	Inversión en materia de agua (IIMA)	Municipio	4

Nota. Múltiple se refiere a que, en el mismo indicador, si se analiza más de una variable podría presentar distintos tipos de nivel de evaluación acorde con cada variable (nivel acuífero, municipio, puntual y/o zonificado).

El mayor peso (5) se otorgó a los indicadores de “Contribución del agua subterránea al flujo base de las corrientes superficiales” (ICASFB), “Relación descarga/recarga” (IDR) y “Calidad del agua subterránea para consumo humano” (ICAL), pues representan un mayor riesgo de afectación al balance del acuífero en sí y a la salud humana. El peso siguiente (4) se adjudicó a los indicadores “Intrusión salina y salinización de agua subterránea”, e “Inversión en materia de agua”; al primero, porque en caso de presentarse puede llegar a inhabilitar al acuífero impactado; en el caso de la inversión en materia de agua, su peso es resultado de que los autores consideran que el tratamiento de las aguas residuales, si son reutilizadas, reduce el volumen de extracción del acuífero y de los cuerpos de agua superficiales.

El peso 3 se asigna a los indicadores de “Riesgo de contaminación del agua subterránea”, “Dependencia al agua subterránea” y “Vulnerabilidad de acuíferos”. El indicador “Riesgo de contaminación del agua subterránea” estima el riesgo de contaminación del acuífero, entendido como la posibilidad de contaminación debido a la presencia de sustancias contenidas en los residuos peligrosos; se le dio este peso pues aunque también puede ser inhabilitado el acuífero si se da la contaminación, ésta se verá afectada a su vez por cinco variables (masa de residuos peligrosos, superficie de la entidad, conductividad hidráulica predominante de los estratos superiores, profundidad del nivel freático y precipitación promedio anual) que pueden hacer que dicho riesgo se reduzca.

La “Dependencia al agua subterránea” recibe este peso dada su importancia de alertar sobre el aumento del uso del recurso hídrico subterráneo sobre las fuentes superficiales. Hay regiones en el país cuyo

principal recurso es el agua subterránea, pero donde no lo sea, el indicador propicia poner atención en el desarrollo de tal relación. La vulnerabilidad de acuíferos representa una protección al acuífero, no una presión (amenaza), es por ello que su peso no es elevado sino medio. El menor peso lo reciben los indicadores de suministro de agua por habitante y crecimiento de las ciudades. El peso del primero es en vista de que el suministro para cada habitante se hace tanto con agua superficial como subterránea, por lo que el estrés que provoca en el acuífero no necesariamente es alto, pero sí se debe velar por mantener un suministro de agua suficiente en las personas.

Por último, la designación de un peso de 2 para el indicador "Crecimiento de las ciudades" se debe a que si bien una mayor demanda representa un mayor estrés en el recurso hídrico, tal crecimiento no es inmediato; sin embargo, no se puede dejar de lado pues se requieren contemplar las generaciones futuras.

Clasificación de cada indicador

Para lograr la zonificación del área de estudio se utilizó el sistema de conteo de puntos, que consiste en asignar un peso a cada indicador para que refleje rápidamente la relación entre los mismos indicadores y su importancia en la evaluación de la sostenibilidad. Los pesos se asignaron entre 1 y 5, siendo el valor más alto (5) para el indicador que tiene mayor impacto sobre la sostenibilidad y el valor menor (1) a la inversa.

Posteriormente se hizo una clasificación de los diferentes escenarios que se pueden presentar para cada indicador, asignándole un valor que se llamará valor de escenario (VE). Estos valores pueden estar entre 1 y 10, siendo el valor 1 la calificación más favorable (mejor escenario) y 10 la menos favorable (peor escenario).

A continuación se describen los indicadores y sus valores de escenario.

Indicador “Contribución del agua subterránea al flujo base de las corrientes superficiales” (ICASFB)

El flujo base es el caudal que se observa en un curso de agua superficial al final de un periodo de estiaje, y está constituido por el aporte de las aguas subterráneas. Se le asignó un peso alto (5) debido a que el caudal base debe permanecer inalterado en el mejor de los casos y a que el aumento de volumen superficial concesionado provocaría que el acuífero aportara más volumen para mantener el flujo base a las corrientes superficiales.

La clasificación de este indicador se enfoca en el porcentaje de agua superficial concesionado respecto al caudal base. Para la evaluación del indicador se contó únicamente con valores de caudal base de 131 acuíferos (Conagua, 2019). Aun cuando solo se tiene información del 20 % de los acuíferos del país, es importante tomar en cuenta este indicador, porque al realizar la evaluación de sostenibilidad más a detalle en un

acuífero, es esencial que se contemple su obtención y se hagan los estudios pertinentes. La clasificación se representa en la Tabla 2, en la que se asignan valores de escenario de acuerdo con el porcentaje de dicha relación.

Tabla 2. Escenarios y valores de escenario del indicador IDNC.

Volumen de agua superficial concesionada respecto al volumen de descarga natural comprometida (DNC) (%)	VE
0-25	2
25-50	5
50-75	7
> 75	10

Indicador “Suministro de agua por habitante” (ISUMA)

Este indicador evalúa el volumen de agua concesionado necesario para satisfacer las necesidades esenciales de las personas.

Para hacer la clasificación de este indicador se utilizó información de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2003), que considera que la cantidad adecuada de agua para consumo humano (beber, cocinar, higiene personal y limpieza del hogar) es de 50 a 100 l/hab-día (de 18.25 a 36.5 m³/hab/año). Este es el valor que se utilizó como referencia para clasificar los posibles escenarios; los municipios que proporcionen a sus habitantes menos de la cantidad indicada por la OMS tendrán el valor más

alto (menor sostenibilidad), al igual que los municipios que usen un volumen de agua por habitante demasiado alto (ver Tabla 3).

Tabla 3. Clasificación por suministro de agua/hab/año.

Suministro de agua (m ³ /hab/año)	VE
< 5	10
≥ 5 - 10	8
≥ 10 - 15	6
≥ 15 - 19	4
≥ 19 - 30	2
≥ 30 - 40	4
≥ 40 - 50	6
≥ 50 - 60	8
≥ 60	10

Indicador “Relación descarga/recarga” (IDR)

Este indicador permite estimar de manera general el balance hídrico del acuífero. Para la recarga se debe considerar el volumen de agua que se aporta al sistema por concepto de recarga natural, por recarga inducida y por flujo horizontal. Por otro lado, para la descarga se toma en cuenta la descarga natural comprometida, el flujo subterráneo al mar (si es que presenta), el gasto ecológico y el volumen concesionado de agua subterránea.

La evaluación de este indicador será a nivel acuífero, por lo que el valor de escenario será representativo para toda el área del acuífero a evaluar. La clasificación de este indicador de acuerdo con la relación recarga/descarga se puede observar en la Tabla 4. Se tomó como referencia para la relación descarga/recarga el valor de 1, pues sería el escenario en que la recarga es igual a la descarga, y no se pone en riesgo el equilibrio del sistema (Ponce & Da-Silva, 2018); todos los escenarios donde la descarga sea mayor que la recarga (relación descarga/recarga > 1) serán no deseables, teniendo valores mayores de VE a mayor discrepancia en esta relación.

Tabla 4. Clasificación respecto a la relación de descarga y recarga de un acuífero.

Relación (descarga/recarga)	VE
< 1	2
$\geq 1 - 1.5$	4
$\geq 1.5 - 2$	6
$\geq 2 - 2.5$	8
≥ 2.5	10

Indicador “Riesgo de contaminación del agua subterránea” (IRCAS)

El indicador estima el riesgo de contaminación del acuífero, entendido como la posibilidad de contaminación debido a la presencia de sustancias contenidas en los residuos peligrosos. El indicador podría evaluar otras fuentes de contaminación (p. ej., gasolineras, rellenos sanitarios, etc.), pero la información más completa que se obtiene en México es la relacionada con la masa de residuos por municipios. Bajo este contexto, para evaluar el riesgo se requiere de variables o criterios que estén asociados con un peligro (en este caso, la presencia de sustancias tóxicas contenidas en los residuos peligrosos), y variables o criterios vinculados con las características del medio que afectan el movimiento de las sustancias hacia el cuerpo de agua subterránea.

El indicador IRCAS se compone de cinco criterios o variables: C1 = masa de residuos peligrosos (t/año); C2 = superficie de la entidad (km²); C3 = conductividad hidráulica predominante (m/d) de los estratos superiores; C4 = profundidad del nivel freático (m), y C5 = precipitación promedio anual (mm). Dichas variables se seleccionaron pues influyen en la presencia y migración de sustancias tóxicas en el medio poroso.

A cada variable se le asignó un valor de ponderación o peso (P) entre 1 y 5 (1 = menor efecto en el indicador; 5 = mayor efecto en el indicador). Cada variable se compone a su vez del producto de su peso y el valor de escenario correspondiente (con valores entre 0 y 10). Así, el valor final del indicador IRCAS resulta de la sumatoria de la multiplicación del peso y el valor de escenario de cada una de las variables que lo

componen; esto, dividido entre la sumatoria de los pesos de las variables (Ecuación (1)):

$$IRCAS = \frac{\sum_{i=1}^5 C_i * P_i}{\sum_{i=1}^5 P_i} \quad (1)$$

Donde:

IRCAS = valor de escenario final del indicador riesgo de contaminación al agua subterránea.

C_i = valor de escenario de la variable C1, C2, C3, C4 y C5.

P_i = peso de la variable C1, C2, C3, C4 y C5.

A continuación se describen cada una de estas cinco variables, sus pesos y valores de escenario.

Variable C1 (masa de residuos peligrosos)

La masa de residuos peligrosos presentes en la entidad (t/año) representa un peligro o amenaza hacia el acuífero; lo ideal sería que se considerara también a las sustancias contenidas en ellos, pero en este trabajo esto no fue posible a causa de que las fuentes de información disponibles en México que pudieran proporcionar tal información reportan datos de sustancias para un número limitado de municipios. Los datos de residuos peligrosos generados en cada municipio del área de interés se tomaron



del Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos (INGRP) (Semarnat, 2013), que reporta las toneladas de residuos peligrosos reportadas por las empresas.

El INGRP no reporta la masa de residuos peligrosos, sino el número de microgeneradores, pequeños generadores y grandes generadores de residuos, por lo que en este trabajo se propone estimar la masa de residuos peligrosos producida por cada municipio que integra el acuífero de estudio, considerando que la masa de residuos de un gran generador es de 10 toneladas, de 5 toneladas para un pequeño generador y 0.4 toneladas para los microgeneradores (Semarnat, 2013). La clasificación de la variable residuos peligrosos se propone que se haga con base en los datos del municipio que genere la mayor masa de residuos en el área de estudio; en la Tabla 5 se presenta la clasificación para dicha variable.

Tabla 5. Escenarios y sus valores correspondientes para la generación de residuos peligrosos.

Cantidad de residuos peligrosos (t/año)	VE
< 10	2
≥ 10-30	4
≥ 30-40	6
≥ 40-50	8
≥ 50	10

Variable C2 (superficie de la entidad)

La variable superficie de la entidad se refiere al área superficial de cada municipio en kilómetros cuadrados. Entre mayor sea la extensión territorial del municipio, se espera que la densidad de masa de residuos peligrosos generada y almacenada sea menor (es decir, que sea inversamente proporcional); por lo tanto, también será menor su contribución al posible riesgo de generación de focos calientes (*hot spots*) de contaminación en el agua subterránea. La clasificación de la variable se hace con base en el promedio de la extensión de los municipios que integran la república mexicana (ver Tabla 6).

Tabla 6. Escenarios y sus valores de la variable superficie de la entidad.

Extensión superficial (km ²)	VE
≥ 200	2
≥ 150-200	4
≥ 100-150	6
≥ 50-100	8
≥ 10-50	10

Variable C3 (conductividad hidráulica)

Se debe determinar el tipo de material geológico predominante en el área de estudio y asignar el valor de conductividad hidráulica típico correspondiente a cada material. Si no se cuenta con valores reales de conductividad hidráulica para la geología se pueden obtener datos de tablas de autores como Domenico y Schwartz (1990), quienes proponen intervalos de conductividades hidráulicas para cada tipo de material, por lo cual se debe obtener el promedio. La conductividad hidráulica de todos los acuíferos evaluados fue con base en estos autores. La geología superficial predominante se obtiene de planos especializados como los que edita en México el INEGI y el Servicio Geológico Mexicano (SGM).

Tabla 7. Escenarios y sus valores para la variable C3 conductividad hidráulica (m/d).

Intervalo de conductividad hidráulica (m/d)	VE
$\geq 1\ 000$	10
$\geq 10-1\ 000$	8
$\geq 0.02-10$	6
$\geq 0.00001-0.02$	4
< 0.00001	2

Variable C4 (profundidad del nivel freático)

La profundidad al nivel freático correspondiente de cada pozo se obtiene por lo general de datos proporcionados por las oficinas gubernamentales o directamente en campo. Se analiza la información de cada uno de los pozos de donde se tiene información para obtener los posibles escenarios. En la Tabla 8 se presenta la clasificación para la variable "Profundidad del nivel freático".

Tabla 8. Escenarios propuestos y sus valores para la profundidad del nivel freático.

Profundidad de nivel freático (m)	VE
≥ 50	2
$\geq 20-50$	4
$\geq 10-20$	6
$\geq 0-10$	8
< 0	10

Variable C5 (precipitación promedio anual)

La precipitación puede ayudar a la migración de un contaminante hacia el subsuelo y contaminar el agua subterránea. Es una variable con

variaciones importantes en el tiempo, pues dependiendo de las condiciones climáticas prevalecientes en un momento determinado se pueden tener altas o bajas tasas de precipitación.

La clasificación se realizó con base en el promedio de las precipitaciones anuales a nivel nacional. Los valores de escenario de esta clasificación se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. Clasificación de la variable C5 "Precipitación promedio anual".

Intervalo de precipitación promedio anual (mm)	VE
< 500	2
≥ 500-1 000	4
≥ 1 000-1 500	6
≥ 1 500-2 000	8
≥ 2 000	10

Indicador "Dependencia al agua subterránea" (IDAS)

Este indicador se refiere al porcentaje del consumo de agua total (agua subterránea + agua superficial) de una entidad o área que pertenece al uso del agua subterránea. Para desarrollar este indicador se obtienen los porcentajes de agua subterránea con respecto al agua superficial para cada municipio. En la Tabla 10 se observa la clasificación de los escenarios y sus valores para este indicador. En cualquier sistema se tendrán

condiciones más favorables en términos de sostenibilidad cuando la dependencia que se tenga del agua subterránea sea menor.

Tabla 10. Escenarios y valores del indicador IDAS.

% agua subterránea utilizada	VE
< 10	2
≥ 10-20	4
≥ 20-30	6
≥ 30-40	8
≥ 40	10

Indicador “Calidad del agua subterránea para consumo humano” (ICAL)

Este indicador evalúa la calidad del agua desde el punto de vista de los parámetros físicos, químicos y biológicos mínimos necesarios para que el agua sea apta para consumo humano. Hasta donde sea posible se debe realizar un análisis de la evolución de la calidad a través del tiempo. Esto podría ser suficiente para evaluar la sostenibilidad del acuífero en cuanto a su calidad. Desafortunadamente, en la mayoría de las ocasiones, los monitoreos no se realizan de manera periódica y tampoco se contemplan los mismos parámetros, lo cual impide realizar la evaluación de la calidad del agua de manera adecuada.

En México no se cuenta con una norma oficial de calidad del agua subterránea, por lo que se propone usar la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000). Dicha norma contiene la concentración máxima permisible de 34 parámetros; sin embargo, no es posible encontrar información donde se hayan realizados estudios de calidad de agua de más de diez parámetros en todos los acuíferos de México. En la consulta a través de la calidad del agua subterránea solo se contó con información de cuatro parámetros que se encuentran en dicha norma: sólidos disueltos totales (SDT), dureza total, fluoruros totales y coliformes fecales de más de 1 080 pozos distribuidos en todo el país. Es por ello que por falta de suficientes parámetros, la forma en que se propone evaluar este indicador es como sigue:

$$\frac{P_{F.N.}}{P_T} * 100 \quad (2)$$

Donde:

$P_{F.N.}$ = total de parámetros evaluados (SDT, dureza total, fluoruros totales y coliformes fecales) fuera de norma con base en la NOM-127-SSA1-1994.

P_T = total de parámetros muestreados (cuatro).

La clasificación de este indicador se muestra en la Tabla 11.

Tabla 11. Escenarios y valores de escenario para el indicador ICAL.

% agua subterránea utilizada	VE
< 25 %	2
≥ 25 %-50 %	5
≥ 50 %-75 %	7
≥ 75 %	10

Indicador “Crecimiento de las ciudades” (ICC)

Este indicador tiene la finalidad de conocer la tasa de incremento anual poblacional para cada municipio correspondiente al periodo que se desea evaluar. El indicador “Crecimiento de las ciudades” es el más factible de poderse comparar entre dos periodos, ya que es un parámetro que se mide bajo censo cada 5 y 10 años. Este parámetro es importante para tomar en cuenta las generaciones futuras. La tasa de crecimiento se realiza con la siguiente ecuación (INEGI, 2000; INEGI, 2010):

$$T.C.P = \left[\left(\frac{P_x}{P_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] * 100 \quad (3)$$

Donde:

T.C.P. = tasa de crecimiento poblacional (%).

P_x = población total del último censo (referencia final).

P_0 = población total del censo base o inicial (referencia inicial).

t = tiempo de años transcurridos entre el momento de referencia de la población inicial y la población final.

Así, la clasificación del indicador ICC se evalúa con base en el porcentaje de la tasa de crecimiento anual poblacional, tal como se observa en la Tabla 12.

Tabla 12. Valores de escenario para la clasificación de la tasa de crecimiento anual poblacional.

Crecimiento poblacional anual (%)	VE
< 1	2
$\geq 1-2$	5
$\geq 2-3$	7
$\geq 3-4$	8
$\geq 4-5$	9
≥ 5	10

Indicador “Vulnerabilidad de acuíferos” (IVA)

El término vulnerabilidad acuifera se refiere a qué tan susceptible es un acuífero de ser contaminado. Existen varios métodos para su evaluación, pero se escogió el método GOD en vista de los pocos parámetros que maneja (Foster, 1987).

Las variables se multiplican entre sí y se obtiene un valor final entre 0 y 1. El valor GOD se modifica, pues se multiplica por 10 para obtener evaluaciones en este indicador de 0 a 10, y de esa manera poder evaluarse con los demás indicadores que contienen las mismas escalas de evaluación. La clasificación de este indicador se puede observar en la Tabla 13.

Tabla 13. Clasificación del indicador IVA.

VE según GOD	VE	Clases de IVA
0.1-0.3	1-3	Vulnerabilidad baja
$\geq 0.3-0.5$	3-5	Vulnerabilidad moderada
$\geq 0.5-0.7$	5-7	Vulnerabilidad alta
$\geq 0.7-1$	7-10	Vulnerabilidad muy alta

Indicador “Intrusión salina y salinización de agua subterránea” (IISS)

Uno de los problemas importantes que existen en los acuíferos es la salinización de las aguas subterráneas, la cual se debe a factores tales como intrusión salina, salinización de agua subterránea por prácticas agrícolas y salinización por cuerpos evaporíticos.

En el trabajo realizado por Mendoza-Millán (2015) se propone que la evaluación de la intrusión salina se realice con el método de vulnerabilidad GALDIT (Chachadi & Lobo-Ferreira, 2001); sin embargo,

de los 653 acuíferos solo el 30 % corresponde a acuíferos costeros. Además de que esta metodología es evaluada por seis variables como su acrónimo lo indica, la falta de información podría complicar la evaluación de la intrusión salina, sin mencionar que no tendría sentido la evaluación de los acuíferos continentales por este método.

Debido a lo anterior, se recomienda evaluar el indicador que englobe a todos los acuíferos (costeros y continentales) y caracterice la salinización e intrusión salina de una manera práctica. Para ello se proponen dos variables: la elevación del nivel freático (ENF), que nos permitirá conocer las cargas hidráulicas con respecto al nivel medio del mar, así como la dirección de flujo subterráneo y la concentración de SDT para conocer el tipo de agua subterránea con base en la clasificación de Conagua (2018). La Tabla 14 se muestra los valores de escenario para las dos variables.

Tabla 14. Clasificación del indicador IISS.

VE	Variable ENF (msnmm)	Variable SDT (mg/l)/tipo de agua
1	≥ 100	
2	80-100	$\leq 1\ 000$ /dulce
3	70-80	
4	60-70	
5	50-60	1 000-2 000/ligeramente salobre
6	40-50	
7	20-40	
8	0-20	2 000-1 000/salobre
9	-10-0	
10	≤ -10	$> 1\ 000$ /salina

La evaluación final de este indicador consistirá en el promedio de los valores de escenario de estas dos variables (Variable ENF y SDT) (Ecuación (4)), teniendo de esta manera su clasificación correspondiente (ver Tabla 15):

$$IISS = \frac{VE_{ENF} + VE_{SDT}}{2} \quad (4)$$

Tabla 15. Clasificación del indicador IISS.

IISS	Clases de IISS
≤ 3	Aceptable
3-5	Agua contaminada por sales
5-7	Agua contaminada por sales e inicio de intrusión salina
≥ 7	Intrusión salina

Indicador “Inversión en materia de agua” (IIMA)

El objetivo principal de este indicador es conocer qué tanta inversión se destina en medidas de gestión de agua. Aunque esta variable se puede evaluar tomando en cuenta otros criterios, como por ejemplo inversión en limpieza de ríos y población con acceso a agua potable, se realizó con base en plantas de tratamiento debido a que la escasa información accesible existente se limita en muchos casos al volumen de agua tratada en plantas de tratamiento de agua municipales y no municipales.

Se necesita conocer el porcentaje de agua tratada (de uso municipal y no municipal) en cada municipio del área de interés, estimado en función del volumen de agua concesionado.

El peor escenario de la zona es cuando se trate menos del 10 % del volumen total concesionado para sus diferentes usos y, por otro lado, el mejor escenario está dado por aquellas zonas donde se traten más del 50 % de su volumen concesionado, tal como se muestra en la Tabla 16. Para la obtención de este indicador no se diferenciaron volúmenes de agua tratada superficial y subterránea, pues no se genera dicha información; sin embargo, cualquier volumen de agua que se trate y reúse es un volumen de agua que se deja de extraer al acuífero y de los cuerpos de agua superficiales.

Tabla 16. Clasificación del indicador IIMA.

Porcentaje de agua tratada (%)	VE
< 10	10
≥ 10-20	9
≥ 20-30	7
≥ 30-40	5
≥ 40-50	3
≥ 50	2

La evaluación de indicadores de sostenibilidad en acuíferos se propone que se realice a una escala regional o menor; una evaluación a escala de municipios podría considerarse adecuada, de hecho, la metodología de este trabajo se enfoca a buscar la información por municipios. Sin embargo, es probable que en algunos acuíferos la escala

de municipios no proporcione el suficiente contraste en el área de estudio, por lo que entonces será necesario pasar a una unidad territorial más pequeña que podría ser a nivel localidad. En este trabajo se utilizó la mayoría de las veces la escala a nivel municipal. En la Tabla 1 se muestran los niveles de evaluación para cada indicador.

La zonificación geográfica no siempre es posible; para los indicadores IDNC e IDR se obtiene un solo valor de escenario representado para todo el acuífero en evaluación.

Sostenibilidad del acuífero

La sostenibilidad del acuífero se evalúa con base en los resultados obtenidos en la evaluación de cada indicador de acuerdo con su valor de escenario, los cuales son multiplicados por su peso asignado y sumado a las evaluaciones de los indicadores restantes. Los valores finales son normalizados en escala de 1 a 10; para ello se usará la Ecuación (5), la cual presenta el cálculo del índice de la sostenibilidad. Estos valores índices son clasificados para definir la clase de la sostenibilidad (sostenible, moderada, baja, muy baja e insostenible) de la zona y con ello observar cuáles son las zonas que presentan una sostenibilidad ineficiente:

$$\text{Sostenibilidad}_I = \frac{\sum_{i=1}^N I_i * P_i}{\sum_{i=1}^N P_i} \quad (5)$$

Donde I_i es el resultado en la evaluación del indicador (valor final del indicador); P_i , el peso del indicador asignado, y $Sostenibilidad_I$ representa el índice de sostenibilidad. La ecuación representa una normalización de ponderación de los indicadores involucrados para el análisis de la sostenibilidad.

Índice de sostenibilidad del acuífero

Una vez estimados los valores de escenario final de los 10 indicadores propuestos, se integran junto con sus pesos en la Ecuación (5) para calcular el índice de sostenibilidad del acuífero, que es el valor final que describe la sostenibilidad del sistema evaluado.

Los valores finales pueden ir de 2 a 10, de este modo la clasificación de la sostenibilidad fue dividida en cuatro categorías de acuerdo con su rango de evaluación, las cuales son las siguientes: sostenible, moderadamente sostenible, baja sostenibilidad e insostenible (ver Tabla 17).

Tabla 17. Clases de sostenibilidad con base en el índice de sostenibilidad.

Valores del índice de sostenibilidad	Clases de la sostenibilidad
≤ 3	Sostenible
$> 3 - \leq 5$	Moderadamente sostenible
$> 5 - \leq 7$	Baja sostenibilidad
> 7	Insostenible

Análisis de sensibilidad y carga de peso

El análisis de sensibilidad y carga de peso para uso de metodologías en los que intervienen variables y pesos que definen la importancia de cada uno de ellos en la evaluación, como en este estudio, son importantes para identificar anomalías y ejecutar un análisis más profundo de los pesos y variables involucradas (Ramos-Leal, 2002). Lodwick, Monson y Svoboda (1990), y Napolitano y Fabri (1996) desarrollaron estos métodos para definir ajustes a ese tipo de metodologías y reducir la subjetividad, por lo que en el presente estudio se realizó este análisis de sensibilidad y carga de peso, para identificar los indicadores con mayor problema hacia la sostenibilidad de los acuíferos en México.

Dado que esta metodología se aplicó primero a nivel de acuífero y después a nivel nacional, se consideró oportuno hacer un análisis de sensibilidad y carga de peso (ecuaciones (6) y (7), respectivamente). El primer análisis sirvió para detectar el nivel de sensibilidad de la



metodología aplicada y observar la variación de resultados que se tenían al descartar cada uno de los indicadores propuestos, como lo muestra la siguiente expresión (Lodwick *et al.*, 1990), la cual fue ajustada a la metodología propuesta:

$$Sensibilidad_I = \left| \frac{S_I}{N} - \frac{S_{I-1}}{n} \right| \quad (6)$$

Donde:

$Sensibilidad_I$ = sensibilidad evaluada descartando un indicador I.

S_I = índice de sostenibilidad calculado con todos los indicadores.

S_{I-1} = índice de sostenibilidad descartando un indicador I.

N = número total de indicadores evaluados.

n = número de indicadores utilizados en la evaluación parcial de la sostenibilidad.

El segundo análisis sirvió para observar el peso efectivo (W_{SI}) (Napolitano & Fabri, 1996) que ejerce cada indicador en el resultado final (índice de sostenibilidad) (Ecuación (7)) y que pueda facilitar a los tomadores de decisiones identificar los indicadores que mayor peso tienen en la evaluación; es decir, hacer una comparación entre el peso teórico dado en la metodología contra el peso real que tiene cada indicador con el resultado final del índice de sostenibilidad:

$$W_{SI} = \frac{S_{wi} - S_{xi}}{Sostenibilidad} * 100 \quad (7)$$

Donde S_{wi} y S_{xi} son los resultados obtenidos en la evaluación del indicador y los pesos asignados, respectivamente, y *Sostenibilidad* fue el resultado de la evaluación (índice de sostenibilidad).

Sistema de información geográfica (SIG)

Se ubican geográficamente las zonas y sus clases de sostenibilidad para determinar las zonas donde se presentan las evaluaciones de sostenibilidad más desfavorables, dar soluciones y mejorar con ello la sostenibilidad del sitio.

La información necesaria con la que se debe contar para el análisis de la sostenibilidad de un acuífero y su almacenamiento en el *software* SIG se representa en la Tabla 18.

Tabla 18. Información necesaria para almacenar en un SIG.

Nombre	Tipo	Fuente principal
Geología	Polígono	INEGI
Acuífero	Polígono	Conagua
Topografía	Línea	INEGI
Hidrología	Línea y polígono	INEGI
Clima	Línea y polígono	INEGI
Pozos REPDA	Puntos	Conagua
Pozos con calidad del agua	Puntos	Conagua
Piezometría	Puntos	Conagua
Poblaciones	Polígono	INEGI
Estados, municipios, localidades	Polígono	INEGI
Red piezométrica actual	Puntos	Conagua

Resultados y discusión

Evaluación de la sostenibilidad en México

Con la metodología anterior se obtuvo el índice de sostenibilidad de acuíferos a nivel nacional, con el fin de definir sus clases de sostenibilidad. Los planos se muestran en la Figura 1.

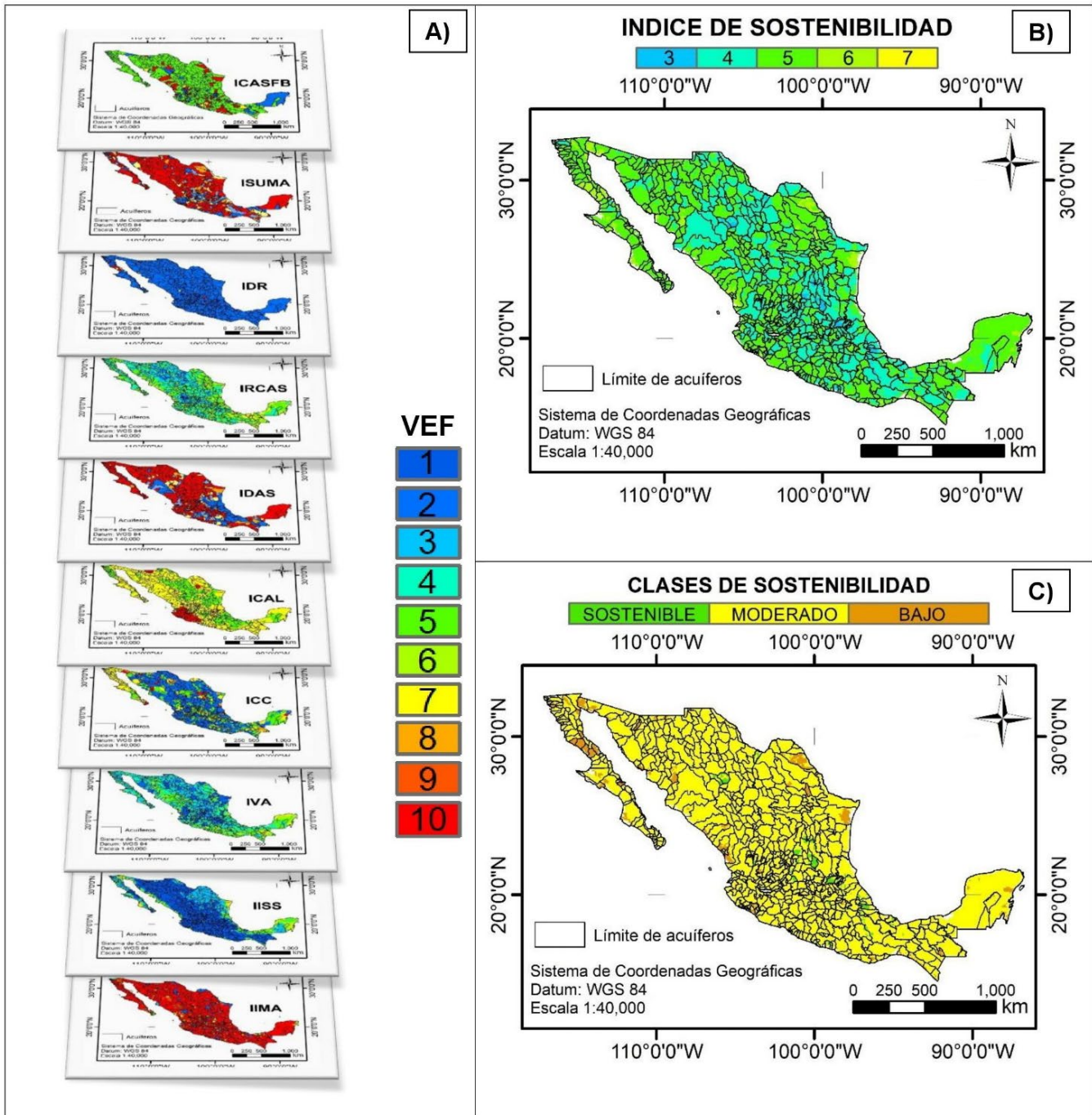


Figura 1. a) VEF de los 10 indicadores; b) evaluación del índice de sostenibilidad correspondiente a cada acuífero; c) clases de sostenibilidad obtenidas por acuífero.

Los resultados de sostenibilidad indican que el 95 % de los acuíferos está dentro de la clasificación moderadamente sostenible; el 3.5 % en una sostenibilidad baja, y el resto en la clasificación sostenible (Tabla 19).

Tabla 19. Clasificación de los resultados de sostenibilidad y la cantidad de acuíferos que caen dentro de cada clasificación.

Clasificación de sostenibilidad	Numero de acuíferos
Sostenible	7
Moderadamente sostenible	623
Baja sostenibilidad	23

Dentro de los acuíferos que presentan evaluaciones más desfavorables en la sostenibilidad se enlistan 23 con los indicadores que afectaron en su evaluación (Tabla 20).

Tabla 20. Acuíferos que presentan baja sostenibilidad.

Acuífero	Estado	Indicador
Coyotillo	Sonora	IIMA, IDAS
San José de Guaymas	Sonora	IIMA, IDAS
Laguna Agua Grande	Sinaloa	IIMA, IDAS
Valle de San Luis Río Colorado	Sonora	IIMA, IDAS
Huatulco	Oaxaca	IIMA, IRCAS
Lampazos-Villaldama	Nuevo León	IIMA, IDAS
Cihuatlán	Jalisco	IIMA, IDAS
Venustiano Carranza	Colima	IIMA, IISS, IRCAS
Marabasco	Colima	IIMA, IISS, IRCAS
Colima	Colima	IIMA, IISS, IRCAS
Comitán	Chiapas	IIMA, IISS, IRCAS
San Lucas	Baja California Sur	IIMA, IDAS, IISS
San Bruno	Baja California Sur	IIMA, IDAS, IISS
San Marcos-Palo Verde	Baja California Sur	IIMA, IDAS, IISS
Cabo San Lucas	Baja California Sur	IIMA, IDAS, IISS
Agua Amarga	Baja California	IIMA, IDAS, IISS
La Bachata-Santa Rosalita	Baja California	IIMA, IDAS, IISS
Ensenada	Baja California	IIMA, IDAS, IISS
Santa Catarina	Baja California	IIMA, IDAS, IISS
Punta Canoas-San Jose	Baja California	IIMA, IDAS, IISS
Laguna De Chapala	Baja California	IIMA, IDAS, IISS
El Huerfanito	Baja California	IIMA, IDAS, IISS
Allende-Piedras Negras	Coahuila	IIMA, ICASFB, IDAS

El ejercicio que se presenta en este estudio hace notar la falta de información que se necesita para llevar a cabo una mejor determinación de la sostenibilidad en los acuíferos del país; sin embargo, se considera una buena aportación desde el punto de vista ambiental, pues la gestión

del agua subterránea no debe ser vista nada más como un mero servicio a la población, sino que se deben tomar en cuenta otras componentes como subsidencia, agotamiento de pozos y sobreexplotación de acuíferos que pueden presentarse cuando la gestión del agua subterránea no se lleva de manera eficiente.

El trabajo sobre indicadores de agua subterránea realizado por la UNESCO (2007) es de gran valor, pero su implementación en México crearía una mayor incertidumbre en los resultados a causa de la falta de información que ya se ha mencionado. Aunque se sabe del costo económico para la generación de información en los acuíferos del país, es importante que no se soslaye por más tiempo su obtención, que se le conceda el gran valor de bienestar social y ambiental que tiene, y se otorgue un mayor presupuesto, que tenga como resultado la procuración de este recurso a las generaciones futuras.

Análisis de sensibilidad y carga de peso

En la Tabla 21 y Tabla 22 se muestran los resultados del análisis de sensibilidad y carga de peso, respectivamente, así como los planos correspondientes a cada indicador en la Figura 2 y Figura 3.

Tabla 21. Análisis de sensibilidad de los indicadores propuestos en la metodología.

Indicador	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
ICASFB	0	3.91	1.04	0.81
ISUMA	0	2.34	0.40	0.45
IDR	0	3.39	0.99	0.27
IRCAS	0	1.97	0.65	0.35
IDAS	0	1.86	1.06	0.36
ICAL	0.01	3.89	1.57	0.68
ICC	0	2.38	1.24	0.49
IVA	0	2.37	0.85	0.44
IISS	0	2.31	1.24	0.53
IIMA	0	2.93	2.18	0.45

Tabla 22. Análisis de carga de peso de los indicadores propuestos en la metodología.

Indicador	Mínimo (%)	Máximo (%)	Media (%)	Desviación estándar	Peso teórico	Peso efectivo (%)	Peso real
ICASFB	4.33	33.78	13.88	4.69	5	13.89	5.00
ISUMA	1.53	17.54	8.97	2.84	2	5.56	3.23
IDR	3.86	27.62	5.56	1.70	5	13.89	2.00
IRCAS	1.44	17.80	7.02	1.89	3	8.33	2.53
IDAS	2.61	22.56	12.64	4.82	3	8.33	4.55
ICAL	4.37	36.76	17.56	3.38	5	13.89	6.32
ICC	1.57	13.25	4.09	2.37	2	5.56	1.47
IVA	1.23	16.28	5.95	2.17	3	8.33	2.14
IISS	1.61	19.05	4.26	3.13	4	11.11	1.53
IIMA	3.57	29.85	20.06	4.15	4	11.11	7.22

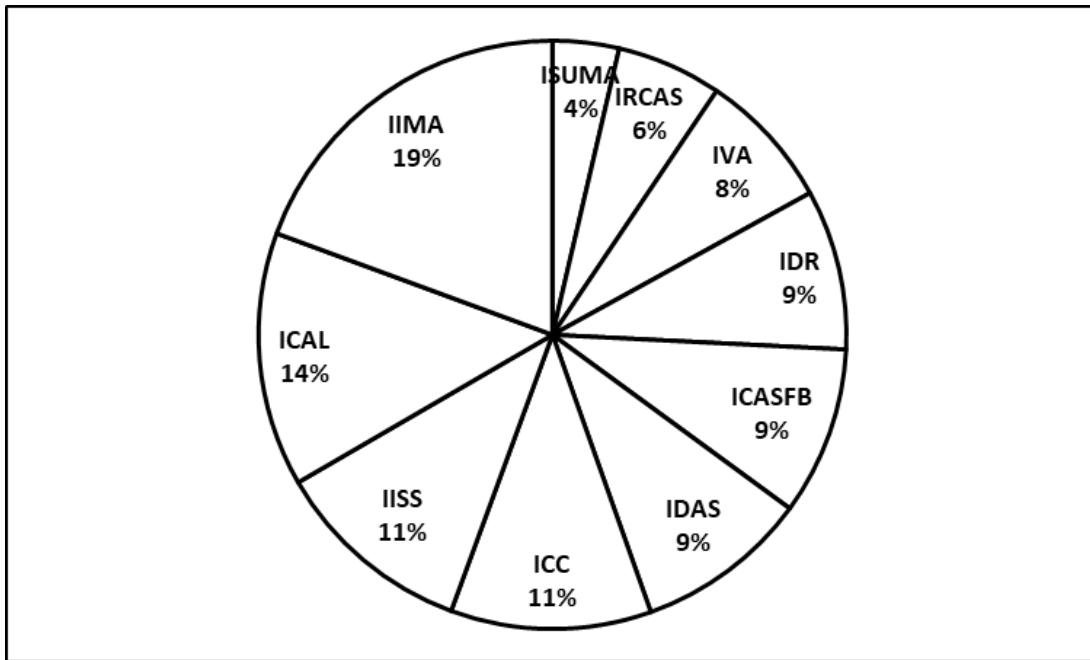


Figura 2. Resultados de evaluación sobre el impacto en la sensibilidad.

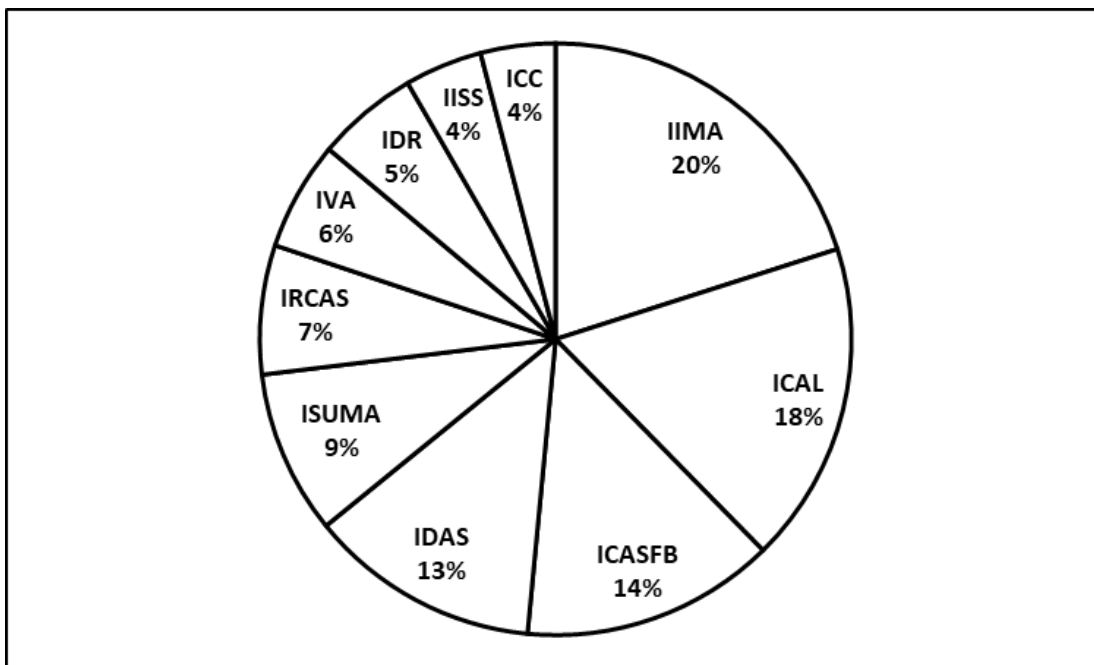


Figura 3. Comparación gráfica de los resultados de carga de peso sobre la evaluación de la sostenibilidad.

Los resultados de sensibilidad y carga de peso muestran que el indicador IIMA es el indicador que en promedio es más sensible y con mayor peso en el resultado final de la sostenibilidad a nivel nacional. Esto se debe a que en su mayoría (más del 70 % del área), su evaluación dio resultados desfavorables en la sostenibilidad al no tener muy buena proporción de agua tratada con respecto al agua suministrada. Esto serviría para atender y solicitar mayor inversión en plantas de tratamiento a nivel nacional, como una herramienta para garantizar el buen desarrollo sostenible hídrico del país. Al contar con más suministro de agua tratada para los diferentes usos disminuiría de forma significativa la demanda de los recursos hídricos superficiales y subterráneos del país.

Por otro lado, el indicador siguiente al que hay que poner atención es el indicador ICAL, debido a que también tuvo un peso importante en el resultado final de la sostenibilidad y más aún en los acuíferos occidentales, con más problemas en específico en los acuíferos de Jalisco, Michoacán y Guerrero.

Conclusiones y recomendaciones

Se propone una metodología denominada índice de sostenibilidad de acuíferos basada en la evaluación de diez indicadores, cada uno de ellos con varios escenarios. El uso de esta metodología proporciona una visión



de la sostenibilidad en los acuíferos, facilitando la toma de decisiones en cuanto a la gestión del agua, y permitiendo identificar de manera más eficiente las áreas geográficas menos sostenibles y los indicadores que presentan los escenarios más desfavorables.

En cuanto a los indicadores que presentaron las evaluaciones más desfavorables fueron los indicadores IIMA (indicador "Inversión en materia de agua"), seguido de ISUMA (indicador "Suministro de agua por habitante") e IDAS (indicador "Dependencia al agua subterránea"). Esto se observó en 23 acuíferos, donde se aprecia una sostenibilidad baja. Para el caso del primer indicador, se observó que no se cuenta con las suficientes plantas de tratamiento y/o volumen de agua tratada para mantener un mejor equilibrio con el volumen de agua concesionada para los diferentes usos. Mejorando la inversión en plantas de tratamiento, los indicadores ISUMA e IDAS también serían afectados de una manera positiva y mejorarían su evaluación, sobre todo para las zonas del norte y sureste del país (zonas donde también estos indicadores se vieron afectados).

La calidad del agua subterránea para consumo humano, de acuerdo con la evaluación del indicador ICAL (indicador "calidad del agua subterránea"), se encontró altamente impactada en los estados de Jalisco, Colima, Michoacán y la Ciudad de México, y en zonas puntuales en los estados de Sonora, Coahuila e Hidalgo. Comparando los resultados de este indicador con el indicador IVA (indicador "Vulnerabilidad de acuíferos") e IRCAS (indicador "Riesgo a la contaminación del agua subterránea"), se tiene una importante similitud, ya que en estas zonas la vulnerabilidad y el riesgo de contaminación es alto, infiriendo que la contaminación se debió a las actividades antrópicas que deterioran la

calidad del recurso hídrico subterráneo. Así, el saneamiento de los acuíferos en estas zonas es de mayor prioridad, por lo que se recomienda un muestreo a detalle que contemple más parámetros o la generación de información que permita hacer una evaluación de sostenibilidad de acuíferos más precisa.

Con la modificación del indicador IISS (indicador de intrusión salina y salinización) a la evaluación propuesta por Mendoza-Millán (2015) se pudo hacer una evaluación más práctica para conocer las zonas con problemas de intrusión salina y salinización de acuíferos en el país. Las zonas que presentaron valores de escenario alto se identificaron con problemas de intrusión salina y fueron fuertemente marcadas en la península de Baja California y Yucatán, y en las partes costeras de los estados de Sonora, Sinaloa, Tamaulipas y Veracruz. Por tal motivo, es importante hacer estudios de intrusión salina más detallados en estas zonas. Por otra parte, hubo valores de escenario de 3 y 4 (valores de escenario moderados) en zonas continentales, y que pueden ser mayor apreciadas en la porción norte del país, en los estados de Chihuahua, Nuevo León y Coahuila, siendo este último el que mayor área de impacto por SDT tiene, lo que muchas veces se debe a las prácticas agrícolas en el área.

Los resultados finales obtenidos dieron índices de sostenibilidad que van de 2 a 7, y tres tipos de clases de sostenibilidad (sostenible, moderado y alto), siendo la sostenibilidad moderada la de mayor proporción en el país. No se presenta la clase insostenible en ninguna zona de México. Tomando las recomendaciones anteriores de los indicadores IIMA (indicador de inversión en materia de agua), ISUMA (indicador de suministro de agua por habitante), IDAS (indicador de

dependencia al agua subterránea) e ICAL (indicador de calidad del agua subterránea), la sostenibilidad del país enfocada en el recurso hídrico subterráneo mejorará de una forma positiva.

Herramientas como los *softwares* de sistemas de información son de gran ayuda para manipular, interpretar, actualizar y realizar álgebra de mapas, para así cuantificar y cualificar la sostenibilidad del acuífero de interés.

Es necesario continuar con la aplicación de esta metodología en diversos tipos de acuíferos y detectar las adecuaciones de los indicadores seleccionados, así como la integración de algunos otros que se puedan medir. La evaluación de este tipo de metodologías se sugiere hacer en periodos de cinco años, para observar los cambios en el desarrollo sostenible.

Referencias

- Cervera-Gómez, L. E. (2007). Indicadores de uso sustentable del agua en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Estudios Fronterizos*, 8(16), 9-41.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Disponibilidad por acuífero*. Recuperado de https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/sections/Disponibilidad_Acui_feros.html

- Chachadi, A., & Lobo-Ferreira, J. (2001). Sea water intrusion vulnerability mapping of aquifers using GALDIT method. In: *Proceedings of the Workshop on Modelling in Hydrogeology* (pp. 143-156), Anna University, Chennai, India.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2000). *Norma Oficial Mexicana OM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.
- Domenico, P. A., & Schwartz, F. W. (1990). *Physical and chemical hydrogeology*. New York, USA: John Wiley & Sons.
- Foster, S. (1987). *Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy*. International Conference Noordwijk Aan Zee, The Netherlands Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. Netherlands Organization for Applied Scientific Research, The Hague.
- Herrera-Carbajal, S., Villalba-Atondo, A. I., & Molinar-Tabares, M. E. (2007). Modelación hidrogeológica y evaluación de la sustentabilidad del acuífero transfronterizo del río San Pedro en Sonora, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(1), 21-30.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2000). *Censo de población y vivienda 2000*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2000/>

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Censo de población y vivienda 2010*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>
- Lodwick, W. A., Monson, W., & Svoboda, L. (1990). Attribute error and sensitivity analysis of maps operation in geographical information systems – Suitability analysis. *International Journal of Geographical Information Systems*, 4, 413-428.
- Mendoza-Millán, J. A. (2015). *Metodología de indicadores de sostenibilidad en acuíferos. Caso de estudio acuífero Costera de Veracruz* (tesis de licenciatura). Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Napolitano, P., & Fabbri, A. G. (April, 1996). Single parameter sensibility analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. *HydroGIS 96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management*. In: *Proceedings of the Vienna Conference*, 235 (pp. 559-566). International Association of Hydrological Sciences.
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2003). *Domestic water quantity, service level and health*. Recuperado de <https://www.who.int/publications/i/item/9789240015241>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (1987). *Asamblea General. A/42/427. Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Recuperado de http://www.ecominga.uqam.ca/PDF/BIBLIOGRAPHIE/GUIDE_LECTURE_1/CMMAD-Informe-Comision-Brundtland-sobre-Medio-Ambiente-Desarrollo.pdf. Consultado en 2013

- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (1992). *Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Recuperado de <https://www.un.org/spanish/esa/sustdev/documents/declaracionrio.htm>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2015). *Resolución aprobada por la Asamblea General el 25 de septiembre de 2015*. Recuperado de https://www.senado.gob.mx/comisiones/fomento_economico/eventos/docs/resolucion_080916.pdf
- Ponce, V. M., & Da-Silva, J. (2018). *How much water could be pumped from an aquifer and still remain sustainable?* Recuperado de http://ponce.sdsu.edu/how_much_water_could_be_pumped_from_an_aquifer.html
- Ramos-Leal, J. A. (2002). *Validación de mapas de vulnerabilidad acuífera e impacto ambiental: caso Río Turbio, Guanajuato* (tesis de doctorado). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2013). *Integración y actualización del inventario nacional de generación de residuos peligrosos (INGRP) 2004-2013*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2007). *Groundwater resources sustainability indicators. IHP-VI series of groundwater No. 14*. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-06

Artículos

Revisión de cianobacterias potencialmente nocivas

Review of potentially harmful cyanobacteria

Cesar Alejandro Zamora-Barrios¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9536-440X>

Sarma Nandini², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5614-6234>

S.S.S. Sarma³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2820-1579>

¹Laboratorio de Zoología Acuática, División de Investigación y Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, Los Reyes, Tlalnepantla, Estado de México, México, zamoracesaralejandro@hotmail.com

²Laboratorio de Zoología Acuática, División de Investigación y Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, Los Reyes, Tlalnepantla, Estado de México, México, nandini@unam.mx

³Laboratorio de Zoología Acuática, División de Investigación y Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, Los Reyes, Tlalnepantla, Estado de México, México, sarma@unam.mx

Autor para correspondencia: Sarma Nandini, nandini@unam.mx



Resumen

Se desarrolló una revisión bibliográfica a través de la consulta de diversas fuentes de información (artículos, libros, resúmenes, etc.) obtenidas de diversas bases de datos como *Web of Science*, *Scopus* y *Biological abstracts*, entre otras. Se describen de forma cronológica los estudios más relevantes de las últimas tres décadas, partiendo de investigaciones históricas, así como tópicos actuales bajo diversos subtemas; se analizaron críticamente cerca de 200 de artículos con el objetivo de exponer de manera sencilla, pero explícita, las características generales de las cianobacterias; las principales condiciones que favorecen la formación y persistencia de los florecimientos o "CianoFANs"; las implicaciones negativas sobre los recursos hídricos debido a la producción de cianotoxinas, con énfasis en los límites de referencia establecidos para la hepatotoxina microcistina-LR en agua de consumo humano, en sistemas de uso recreativo y en productos alimenticios; las metodologías desarrolladas para el monitoreo de cepas tóxicas, y un resumen de las investigaciones publicadas en México sobre cianobacterias y sus toxinas. Por último, se discuten algunos procedimientos de control usados en remediación de sistemas con proliferación de cianobacterias.

Palabras clave: cianobacteria, cianofan, cianotoxinas, microcistinas.

Abstract

A bibliographic review was developed by consulting various sources of information (articles, books, abstracts, etc.), obtained from the Web of Science database, Scopus, biological abstracts, etc. They are describing



the most relevant studies of the last three decades chronologically, from historical researches, as well as current topics under various sub-themes, critically analyzing nearly 200 articles with the aim to expose simply but the straightforward way the general characteristics of cyanobacteria, the main conditions that favour the formation and persistence of blooms or "CyanoHABs"; negative implications on water resources due to cyanotoxins production, emphasizing the reference limits established for the hepatotoxin Microcystin-LR in water for human consumption, in recreational systems and food products; methodologies developed for monitoring toxic strains and a summary of the research published in Mexico on cyanobacteria and their toxins. Finally, some control procedures used in the remediation of systems with cyanobacterial blooms are discussed.

Keywords: Cyanobacteria, cyanohabs, cyanotoxins, microcystins.

Recibido: 14/01/2021

Aceptado: 24/12/2021

Cianobacterias: características generales

Las cianobacterias o cianoprocariontes son los primeros fotoautótrofos oxigénicos (Komárek, 2006). De acuerdo con la clasificación basada en las relaciones filogenéticas están ubicadas en el dominio eubacteria (Maddison, Schulz, & Maddison, 2007). Su edad se estima en más de 3 500 millones de años a través registros fósiles (microbialitas: estructuras órgano-sedimentarias formadas por la acreción, precipitación y unión de materiales minerales) y datos geológicos obtenidos de muestras isotópicas de carbono consistentes con la fijación de CO₂, a través de la enzima rubisco (Castle & Rodgers, 2009; Schopf, 2012), responsable de alterar la biosfera primitiva, transformándola en oxidante durante el precámbrico (Schirrmeister, de Vos, Antonelli, & Bagheri, 2013; Pla-García & Menor-Salván, 2017; Moss, 2018). Debido a su amplia historia evolutiva, las cianobacterias han colonizado la mayoría de los nichos ecológicos, siendo registradas desde los polos hasta las regiones tropicales, en sistemas acuáticos y terrestres, tolerando ambientes inhóspitos de baja y alta alcalinidad o predominando en comunidades microbianas geotérmicas (Steinberg, Schäfer, & Beisker, 1998; Miller & Castenholz, 2000). No obstante, los taxones de cianobacterias no son ubicuos y requieren diferentes estrategias ecológicas para su crecimiento en cada hábitat específico. De hecho, la mayoría de las especies poseen nichos ecológicos restringidos por sus rasgos morfológicos y fisiológicos

(Komárek, 1995; Mateo, Leganés, Perona, Loza, & Fernández-Piñas, 2015).

Entre el total de procariontes, y a partir del estudio de los caracteres morfológicos (taxonomía tradicional), las cianobacterias comprenden cerca del 24 % de ellos con cerca de 3 000 especies, dispuestas en 150 géneros (Guiry, 2012; Nabout, Da-Silva-Rocha, Carneiro, & Sant'Anna, 2013). Las cianobacterias son un grupo ampliamente diversificado, desde un enfoque polifásico, el cual integra la información fenotípica, ecofisiológica y filogenética. Con el fin de entender sus relaciones evolutivas y generar una clasificación que no subestime o sobrestime el tamaño de las poblaciones se han dividido en ocho órdenes: Gloeobacterales, Synechococcales, Spirulinales, Chroococcales, Pleurocapsales, Oscillatoriales, Chroococcidiopsidales, Nostocales (Komárek, 2010; Komárek, 2014). A pesar de esto, mediante modelos matemáticos logísticos basados en las especies reconocidas hasta el momento, se ha estimado que este grupo debe contener alrededor de 3 580 especies aún no descritas (Nabout *et al.*, 2013).

La diversidad morfológica de las cianobacterias incluye varios niveles de organización que presentan organismos unicelulares en un intervalo de tamaño de 2 a 20 μm , con filamentos pluricelulares o colonias que sobrepasan los 500 μm (Whitton, 2002; Codd, Lindsay, Young, Morrison, & Metcalf, 2005b). Su reproducción es asexual por fisión binaria o múltiple; sin embargo, hay especies con la capacidad de formar estructuras como endosporas y exosporas (exocitos, beocitos y hormocitos). La fragmentación de las colonias o de los tricomas de los filamentos en forma de hormogonios (fragmentos cortos del tricoma

separadas debido a la formación de zonas necróticas por muerte celular programada) es otra estrategia reproductora (Whitton & Potts, 2012). La división celular se lleva a cabo en uno, dos o hasta tres planos perpendiculares o irregulares, dando como resultado diferentes configuraciones tridimensionales (Mazouni, Domain, Cassier-Chauvat, & Chauvat, 2004; Flores & Herrero, 2014). Además, algunas cianobacterias filamentosas muestran diferentes tipos de ramificación, proporcionándoles una morfología característica utilizada para su identificación taxonómica (Cirés, 2012). A diferencia de los eucariontes fotosintéticos, no cuentan con un núcleo definido, carecen de plastidios y orgánulos. Asimismo, su pared celular es Gram negativa, libre de ácidos teicoicos, formada de tres principales capas compuestas de peptidoglicano; aunque algunos géneros presentan una cuarta capa proteica denominada capa-S (Rippka, Deruelles, Waterbury, Herdman, & Stanier, 1979; Hoiczyk & Hansel, 2000).

La composición de los pigmentos fotosintéticos en las cianobacterias es variable, pues sintetizan una amplia gama de pigmentos accesorios, como la ficocianina (absorbancia máxima = 620 nm), ficoeritrina (absorbancia máxima = 565 nm), aloficocianina (absorbancia máxima = 650 nm), y diversos carotenoides, por lo que muestran diversas coloraciones, incluidos rojo, marrón y rosa; sin embargo, una de las características trascendentales es su distintivo color verde-azul (cian), coloración otorgada por la presencia ubicua del pigmento clorofila-a enmascarada por las ficobiliproteínas (Huisman *et al.*, 2018).

Las cianobacterias cumplen una función principal en el flujo energético, transformando la materia inorgánica en orgánica, en forma

de biomasa, y al mismo tiempo tienen un rol vital en los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y el carbono (Bellinger & Sigee, 2015). El crecimiento de los productores primarios es dependiente de una cuota de nutrientes inorgánicos esenciales; los requerimientos nutricionales tienen una relación estequiométrica conocida como relación de Redfield, una proporción promedio de la composición atómica de la biomasa fitoplanctónica, aproximadamente de 106 átomos de carbono por cada 16 de nitrógeno y 1 de fósforo (Redfield, 1958; Ptacnik, Andersen, & Tamminen, 2010). El nitrógeno y el fósforo son nutrientes esenciales para el desarrollo de los productores primarios, estructurando la formación de las membranas celulares, ADN (ácido desoxirribonucleico), aminoácidos y proteínas, o como componentes elementales del metabolismo celular (Reynolds, 2006).

Las cianobacterias activamente incorporan un amplio rango de moléculas nitrogenadas como amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), urea (CH_4NO_2), etc. Dependiendo de la fuente de nitrógeno, la asimilación requiere diferentes reducciones enzimáticas (nitrato reductasa y nitrito reductasa). El amonio es la fuente de nitrógeno menos costosa, solo es necesaria una molécula de NADPH (nicotinamida-adenina-dinucleótido-fosfato) y ATP (adenosín trifosfato) para la formación de glutamato (Flores & Herrero, 2005). El suministro principal de fósforo para las cianobacterias son los ortofosfatos (H_3PO_4), pero también utilizan otras formas orgánicas para sus principales funciones metabólicas (Whitton & Potts, 2012). Bajas relaciones N:P (nitrógeno: fósforo) (29:1) han sido consideradas como uno de los factores que afecta el éxito de las cianobacterias y, por el contrario, una alta proporción

(50:1) permite su dominio en los sistemas epicontinentales (Hyenstrand, Blomqvist, & Pettersson, 1998; Bulgakov & Levich, 1999).

CianoFANs: factores y caracteres que impulsan su éxito

Las cianoprocariontes aceleran de manera significativa el promedio de la biomasa de la población en un tiempo relativamente corto, generando fenómenos de crecimiento masivo ($> 10^4$ cels m^{-1}), conocidos como florecimientos de algas nocivos "CianoFAN" (en inglés: *blooms* o *scums*) (Carmichael, 2001; Codd, Morrison, & Metcalf, 2005a; Ger, Hansson, & Lüring, 2014). Un CianoFAN es caracterizado por el dominio de unas cuantas especies, llegando a representar más del 80 % de la biomasa total entre los productores primarios (Mihaljević & Stević, 2011; Humbert & Fastner, 2017). La formación de un CianoFAN repercute drásticamente en la calidad del agua de los sistemas acuáticos debido a la acumulación de la materia orgánica que disminuye la transparencia vertical del medio, causando perturbaciones en la vegetación acuática sumergida.

Las cianobacterias producen compuestos organolépticos volátiles: la geosmina y el 2-metilisoborneol son los dos más comunes, y a pesar de no ser tóxicos para los seres humanos interfieren con la función



recreativa de los sistemas acuáticos o su uso como reservorios de agua potable, pues alteran la percepción de higiene y salud pública, y ocasionan pérdidas económicas significativas en ambos sectores (Liato & Aïder, 2017; Churro, Semedo-Aguiar, Silva, Pereira-Leal, & Leite, 2020).

En adición, los densos florecimientos promueven cambios drásticos en las concentraciones de oxígeno disuelto como producto de la fotosíntesis y la respiración celular (Vermaas, 2001; Moss *et al.*, 2011). También coexisten en microambientes con bacterias heterótrofas inmersas en la ficosfera (región que rodea a una célula cianobacterial enriquecida con moléculas orgánicas exudadas) (Steiner *et al.*, 2017), las cuales, durante la senescencia de un florecimiento, promueven periodos de hipoxia y anoxia en el proceso de degradación, al punto de provocar la muerte de organismos bentónicos, nectónicos y planctónicos, (peces, aves, zooplancton, fitoplancton, etc.), disminuyendo la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos (Oberholster, Botha, & Cloete, 2006; Paerl & Otten, 2013).

Entre los múltiples factores ambientales que desencadenan la frecuencia e intensidad de los florecimientos destacan la eutrofización, el aumento de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico y el cambio climático global (Huisman *et al.*, 2018). En los últimos 50 años, los CianoFANs se han intensificado debido al incremento en la tasa de eutrofización antropógica, producto de los procesos de industrialización y urbanización (Paerl & Paul, 2012; Deshpande, Tremblay, Pienitz, & Vincent, 2014; Paerl, 2017).

En sinergia, el calentamiento global estimula su proliferación de forma directa o indirecta, causando estragos en el funcionamiento y la

estructura ecológica de los sistemas acuáticos (Visser, Ibelings, Bormans, & Huisman, 2016a; Huisman *et al.*, 2018).

De forma directa favorece un aumento de la capacidad fotosintética y aceleración de la tasa metabólica, presentando sus máximas tasas de crecimiento poblacional por encima de 25 °C (Lürling, Eshetu, Faassen, Kosten, & Huszar, 2013; Paerl, 2014; Savadova *et al.*, 2018). El aumento de las temperaturas estimula la reintegración de células o colonias de géneros meroplanctónicos (Cirés, Wörmer, Agha, & Quesada, 2013), e incita la inoculación temprana y el incremento en el porcentaje de germinación de acinetos (Carey, Ibelings, Hoffmann, Hamilton, & Brookes, 2012; Cirés *et al.*, 2013; Silveira & Odebrecht, 2019). Por otro lado, promueve expansión del rango biogeográfico, establecimiento y dispersión de especies con potencial invasor como *Raphidiopsis raciborskii* (Nostocales), *Planktothrix rubescens* (Oscillatoriales) y *Synechococcus capitatus* (Chroococcales) (Sinha *et al.*, 2012; Kokociński, Akçalan, Salmaso, Stoyneva-Gärtner, & Sukenik, 2017). Los efectos indirectos de la temperatura incluyen mayor estabilidad de estratificación de la columna de agua con disminución de la mezcla vertical debido a cambios en la densidad del medio (Joehnk *et al.*, 2008; Paerl *et al.*, 2020) y disminución de la viscosidad del agua, causando pérdida por sedimentación de aquellos productores primarios sin estructuras de regulación de flotabilidad (Joehnk *et al.*, 2008; O'Neil, Davis, Burford, & Gobler, 2012).

El aumento de las emisiones de CO₂ atmosférico, producto de la combustión de materiales fósiles, ha incrementado en las últimas décadas a una tasa del 3 % anual (O'Neil *et al.*, 2012). Gracias a su gran flexibilidad fisiológica, las cianobacterias han desarrollado sistemas de

concentración de carbono inorgánico que les confieren un consumo eficiente de CO_2 y HCO_3^- (Huisman *et al.*, 2018). Sin embargo, debido a que las altas tasas fotosintéticas generan una alta demanda de CO_2 , aquellas cianobacterias con vesículas de gas tienen una clara ventaja, pues interceptan directamente en este ion de la atmósfera (Paerl & Huisman, 2009). Las crecientes concentraciones atmosféricas de CO_2 probablemente aumentarán los CianoFANs en aguas eutróficas, en especial en aquellas con la capacidad de regular su posición en las capas superficiales y combinar los sistemas de concentración de carbono (Ji, Verspagen, Stomp, & Huisman, 2017).

Otro síntoma del cambio climático son las alteraciones hidrológicas. Prolongadas e intensas precipitaciones incrementan la escorrentía y la descarga de aguas subterráneas enriquecidas con nutrientes debido al proceso natural de erosión que terminan en las cuencas de drenaje. Dicha entrada de grandes volúmenes de agua durante las tormentas favorece la remoción de sedimentos, la subsecuente liberación de nutrientes en la columna de agua y la reintegración de células cianobacteriales en dormancia (Cirés *et al.*, 2013; Havens, East, & Beaver, 2016). No obstante, si a las tormentas continúan periodos de sequía y largas etapas de residencia de agua, las poblaciones de productores primarios de crecimiento lento, pero persistentes, como las cianobacterias, son favorecidas (Moss *et al.*, 2011; Reichwaldt & Ghadouani, 2012; Chapra *et al.*, 2017).

Factores intrínsecos de las células cianobacteriales también incrementan su éxito ecológico. Las cianobacterias tienden a cambiar su morfología unicelular a pluricelular en colonias o filamentos de gran

magnitud, reduciendo su ingesta por exclusión o por interferencia de los apéndices de alimentación de herbívoros filtradores (Porter, 1973; DeMott, Gulati, & Van Donk, 2001). Diversas especies están embebidas en un material coloidal compuesto por sustancias poliméricas extracelulares denominado mucílago, que forma un límite protector entre las células y el entorno circundante, desempeñando un rol fundamental en las interacciones intra e interespecíficas (Kehr & Dittmann, 2015).

Bajo condiciones limitantes de fósforo, las cianobacterias forman reservas en gránulos de polifosfato que sirven durante periodos de estrés, suficientes para realizar más de cuatro duplicaciones celulares (Whitton & Potts, 2012). En condiciones limitantes de nitrógeno inorgánico, las cianobacterias cuentan con la capacidad de transformar el N_2 atmosférico mediante diferentes procesos enzimáticos (diazotrofia) que requieren de una alta demanda energética (10 % del total de la proteína celular y 16 moléculas de ATP) (Berman-Frank, Quigg, Finkel, Irwin, & Haramaty, 2007). En algunas cianobacterias filamentosas (principalmente del género Nostocales), la fijación se desarrolla en células microaeróbicas morfológicamente modificadas, denominadas heterocitos o diazocitos, donde se expresa la enzima nitrogenasa (Bergman, Sandh, Lin, Larsson, & Carpenter, 2013).

Las especies planctónicas de cianobacterias pueden explotar de manera única los sistemas acuáticos con densa estratificación térmica, migrando a través del metalimnion o en aquellos sistemas inestables, ocupando las regiones superficiales del epilimnion; zonas con mejores condiciones de dispersión de luz y/o concentración de nutrientes. Esto, mediante vesículas de gas intracelulares acomodadas en estructuras

distribuidas de manera paralela denominadas aerotopos (Walsby, Hayes, Boje, & Stal, 1997; Mur, Skulberg, & Utkilen, 1999; Kobos *et al.*, 2013).

Los mecanismos detrás de la migración implican la modulación de la expresión genética de dichas vesículas, su destrucción por presión de turgencia y la acción de lastres, como la acumulación de carbohidratos intracelulares producidos durante el proceso de respiración (Walsby, 1994; Wallace, Bailey, & Hamilton, 2000; Wörmer, Cirés, & Quesada, 2011). La tasa de flotabilidad de una colonia es proporcional al cuadrado de su diámetro, por lo tanto, colonias de gran tamaño muestran mayor velocidad de ascenso (Rabouille, Salençon, & Thébault, 2005; Zhao *et al.*, 2016). Estudios en campo demuestran que colonias > 300 μm resisten la mezcla turbulenta, mientras que aquellas < 36 μm tienden a dispersarse de forma homogénea y son susceptibles a la sedimentación (Chien, Wu, Chen, & Chou, 2013; Zhao *et al.*, 2016).

Metabolitos bioactivos: cianotoxinas

Las cianobacterias son capaces de producir metabolitos bioactivos con una gran variedad de estructuras químicas; hasta el momento se han clasificado más de 2 000 compuestos metabólicos (Carmichael *et al.*, 2001; Jones *et al.*, 2021). Debido a su gran complejidad, atraen la



atención de los investigadores para su aplicación en el área de la biotecnología, y son explotadas comercialmente en las industrias de producción alimentaria, cosmética, agroquímica y farmacéutica (Liu, Pohnert, & Wei, 2016).

La investigación farmacéutica explora su uso en el combate contra el cáncer, trastornos cardíacos y enfermedades autoinmunes e infecciosas (Swain, Paidesetty, & Padhy, 2017). Los compuestos con actividad anticancerígena, que proceden de cianobacterias, son alcaloides, policétidos, terpenos, péptidos, nucleósidos y carbohidratos. Incluyen citotóxicos dirigidos a macromoléculas inespecíficas expresadas por las células cancerosas o metabolitos que alteran las vías de transducción de señales oncogénicas (Nobili *et al.*, 2009; Mondal *et al.*, 2020).

Entre los metabolitos secundarios bioactivos destacan las denominadas cianotoxinas, sobre todo por su efecto adverso sobre mamíferos, aves, peces, zooplancton, protozoos y bacterias, así como por su efecto nocivo sobre la salud de los seres humanos (Yadav, Sinha, Tyagi, & Kumar, 2011).

En términos químicos, estos compuestos se clasifican como péptidos cíclicos (heptapéptidos, p. ej., microcistinas y pentapéptidos, p. ej., nodularina), alcaloides (anatoxinas, saxitoxinas y cilindrospermopsina) y lipopolisacáridos (Whitton & Potts, 2012). Asimismo, son categorizados por el efecto que ejercen sobre algún órgano o tejido, y pueden ser citotoxinas o biotoxinas (hepatotoxinas, neurotoxinas y toxinas irritantes) (Vasconcelos, 2001; Whitton & Potts 2012; Ibrahem, Khairy, & Ibrahim, 2012; Paerl, Otten, & Joyner, 2016; Huisman *et al.*, 2018) (Tabla 1).



Tabla 1. Esquema de cianotoxinas, características y ejemplos de los principales géneros productores (modificada de Huisman *et al.*, 2018).

Cianotoxina	Estructura química	Clasificación y Mecanismos de acción	Principales géneros productores
Microcistinas	Heptapéptido cíclico	Hepatotoxinas: inhibición de proteínas fosfatasa eucariotas (PP1 y PP2A); daño hepático y renal, gastroenteritis, promotor tumoral	<i>Microcystis</i> <i>Dolichospermum</i> <i>Planktothrix</i> <i>Nostoc</i> <i>Anabaenopsis</i> <i>Leptolyngbya</i> <i>Phormidium</i> <i>Synechococcus</i>
Nodularinas	Pentapéptido cíclico	Hepatotoxinas: inhibición de proteínas fosfatasa eucariotas; promotoras de tumoraciones cancerígenas, daño hepático	<i>Nodularia</i>
Anatoxina-a	Alcaloide bicíclico	Neurotoxina: agonista de los receptores nicotínicos de la acetilcolina en las uniones neuromusculares; bloqueador de la despolarización neuromuscular postsináptica; pérdida de coordinación, espasmos musculares e insuficiencia respiratoria	<i>Anabaena</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Cuspidothrix</i> <i>Dolichospermum</i> <i>Planktothrix</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Phormidium</i>
Anatoxina-a(S)	Alcaloide	Neurotoxina: inhibidor de la acetilcolinesterasa; salivación, espasmos musculares e insuficiencia respiratoria	<i>Dolichospermum</i>

Cianotoxina	Estructura química	Clasificación y Mecanismos de acción	Principales géneros productores
Saxitoxinas	Alcaloide	Neurotoxinas: bloquea los canales iónicos de sodio de las neuronas eucariotas; promueve entumecimiento, parálisis e insuficiencia respiratoria	<i>Aphanizomenon</i> <i>Cuspidothrix</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Dolichospermum</i> <i>Lyngbya</i> <i>Planktothrix</i>
Cilindrospermopsina	Alcaloide de guanidina tricíclico	Múltiple toxicidad; potencial neurotóxico, genotóxico e inhibidor de la síntesis de proteínas	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Umezakia</i> <i>Anabaena</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Raphidiopsis</i>
BMAA	Beta-metilamino-L alanina (aminoácido no proteico)	Neurotoxina: estimulación excesiva de los receptores de glutamato en las neuronas e inserción errónea en proteínas, cambiando su configuración; vinculado con enfermedades neurodegenerativas	<i>Microcystis</i> <i>Nostoc</i> Posiblemente extendido entre más cianobacterias, pero aún sin consenso
LPS	Lipopolisacáridos	Dermatotoxinas: inflamación y promotores de la producción de citoquinas; irritación de la piel, fiebre y malestar gastrointestinal	Todas las cianobacterias

Más del 50 % de los géneros formadores de CianoFANs son capaces de producir una o más cianotoxinas (Codd *et al.*, 2005a; Codd *et al.*, 2005b). Las cianotoxinas son endotoxinas y su liberación al medio está regulada por la lisis de la membrana celular, en especial durante la senescencia del CianoFAN (Chorus & Bartram, 1999). Sin embargo, existen agentes físicos o químicos que promueven su disrupción y

liberación (Hoeger, Dietrich, & Hitzfeld, 2002; Dai *et al.*, 2016). Durante la fase de crecimiento exponencial se liberan al medio entre 10 y 20 % de la concentración (Watanabe, Tsuji, Watanabe, Harada, & Suzuki, 1992; Negri, Jones, Blackburn, Oshima, & Onodera, 1997; Rapala, Sivonen, Lyra, & Niemelä, 1997). Existen ejemplos donde las proporciones de cianotoxinas disueltas exceden las concentraciones intracelulares (Bumke-Vogt, Mailahn, & Chorus, 1999; Kinnear, Duivenvoorden, & Fabbro, 2007), y una vez en el ambiente tienen persistencia variable (p. ej., la vida media de la microcistinas es de hasta 10 semanas a 40 °C y pH de 10) debido a que pueden ser biodegradadas por bacterias, con la capacidad de hidrolizar las molécula, y ocuparla como fuente de carbono o nitrógeno (cepas de *Sphingomonas*, *Sphingosinicella*, *Novosphingobium*, *Sphingopyxis* y *Stenotrophomonas*), fisicoquímicamente desnaturalizadas (p. ej., fotólisis) o absorbidas por partículas sedimentarias (Edwards & Lawton, 2009; Harada & Tsuji, 1998; Brinkman & Bourne, 2013; Schmidt, Wilhelm, & Boyer, 2014).

Microcistinas

A nivel mundial, las microcistinas (MCs) son reconocidas como las cianotoxinas más abundantes tanto en ambientes de agua dulce como salobre (Chorus & Bartram, 1999), con cerca de 280 congéneres



reportados, diferenciados dependiendo de los aminoácidos enlazados a la posición X y Z de la estructura general del heptapéptido (siete aminoácidos en una formación de anillo con una cadena lateral de β -aminoácido única) (grupo ADDA) (Chorus & Bartram, 1999; Bouaïcha *et al.*, 2019). La producción de MCs es influenciada por una combinación de factores ambientales, como competencia, depredación, temperatura, intensidad de luz y concentración de nutrientes (Merel *et al.*, 2013).

Las MCs no se sintetizan por ruta ribosómica, su expresión genética es dependiente de la codificación del locus genómico (*mcy*) (*Microcystis* y *Anabaena*) dispuesto en dos operones de transcripción divergente, complejos enzimáticos multifuncionales que contienen tanto dominios de sintetasa peptídica no ribosomal (NRPS) como de sintetasa poliquística (PKS) (Tillett *et al.*, 2000).

El género *Microcystis* es el principal productor de dicha toxina (p. ej., *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis novacekii*, *Microcystis panniformis*, *Microcystis protocystis*). Sin embargo, alrededor de 23 géneros planctónicos y bentónicos, como *Anabaena*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Limnothrix*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Fischerella*, *Hapalosiphon*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Rivularia*, *Synechocystis* y *Synechococcus* también tienen la capacidad de su biosíntesis como resultado de la transferencia horizontal de genes (Rantala *et al.*, 2004; Rastogi, Madamwar, & Incharoensakdi, 2015; Catherine, Bernard, Spooof, & Bruno, 2017).

La exposición a las MCs representa un alto riesgo para los seres humanos. Una vez ingeridas no pueden ser hidrolizadas por las enzimas peptidasas del estómago y debido a su peso molecular (de 900 a 1 100

Da) no se difunden pasivamente a través de las membranas celulares, así que son transportadas de manera activa a los hepatocitos mediante proteínas transportadoras de aniones orgánicos del sistema biliar (OATP1B1 y OATP1B3) (Popovic, Zaja, & Smital, 2010; Fontanillo & Köhn, 2018). Las MCs tienen efecto inhibitorio sobre las enzimas serina y treonina encargadas de catalizar la fosforilación. El mecanismo de toxicidad se debe a la inhibición de la desfosforilación de los sustratos al enlazarse el aminoácido Adda de la microcistina al sitio catalítico de las proteínas fosfatasas (PP1, PP2A, PP2B, PP4, PP5 y PP6) (Mackintosh, Beattie, Klumpp, Cohen, & Codd, 1990; Swingle, Ni, & Honkanen, 2007), promoviendo necrosis o apoptosis celular, daños en los sistemas de reparación del ADN, la expresión genética y estrés oxidativo (Campos & Vasconcelos, 2010; Zanchett & Oliveira-Filho, 2013). Los principales síntomas de una intoxicación por ingestión de MCs son gastroenteritis, irritaciones, enfermedades hepáticas, incluyendo necrosis y cáncer, que eventualmente podrían conducir a la muerte (Fontanillo & Köhn, 2018).

Valores guía y directrices

Debido a su alto grado de toxicidad y frecuencia alrededor del mundo (McLellan & Manderville, 2017), diversas agencias ambientales, incluida la Organización Mundial de la Salud (OMS), establecieron un valor de



referencia de MCs de $1 \mu\text{g l}^{-1}$ para fuentes de agua potable de la variante LR (Chorus & Bartram, 1999). En México, este mismo nivel se ha determinado bajo el proyecto de norma PROY-NOM-127-SSA1-2017. Asimismo, con la finalidad de reducir los riesgos que las cianobacterias productoras de toxinas representan para la salud, se ha emitido una guía de valores de referencia para agua con fines recreativos basada en la densidad celular y en la concentración de microcistinas. Las concentraciones recomendadas que representan un riesgo bajo asumen una concentración $4\text{-}10 \mu\text{g l}^{-1}$ o $< 20\ 000$ células de cianobacterias ml^{-1} , $< 20 \mu\text{g l}^{-1}$ o entre $20\ 000$ y $100\ 000$ células de cianobacterias ml^{-1} se consideran en la categoría de riesgos moderados, y una concentración por encima de $20 \mu\text{g l}^{-1}$ o $< 100\ 000$ células de cianobacterias ml^{-1} conllevan un alto riesgo de efectos adversos para la salud (Tabla 2) (Chorus & Bartram, 1999; Churro, Dias, & Valério, 2012; Paerl & Otten, 2013).

Tabla 2. Directrices para la práctica segura en la gestión de las aguas recreativas (modificado de WHO, 2003; Chorus & Bartram, 1999; Churro *et al.*, 2012).

Nivel guía o riesgo	Situación de orientación	Riesgos a la salud humana	Acciones recomendadas
Bajo	<p><20 000 células de cianobacterias por ml⁻¹ <10 µg l⁻¹ clorofila-a con dominio de cianobacterias <2.5 mm³ l⁻¹ biomasa cianobacterial 4-10 µg l⁻¹ de microcistinas-LR</p>	<p>Poca probabilidad de efectos adversos sobre la salud</p>	<p>Continuar monitoreando</p>
Moderado	<p>20 000-100 000 células de cianobacterias por ml⁻¹ 10-50 µg l⁻¹ clorofila-a con dominio de cianobacterias 2.5-12.5 mm³ l⁻¹ biomasa cianobacterial 10-20 µg l⁻¹ de microcistinas-LR</p>	<p>Probabilidad de efectos adversos sobre la salud a corto plazo, como irritaciones en la piel y enfermedades gastrointestinales</p>	<p>Colocar carteles para señalar nivel de alerta MODERADO, indicando mayor riesgo para la salud al nadar o realizar actividades que impliquen contacto con el agua</p>
Alto	<p>>100 000 células de cianobacterias por ml⁻¹ >50 µg l⁻¹ clorofila-a con dominio de cianobacterias >12.5 mm³ l⁻¹ biomasa cianobacterial >20 µg l⁻¹ de microcistinas-LR</p>	<p>Efectos adversos sobre la salud humana a corto plazo, como irritaciones de la piel o enfermedades gastrointestinales después de contacto o ingestión accidental. Es posible que se produzca una intoxicación aguda en los peores casos de ingestión</p>	<p>Acción inmediata para prevenir el contacto con el florecimiento Colocar carteles para señalar nivel de alerta ALTO, advertencia de peligro al nadar u otras actividades que impliquen contacto con el agua Informar a las autoridades pertinentes Investigación de seguimiento sobre la salud pública</p>

La gran mayoría de los reportes de intoxicación humana por MCs valoran la exposición directa a través del suministro de agua potable (Liu *et al.*, 2011; Tian *et al.*, 2013); fallas clínicas en pacientes sometidos a hemodiálisis renal con cianotoxinas disueltas (Jochimsen *et al.*, 1998; Azevedo *et al.*, 2002); contacto e ingesta de células de cianobacterias durante el desarrollo de actividades recreacionales (Pilotto *et al.*, 1997; Stewart, Schluter, & Shaw, 2006), y consumo de suplementos dietéticos orales provenientes de cultivos contaminados con cepas de cianoprocariontes productoras de toxinas (Saker, Welker, & Vasconcelos, 2007; Costa *et al.*, 2018). No obstante, existen vías indirectas a través de vectores que acumulan estos metabolitos secundarios.

Las principales rutas a través de la ingesta de productos contaminados incluyen el consumo de productos agrícolas irrigados con agua tratada con presencia de cianotoxinas (Drobac *et al.*, 2013) e ingesta de mariscos provenientes de sitios con dominancia de cianobacterias productoras de toxinas (Ibelings & Chorus, 2007; Ferrão-Filho & Kozlowsky-Suzuki, 2011), una problemática recurrente en estanques acuícolas alrededor del mundo (Mohamed, Carmichael, & Hussein, 2003; Drobac *et al.*, 2016). Los peces ingieren y acumulan cianotoxinas de manera directa por el consumo de agua o ingieren células de cianoprocariontes como parte de su dieta habitual (omnívoros y fitoplanctívoros) (Ibelings *et al.*, 2005). La vía indirecta se desarrolla al entrar en contacto las células epiteliales con la fracción disuelta (piel y branquias), o por la acumulación y transferencia en la cadena alimentaria (Zamora-Barrios, Nandini, & Sarma, 2019).

Las MCs son moléculas resistentes a la desnaturalización por ebullición, mantienen su estabilidad a temperaturas superiores a los 300 °C en condiciones de laboratorio (Wannemacher, 1989). La cocción de los alimentos contaminados con MCs no favorece su degradación, por el contrario, incrementa su biodisponibilidad al fragmentar los enlaces covalentes con las subunidades catalíticas de las fosfatasas, aumentando el riesgo durante la ingesta de caldos o sopas de mariscos (Morais, Augusto, Carvalho, Vale, & Vasconcelos, 2008; Zhang, Xie, & Chen, 2010). Aunado a los componentes tóxicos, los peces que tienen contacto con las cianobacterias presentan un déficit de nutrientes proteicos y lipídicos, y presentan un sabor desagradable, asociado con la acumulación de compuestos organolépticos (Liang, Zhou, Zhang, Qiao, & Zhang, 2015).

La OMS también ha establecido un valor guía de consumo tolerable diario de alimentos contaminados con microcistinas, dicho valor fue establecido en $0.04 \mu\text{g}^{-1} \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$, y es derivado del nivel de efecto adverso no observado (por sus siglas en inglés, NOAEL, *No Observed Adverse Effect Level*) de $40 \mu\text{g} \text{kg}^{-1}$ de microcistina-LR, asentado en un estudio histopatológico sobre ratones, y respaldado por el nivel mínimo de efecto adverso observado (por sus siglas en inglés, LOAEL, *Lowest Observed Adverse Effect Level*), obtenido en un estudio crónico del efecto de extractos crudos de *Microcystis* en el agua de consumo diario de cerdos; sin embargo, se aplica un valor de incertidumbre de 1 500 debido a la variabilidad entre especies (Fawell, James, & James, 1994; Chorus & Bartram, 1999).

Métodos de detección, identificación y evaluación

Debido al interés global por solucionar los problemas de salud pública y la detección oportuna de problemas de seguridad hídrica, se han desarrollado diversas metodologías para determinar, identificar y evaluar las concentraciones de cianotoxinas, además de conocer el potencial de riesgo de las cianobacterias (Codd *et al.*, 2001).

La cromatografía líquida de alta precisión (HPLC) es el método químico más utilizado en conjunto con los detectores de UV-visible, PDA (detección por matriz de fotodiodos) y FLD (detección por fluorescencia). El fundamento de la técnica se basa en la separación de los componentes de una mezcla de acuerdo con diferentes tipos de interacciones químicas, como la polaridad (extracción), identificando inequívocamente el analito (Berry, 2013). También se han desarrollado métodos enzimáticos que consisten en la inhibición de las fosfatasas serina/treonina (microcistinas y nodularinas), colinesterasas (anatoxinas) o de unión a receptores específicos (Vogiazzi *et al.*, 2019).

El método inmunológico de ELISA es uno de los más sensibles y se utiliza ampliamente en la detección y cuantificación de cianotoxinas en agua cruda o potable, y sobre matrices complejas, como tejidos de animales o plantas, sedimentos, orina y plasma de seres humanos (Foss & Aibel 2013; Moreira, Ramos, Azevedo, & Vasconcelos, 2014). Los kits monoclonales se basan en la competencia entre el antígeno disuelto en la



muestra (cianotoxina específica) y su contraparte marcada con la enzima peroxidasa (H_2O_2 ; enzima conjugada), conteniendo por los sitios limitados de unión de un anticuerpo específico (Ueno *et al.*, 1996; Adamovský *et al.*, 2007). La United States Environmental Protection Agency (USEPA) (USEPA, 2015) recomienda el kit inmunológico de ELISA como la herramienta analítica primaria para la cuantificación de estos metabolitos secundarios en los sistemas acuáticos debido a la rapidez con la que se pueden obtener resultados (~2h).

Por otro lado, los bioensayos proporcionan información de los efectos sobre entidades biológicas, como poblaciones, organismos, cultivos celulares, moléculas purificadas, efectos genéticos específicos y condiciones fisiológicas (dependiendo de la sensibilidad que se busca evaluar) (Meriluoto, Metcalf, & Codd, 2017). Así es como se han realizado estudios sobre crustáceos, protozoos, insectos, rotíferos, nidarios, nematodos, oligoquetos, plantas, etcétera (Maršálek & Bláha, 2004).

La toxicidad de las cianobacterias se ha evaluado utilizando cultivos de cepas monoclonales (Hughes, Gorham, & Zehnder, 1958; Watanabe & Oishi, 1985; Zamora-Barrios, Nandini, & Sarma, 2015); cianotoxinas purificadas (DeMott, Zhang, & Carmichael, 1991; Ghadouani, Pinel-Alloul, Plath, Codd, & Lampert, 2004; Huang, Xi, Xu, & Wen, 2012), y extractos crudos de consorcios de cianobacterias (Zamora-Barrios, Nandini, & Sarma, 2017; Pawlik-Skowrońska, Toporowska, & Mazur-Marzec, 2019; Janssen, 2019); es recomendable evaluar su efecto toxicológico por medio de bioensayos, cuando existen consorcios de cepas productoras de diversas biotoxinas o si los florecimientos son dominados por especies

poco estudiadas que podrían contener metabolitos desconocidos con toxicidad variable (Bláha *et al.*, 2017).

Las técnicas de detección molecular se basan en la amplificación de regiones específicas, mediante iniciadores o *primers* de DNA genómico y ARN ribosómico, a través de la reacción en cadena de la enzima polimerasa (PCR), lo que permite comparar copias de secuencias de nucleótidos de regiones de genes codificantes. Uno de los marcadores utilizados universalmente para la identificación taxonómica en cianobacterias es el de subunidad pequeña del ribosoma, denominado 16S rADN (Nübel, Garcia-Pichel, & Muyzer, 1997; Albrecht, Pröschold, & Schumann, 2017). No obstante, debido a la baja variabilidad entre los géneros, a veces debe recurrirse a la amplificación de genes que codifican para enzimas involucradas en procesos metabólicos o el uso del espacio intergénico, como el del operón de la ficocianina (*PC-IGS*) o dinitrogenasa reductasa (*nifH* y *nifD*) (Teneva, Dzhambazov, Mladenov, & Schirmer, 2005; Hartmann & Barnum, 2010). La identificación de cepas productoras de toxinas se lleva a cabo mediante amplificaciones de los genes implicados en su biosíntesis (p. ej., cluster *mcy* para microcistina y *cyr* para cilindrospermopsina). La ausencia de éstos proporciona una herramienta cualitativa para discriminar cepas potencialmente tóxicas de aquellas que no lo son (Baker *et al.*, 2013; Salmaso *et al.*, 2016). Además, se han desarrollado marcadores fluorescentes (qPCR), que permiten obtener en tiempo real una estimación cuantitativa del número de células que contienen los genes codificantes o niveles de transcripción implicados en la biosíntesis de cianotoxinas (Humbert, 2017; Kurmayer, Sivonen, Wilmotte, & Salmaso, 2017).

Principales evaluaciones en México

En México, la presencia de CianoFANs se ha registrado desde hace más de tres décadas y se reconoce que géneros con potencial toxicológico como *Microcystis*, *Planktothrix* y *Anabaenopsis* dominan desde entonces la biomasa de las poblaciones de los productores primarios (Ortega, 1984; Alcocer, Kato, Robles, & Vilaclara, 1988); sin embargo, los primeros reportes de detección de cianotoxinas en los cuerpos de agua mexicanos fueron publicados 20 años después (Berry & Lind, 2010a; Vasconcelos *et al.*, 2010). La detección de cianotoxinas se ha enfocado en la presencia de microcistinas, detectando concentraciones desde 0.03 hasta más de 70 $\mu\text{g l}^{-1}$. También ha sido confirmada la presencia de cilindrospermopsina y saxitoxinas acumuladas en tejido y órganos de peces y del caracol *Pomacea patula catemacensis*, todos ellos de importancia comercial en el lago de Catemaco, Veracruz (Berry & Lind, 2010b; Berry, Jaja-Chimedza, Dávalos-Lind, & Lind, 2012). Un estudio reciente (Zamora-Barrios *et al.*, 2019) también muestra que los peces consumidos enteros como *Chirostoma* sp. presentan mayor riesgo para la salud que aquellos como la tilapia, donde solamente se consume la musculatura. En estos últimos se descartan los órganos como el hígado y el sistema digestivo, donde se bioacumula la mayor parte de las cianotoxinas. Todos los sistemas

epicontinentales evaluados proveen servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas circundantes.

Las principales evaluaciones en laboratorios mexicanos se enfocan en experimentos con cepas de cianobacterias provenientes de sistemas naturales, con la finalidad de evaluar su potencial uso en biomanipulación, tomando en cuenta la capacidad de los organismos de consumir las células (Nandini, Sarma, & Ramírez-García, 2000; Fernández, Nandini, Sarma, & Castellanos-Páez, 2014; Figueroa-Sánchez, Nandini, Castellanos-Páez, & Sarma, 2019). El impacto sinérgico de estresores ambientales (depredación y competencia) que experimentan las especies filtradoras comúnmente encontradas en cuerpos de agua con presencia de CianoFANs, además de la evaluación de los factores ambientales (herbivoría, concentración de nutrientes, temperatura e intensidad de luz), desencadenan la expresión genética y la síntesis de microcistinas (Pineda-Mendoza, Zúñiga, & Martínez-Jerónimo, 2014; Pérez-Morales, Sarma, & Nandini, 2015; Pineda-Mendoza, Zúñiga, & Martínez-Jerónimo, 2016); el efecto antibacterial de compuestos bioactivos aislados de cianobacterias (Gutiérrez, Flores, Solís, & Jimenez, 2008); los efectos deletéreos ocasionados por exudados, extractos crudos de cepas monoclonales, mezclas de cianobacterias provenientes de sistemas naturales sobre organismos zooplantónicos (Arzate-Cárdenas, Olvera-Ramirez, & Martinez-Jeronimo, 2010; Olvera-Ramírez, Centeno-Ramos, & Martínez-Jerónimo, 2010; Pineda-Mendoza, Olvera-Ramírez, & Martínez-Jerónimo, 2012; Zamora-Barrios *et al.*, 2015; Zamora-Barrios *et al.*, 2017; Nandini, Sánchez-Zamora, & Sarma, 2019; Nandini, Zamora-Barrios, & Sarma, 2020); o, mediante dietas mixtas, compuestas por

diferentes proporciones de *Microcystis aeruginosa* y algas verdes (Alva-Martínez, Sarma, & Nandini, 2007a; Alva-Martínez, Sarma, & Nandini, 2007b; Alva-Martínez, Fernández, Sarma, & Nandini, 2009), y el desarrollo de técnicas de remoción de *Microcystis* y microcistinas mediante coagulación y floculación de la materia orgánica (Sandoval-Reyes & Ramírez-Zamora, 2019).

Métodos de restauración

Los casos de éxito en la restauración de lagos con problemas por CianoFANs ponen de manifiesto la importancia en la determinación de las causas subyacentes de la mala calidad del agua y la resolución a través de la combinación de metodologías con el fin de controlar la carga externa e interna de nutrientes (Lürling & Van Oosterhout, 2013; Ibelings, Bormans, Fastner, & Visser, 2016; Lürling, Waajen, Engels, & Van Oosterhout, 2017).

El control de la eutrofización es el enfoque más sostenible para combatir a las cianobacterias, y se han considerado al menos tres estrategias para disminuir las condiciones eutróficas de un sistema. La metodología química incluye la aireación artificial, y la floculación o precipitación de nutrientes mediante la adición de sales de aluminio y

calcio o mediante productos comerciales como el *Phoslock* (arcilla bentonita) (Visser *et al.*, 2016b). La técnica física se basa en disminuir el tiempo de residencia del agua y remoción de sedimentos (dragado) ricos en nutrientes (Wang *et al.*, 2018; Waajen, Lürling, & Van de Sande, 2019). Dentro de los paradigmas más respetados en ecología acuática se encuentra la manipulación de la cascada trófica mediante el control descendente (*top-down*) (Carpenter *et al.*, 1987; Lampert & Sommer, 2007), uno de los procesos de regulación más utilizados en sistemas templados, donde se ha evaluado el efecto de la remoción de peces planctívoros, disminuyendo la depredación y permitiendo la recuperación de las poblaciones de herbívoros filtradores con la capacidad de consumir cianobacterias (Triest, Stiers, & Van Onsem, 2016).

No obstante, diversas evaluaciones demostraron la baja eficacia del control descendente en ecosistemas acuáticos con densos CianofANs (Gliwicz, 1990; Dickman, Newell, González, & Vanni, 2008; Rondel *et al.*, 2008; Lacerot, Kruk, Lürling, & Scheffer, 2013). Incluso, sugiriendo que el zooplancton facilita el dominio de las cianobacterias mediante la eliminación de competidores eucariotas (Lynch & Shapiro, 1981; Mitra & Flynn, 2006; Ger, Naus-Wiezer, De-Meester, & Lürling, 2019). Por otro lado, en sistemas con un fuerte vínculo entre los productores primarios y el zooplancton ha sido catalogado como un éxito (Havens *et al.*, 1996; Jeppesen *et al.*, 2012; Urrutia-Cordero, Ekvall, & Hansson, 2016). Los cladóceros como *Daphnia magna* son considerados eficientes modelos en el control de cianobacterias debido a sus hábitos alimenticios generalistas; sin embargo, es una especie restringida a zonas con clima templado. No obstante, otros crustáceos como *Simocephalus mixtus* y

Hyalella azteca muestran gran capacidad de consumir células de cianobacteriales con tasas de alimentación superiores a las obtenidas con un productor primario eucarionte y, en combinación con la remoción de peces zooplanctívoros, serían un modelo para el control de cianoprocariontes (Figuroa-Sánchez *et al.*, 2019).

Conclusiones

El dominio de los CianoFANs en reservorios de México ha sido bien documentado durante las últimas décadas mediante estudios limnológicos o en investigaciones sobre el análisis de diversidad del fitoplancton (Gaytan-Herrera, Martínez-Almeida, Oliva-Martínez, Duran-Díaz, & Ramírez-García, 2011; Oliva-Martínez, Godínez-Ortega, & Zuñiga-Ramos, 2014). La ecología experimental desde la década de 1990 mostró que ciertas especies de rotíferos y cladóceros son capaces de alimentarse y crecer con dietas mixtas o puras de cianobacterias (Alva-Martínez *et al.*, 2007a; Alva-Martínez *et al.*, 2009). También se estudiaron algunas especies novedosas, como los anfípodos y ostrácodos, cuantificando sus tasas de filtración y analizando su capacidad para disminuir células cianobacteriales del medio en experimentos de laboratorio (Fernández, Nandini, Sarma, & Castellanos-Páez, 2016; Figuroa-Sánchez *et al.*, 2019). Varios estudios indican que la presión de depredación constante



por parte de peces zooplanctívoros en los trópicos reduce de modo significativo la presión de herbivoría de cladóceros de tallas grandes. Estudios recientes también muestran la acumulación de cianotoxinas en diversos niveles tróficos, incluyendo suministros alimenticios como caracoles y peces, lo cual representa un gran riesgo para la salud humana, en especial cuando son degustados enteros sin eliminar el tracto digestivo donde se acumulan la mayoría de las cianotoxinas (Berry & Lind, 2010a; Zamora-Barrios *et al.*, 2019). Está bien establecido que muchos cuerpos de agua en México son suministrados o reciben aguas residuales parcialmente tratadas. Sin embargo, hay pocos estudios sobre el control de los nutrientes que entran desde la cuenca. Los métodos a gran escala para controlar los CianoFANs también han sido raramente probados (Waajen *et al.*, 2019). Asimismo, las cianobacterias en lagos salinos y sódicos han sido evaluadas en cuerpos de agua selectos y es necesario estudiarlas con mayor detalle en el país. Esperamos que la información científica contenida en esta revisión sea útil para promover un modelo de gestión que siga las directrices de seguridad hídrica propuestas por la Organización Mundial de la Salud.

Agradecimientos

Cesar Alejandro Zamora-Barrios agradece al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (Comecyt) por el apoyo otorgado mediante el programa de Cátedras Comecyt-Edomex (FOLIO: CAT2021-0131). A la UNAM y al ICMYL. Sarma Nandini y Singaraju Sri Subrahmanya Sarma agradecen el apoyo de la DIP FESI y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (20520, 18723) y PAPIIT IG200820. Asimismo,



agradecemos los comentarios realizados por los revisores anónimos que enriquecieron el trabajo con sus observaciones pertinentes.

Referencias

- Adamovský, O., Kopp, R., Hilscherová, K., Babica, P., Palíková, M., Pašková, V., & Bláha, L. (2007). Microcystin kinetics (bioaccumulation and elimination) and biochemical responses in common carp (*Cyprinus carpio*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) exposed to toxic cyanobacterial blooms. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 26(12), 2687-2693. DOI: <https://doi.org/10.1897/07-213.1>
- Albrecht, M., Pröschold, T., & Schumann, R. (2017). Identification of Cyanobacteria in a eutrophic coastal lagoon on the Southern Baltic Coast. *Frontiers in Microbiology*, 8, 923. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00923>
- Alcocer, J., Kato, E., Robles, E., & Vilaclara, G. (1988). Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 4(1), 43-56.
- Alva-Martínez, A. A., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2007a). Population dynamics of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* (Rotifera) on mixed diets with *Microcystis aeruginosa* and green algae. *Hidrobiológica*, 17(Su1), 59-67.
- Alva-Martínez, A. F., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2007b). Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Ecology*, 41(4), 579-585. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9115-1>



- Alva-Martínez, A. F., Fernández, R., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2009). Effect of mixed toxic diets (*Microcystis* and *Chlorella*) on the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* cultured alone and together. *Limnologica*, 39(4), 302-305. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.002>
- Arzate-Cárdenas, M. A., Olvera-Ramirez, R., & Martinez-Jeronimo, F. (2010). *Microcystis* toxigenic strains in urban lakes: A case of study in Mexico City. *Ecotoxicology*, 19(6), 1157-1165. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0499-7>
- Azevedo, S. M., Carmichael, W. W., Jochimsen, E. M., Rinehart, K. L., Lau, S., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K. (2002). Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, 181, 441-446. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00491-2)
- Baker, L., Sendall, B. C., Gasser, R. B., Menjivar, T., Neilan, B. A., & Jex, A. R. (2013). Rapid, multiplex-tandem PCR assay for automated detection and differentiation of toxigenic cyanobacterial blooms. *Molecular and Cellular Probes*, 27(5-6), 208-214. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mcp.2013.07.001>.
- Bellinger, E. G., & Sigee, D. C. (2015). *Freshwater algae: Identification, enumeration and use as bioindicators*. Hoboken, USA: John Wiley & Sons.
- Bergman, B., Sandh, G., Lin, S., Larsson, J., & Carpenter, E. J. (2013). *Trichodesmium*—A widespread marine cyanobacterium with unusual nitrogen fixation properties. *FEMS Microbiology Reviews*, 37(3), 286-302. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2012.00352.x>

- Berman-Frank, I., Quigg, A., Finkel, Z. V., Irwin, A. J., & Haramaty, L. (2007). Nitrogen-fixation strategies and Fe requirements in cyanobacteria. *Limnology and Oceanography*, 52(5), 2260-2269. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.5.2260>
- Berry, J. (2013). Cyanobacterial toxins in food-webs: implications for human and environmental health. In: *Current Topics in Public Health*. London, UK: IntechOpen. DOI: 10.5772/55111
- Berry, J. P., & Lind, O. (2010a). First evidence of "paralytic shellfish toxins" and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in "tegogolo" snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon*, 55(5), 930-938. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.07.035>
- Berry, J. P., & Lind, O. (2010b). First evidence of "paralytic shellfish toxins" and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, Lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in "tegogolo" snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon*, 55(5), 930-938. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.07.035>
- Berry, J. P., Jaja-Chimedza, A., Dávalos-Lind, L., & Lind, O. (2012). Apparent bioaccumulation of cylindrospermopsin and paralytic shellfish toxins by finfish in Lake Catemaco (Veracruz, Mexico). *Food Additives & Contaminants: Part A*, 29(2), 314-321. DOI: <https://doi.org/10.1080/19440049.2011.597785>
- Bláha, L., Cameán, A. M., Fessard, V., Gutiérrez-Praena, D., Jos, Á., Marie, B., & Žegura, B. (2017). Bioassay use in the field of toxic cyanobacteria. In: *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis* (pp. 272-279). Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.

- Bouaïcha, N., Miles, C. O., Beach, D. G., Labidi, Z., Djabri, A., Benayache, N. Y., & Nguyen-Quang, T. (2019). Structural diversity, characterization and toxicology of microcystins. *Toxins*, 11(12), 714.
- Brinkman, D. L., & Bourne, D. G. (2013). Microcystinase. In: *Handbook of Proteolytic Enzymes* (pp. 1726-1731). Cambridge, USA: Academic Press. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins11120714>
- Bulgakov, N. G., & Levich, A. P. (1999). The nitrogen: Phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Archiv für hydrobiologie*, 3-22. DOI: [10.1127/archiv-hydrobiol/146/1999/3](https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/146/1999/3)
- Bumke-Vogt, C., Mailahn, W., & Chorus, I. (1999). Anatoxin-a and neurotoxic cyanobacteria in German lakes and reservoirs. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 14(1), 117-125. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1522-7278\(199902\)14:1<117::AID-TOX15>3.0.CO;2-V](https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-7278(199902)14:1<117::AID-TOX15>3.0.CO;2-V)
- Campos, A., & Vasconcelos, V. (2010). Molecular mechanisms of microcystin toxicity in animal cells. *International Journal of Molecular Sciences*, 11(1), 268-287. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms11010268>
- Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., & Brookes, J. D. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46(5), 1394-1407. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.016>
- Carmichael, W. W. (2001). Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 7(5), 1393-1407. DOI: <https://doi.org/10.1080/20018091095087>

Carmichael, W. W., Azevedo, S. M., An, J. S., Molica, R. J., Jochimsen, E. M., Lau, S., & Eaglesham, G. K. (2001). Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, 109(7), 663-668. DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.01109663>

Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R., Cochran, P. A., Elser, J. J., Elser, M. M., & von Ende, C. (1987). Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology*, 68(6), 1863-1876. DOI: <https://doi.org/10.2307/1939878>

Castle, J. W., & Rodgers, J. H. (2009). Hypothesis for the role of toxin-producing algae in Phanerozoic mass extinctions based on evidence from the geologic record and modern environments. *Environmental Geosciences*, 16(1), 1-23. DOI: <https://doi.org/10.1306/eg.08110808003>

Catherine, A., Bernard, C., Spoofo, L., & Bruno, M. (2017). Microcystins and nodularins. In: Meriluoto, J., Spoofo, L., & Codd, J. (eds.). *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis* (pp. 109-126). DOI:10.1002/9781119068761

Chapra, S. C., Boehlert, B., Fant, C., Bierman Jr., V. J., Henderson, J., Mills, D., & Strzepek, K. M. (2017). Climate change impacts on harmful algal blooms in US freshwaters: a screening-level assessment. *Environmental Science & Technology*, 51(16), 8933-8943. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01498>

Chien, Y. C., Wu, S. C., Chen, W. C., & Chou, C. C. (2013). Model simulation of diurnal vertical migration patterns of different-sized colonies of *Microcystis* employing a particle trajectory approach. *Environmental Engineering Science*, 30(4), 179-186. DOI: <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0318>



Chorus, I., & Bartram, J. (eds.). (1999). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Boca Raton, USA: CRC Press.

Churro, C., Dias, E., & Valério, E. (2012). Risk assessment of cyanobacteria and cyanotoxins, the particularities and challenges of *Planktothrix* spp. monitoring. In: *Novel approaches and their applications in risk assessment*. London, UK: IntechOpen

Churro, C., Semedo-Aguiar, A. P., Silva, A. D., Pereira-Leal, J. B., & Leite, R. B. (2020). A novel cyanobacterial geosmin producer, revising Geo A distribution and dispersion patterns in Bacteria. *Scientific Reports*, 10(1), 1-18. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64774-y>

Cirés, G. S. (2012) *Ecofisiología, ciclos de vida anual y cianotoxinas de las cianobacterias planctónicas Anabaena, Aphanizomenon y Microcystis en embalses españoles* (tesis de doctorado). Universidad Autónoma de Madrid, España.

Cirés, S., Wörmer, L., Agha, R., & Quesada, A. (2013). Overwintering populations of *Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis* as potential inocula for summer blooms. *Journal of Plankton Research*, 35(6), 1254-1266. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt081>

Codd, G. A., Metcalf, J. S., Ward, C. J., Beattie, K. A., Bell, S. G., Kaya, K., & Poon, G. K. (2001). Analysis of cyanobacterial toxins by physicochemical and biochemical methods. *Journal of AOAC International*, 84(5), 1626-1635. DOI: <https://doi.org/10.1093/jaoac/84.5.1626>

Codd, G. A., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005a). Cyanobacterial toxins: Risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203(3), 264-272. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.02.016>



- Codd, G. A., Lindsay, J., Young, F. M., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005b). Harmful Cyanobacteria. In: Huisman, J., Matthijs, H. C., Visser, P. M. (eds.). *Harmful Cyanobacteria*. Aquatic Ecology Series, vol 3. Dordrecht, The Netherlands: Springer. Recuperado de https://doi.org/10.1007/1-4020-3022-3_1
- Costa, M. L., Rodrigues, J. A., Azevedo, J., Vasconcelos, V., Eiras, E., & Campos, M. G. (2018). Hepatotoxicity induced by paclitaxel interaction with turmeric in association with a microcystin from a contaminated dietary supplement. *Toxicon*, 150, 207-211. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2018.05.022>
- Dai, R., Wang, P., Jia, P., Zhang, Y., Chu, X., & Wang, Y. (2016). A review on factors affecting microcystins production by algae in aquatic environments. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(3), 51. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11274-015-2003-2>
- DeMott, W. R., Gulati, R. D., & Van Donk, E. (2001). *Daphnia* food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: Evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 2054-2060. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2054>
- DeMott, W. R., Zhang, Q. X., & Carmichael, W. W. (1991). Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 36(7), 1346-1357. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.1991.36.7.1346>
- Deshpande, B. N., Tremblay, R., Pienitz, R., & Vincent, W. F. (2014). Sedimentary pigments as indicators of cyanobacterial dynamics in a hypereutrophic lake. *Journal of Paleolimnology*, 52(3), 171-184. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10933-014-9785-3>



- Dickman, E. M., Newell, J. M., González, M. J., & Vanni, M. J. (2008). Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(47), 18408-18412. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0805566105>
- Drobac, D., Tokodi, N., Lujić, J., Marinović, Z., Subakov-Simić, G., Dulić, T., & Svirčev, Z. (2016). Cyanobacteria and cyanotoxins in fishponds and their effects on fish tissue. *Harmful Algae*, 55, 66-76. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.02.007>
- Drobac, D., Tokodi, N., Simeunović, J., Baltić, V., Stanić, D., & Svirčev, Z. (2013). Human exposure to cyanotoxins and their effects on health. *Arhiv za Higijenu Rada i Toksikologiju*, 64(2), 305-315. DOI: <https://doi.org/10.2478/10004-1254-64-2013-2320>
- Edwards, C., & Lawton, L. A. (2009). Bioremediation of cyanotoxins. *Advances in Applied Microbiology*, 67, 109-129. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(08\)01004-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(08)01004-6).
- Fawell, J. K., James, C. P., & James, H. A. (1994). Toxins from blue-green algae: Toxicological assessment of microcystin-LR and a method for its determination in water. *Foundation for Water Research*. DOI: <https://doi.org/10.1177/096032719901800305>
- Fernández, R., Nandini, S., Sarma, S. S. S., & Castellanos-Páez, M. E. (2016). Demographic responses of *Heterocypris incongruens* (Ostracoda) related to stress factors of competition, predation and food. *Journal of Limnology*, 75(s1), 31-38. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1367

- Fernández, R., Nandini, S., Sarma, S. S. S., & Castellanos-Páez, M. E. (2014). Effects of cyanobacteria, fish kairomones, and the presence of ostracods on the demography of *Simocephalus vetulus* (Cladocera). *Invertebrate Biology*, 133(4), 371-380. DOI: <https://doi.org/10.1111/ivb.12069>
- Ferrão-Filho, A. D. S., & Kozlowsky-Suzuki, B. (2011). Cyanotoxins: Bioaccumulation and effects on aquatic animals. *Marine Drugs*, 9(12), 2729-2772. DOI: <https://doi.org/10.3390/md9122729>
- Figuroa-Sánchez, M. A., Nandini, S., Castellanos-Páez, M. E., & Sarma, S. S. S. (2019). Effect of temperature, food quality and quantity on the feeding behavior of *Simocephalus mixtus* and *Hyalella azteca*: Implications for biomanipulation. *Wetlands Ecology and Management*, 27(2-3), 353-361. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09664-5>
- Flores, E., & Herrero, A. (2005). Nitrogen assimilation and nitrogen control in cyanobacteria. *Biochemical Society Transactions*, 33(1), 164-167. DOI: <https://doi.org/10.1042/BST0330164>
- Flores, E., & Herrero, A. (2014). *The cell biology of cyanobacteria*. Wymondham, UK: Caister Academic Press.
- Fontanillo, M., & Köhn, M. (2018). Microcystins: Synthesis and structure-activity relationship studies toward PP1 and PP2A. *Bioorganic & Medicinal Chemistry*, 26(6), 1118-1126. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bmc.2017.08.040>
- Foss, A. J., & Aubel, M. T. (2013). The extraction and analysis of cylindrospermopsin from human serum and urine. *Toxicon*, 70, 54-61. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2013.04.007>

- Gaytan-Herrera, M. L., Martínez-Almeida, V., Oliva-Martínez, M. G., Durán-Díaz, A., & Ramírez-García, P. (2011). Temporal variation of phytoplankton from the tropical reservoir Valle de Bravo, Mexico. *Journal of Environmental Biology*, 32(1), 117-126.
- Ger, K. A., Hansson, L. A., & Lürling, M. (2014). Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. *Freshwater Biology*, 59(9), 1783-1798. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12393>
- Ger, K. A., Naus-Wiezer, S., De-Meester, L., & Lürling, M. (2019). Zooplankton grazing selectivity regulates herbivory and dominance of toxic phytoplankton over multiple prey generations. *Limnology and Oceanography*, 64(3), 1214-1227. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.11108>
- Ghadouani, A., Pinel-Alloul, B., Plath, K., Codd, G. A., & Lampert, W. (2004). Effects of *Microcystis aeruginosa* and purified microcystin-LR on the feeding behavior of *Daphnia pulicaria*. *Limnology and Oceanography*, 49(3), 666-679. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.3.0666>
- Gliwicz, Z. M. (1990). Why do cladocerans fail to control algal blooms? In: *Bio-manipulation Tool for Water Management* (pp. 83-97). Dordrecht, The Netherlands: Springer. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-017-0924-8_8
- Guiry, M. D. (2012). How many species of algae are there? *Journal of Phycology*, 48(5), 1057-1063. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2012.01222.x>
- Gutiérrez, R. M. P., Flores, A. M., Solís, R. V., & Jiménez, J. C. (2008). Two new antibacterial norabietane diterpenoids from cyanobacteria, *Microcoleus lacustris*. *Journal of Natural Medicines*, 62(3), 328-331. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11418-008-0238-z>



- Harada, K. I., & Tsuji, K. (1998). Persistence and decomposition of hepatotoxic microcystins produced by cyanobacteria in natural environment. *Journal of Toxicology: Toxin Reviews*, 17(3), 385-403. DOI: <https://doi.org/10.3109/15569549809040400>
- Hartmann, L. S., & Barnum, S. R. (2010). Inferring the evolutionary history of Mo-dependent nitrogen fixation from phylogenetic studies of *nifK* and *nifDK*. *Journal of Molecular Evolution*, 71(1), 70-85.
- Havens, K., East, T., & Beaver, J. (1996). Experimental studies of zooplankton–phytoplankton–nutrient interactions in a large subtropical lake (Lake Okeechobee, Florida, USA). *Freshwater Biology*, 36(3), 579-597. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00122.x>
- Hoeger, S. J., Dietrich, D. R., & Hitzfeld, B. C. (2002). Effect of ozonation on the removal of cyanobacterial toxins during drinking water treatment. *Environmental Health Perspectives*, 110(11), 1127-1132. DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.021101127>
- Hoiczky, E., & Hansel, A. (2000). Cyanobacterial cell walls: news from an unusual prokaryotic envelope. *Journal of Bacteriology*, 182(5), 1191-1199. DOI: DOI: 10.1128/JB.182.5.1191-1199.2000
- Huang, L., Xi, Y., Xu, X., & Wen, X. (2012). Responses in population growth and reproduction of the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus* to microcystin-LR at different temperatures. In: *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 48(4), 383-390. EDP Sciences. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2012029>
- Hughes, E. O., Gorham, P. R., & Zehnder, A. (1958). Toxicity of a unialgal culture of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Microbiology*, 4(3), 225-236. Recuperado de: <https://doi.org/10.1139/m58-024>

- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>
- Humbert, J. F. (2017). Molecular tools for the detection of toxigenic Cyanobacteria in natural ecosystems. In: Meriluoto, J., Spoof, L., Codd, G. A. (eds.). *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis* (pp. 280-283). Recuperado de DOI:10.1002/9781119068761.ch28
- Humbert, J. F., & Fastner, J. (2017). Ecology of cyanobacteria. In: *Handbook on cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis* (pp. 11-18). Hoboken, USA: John Wiley & Sons, Ltd. DOI: 10.1002/9781119068761
- Hyenstrand, P., Blomqvist, P., & Pettersson, A. (1998). Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems: A literature review. *Archiv für Hydrobiologie Spec. Iss. Advances in Limnology*, 51, 41-62. DOI: <http://oceanrep.geomar.de/id/eprint/40367>
- Ibelings, B. W., & Chorus, I. (2007). Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater "seafood" and its consequences for public health: A review. *Environmental Pollution*, 150(1), 177-192. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.012>
- Ibelings, B. W., Bormans, M., Fastner, J., & Visser, P. M. (2016). CYANOCOST special issue on cyanobacterial blooms: Synopsis—A critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. *Aquatic Ecology*, 50(3), 595-605. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9596-x>

- Ibelings, B. W., Bruning, K., De-Jonge, J., Wolfstein, K., Pires, L. D., Postma, J., & Burger, T. (2005). Distribution of microcystins in a lake foodweb: No evidence for biomagnification. *Microbial Ecology*, 49(4), 487-500. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00248-004-0014-x>
- Ibrahem, M. D., Khairy, H. M., & Ibrahim, M. A. (2012). Laboratory exposure of *Oreochromis niloticus* to crude microcystins (containing microcystin-LR) extracted from Egyptian locally isolated strain (*Microcystis aeruginosa* Kützing): Biological and biochemical studies. *Fish Physiology and Biochemistry*, 38(3), 899-908. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10695-011-9577-x>
- Janssen, E. M. L. (2019). Cyanobacterial peptides beyond microcystins—A review on co-occurrence, toxicity, and challenges for risk assessment. *Water Research*, 151, 488-499. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.048>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Davidson, T. A., Liu, Z., Mazzeo, N., & Starling, F. (2012). Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: Recent advances and future challenges. In: *Advances in Ecological Research*, 47, 411-488. Academic Press. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5>
- Ji, X., Verspagen, J. M., Stomp, M., & Huisman, J. (2017). Competition between cyanobacteria and green algae at low versus elevated CO₂: who will win, and why? *Journal of Experimental Botany*, 68(14), 3815-3828. DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/erx027>

- Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J., Cardo, D. M., Cookson, S. T., Holmes, C. E., & Azevedo, S. M. (1998). Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338(13), 873-878. DOI: 10.1056/NEJM199803263381304
- Joehnk, K. D., Huisman, J. E. F., Sharples, J., Sommeijer, B. E. N., Visser, P. M., & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14(3), 495-512. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x>
- Jones, M. R., Pinto, E., Torres, M. A., Dörr, F., Mazur-Marzec, H., Szubert, K., & Janssen, E. M. L. (2021). CyanoMetDB, a comprehensive public database of secondary metabolites from cyanobacteria. *Water Research*, 196, 117017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117017>
- Kehr, J. C., & Dittmann, E. (2015). Biosynthesis and function of extracellular glycans in cyanobacteria. *Life*, 5(1), 164-180. DOI: <https://doi.org/10.3390/life5010164>
- Kinnear, S. H., Duivenvoorden, L. J., & Fabbro, L. D. (2007). Growth and Bioconcentration in *Spirodela oligorrhiza* Following Exposure to *Cylindrospermopsis raciborskii* Whole Cell Extracts. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 13(1), 19.
- Kobos, J., Błaszczuk, A., Hohlfeld, N., Toruńska-Sitarz, A., Krakowiak, A., Hebel, A., & Messyasz, B. (2013). Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(4), 358-378. DOI: <https://doi.org/10.2478/s13545-013-0093-8>

- Kokociński, M., Akçaaan, R., Salmaso, N., Stoyneva-Gärtner, M. P., & Sukenik, A. (2017). Expansion of alien and invasive cyanobacteria. In: *Handbook on Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis* (pp. 28-39). DOI: 10.1002/9781119068761
- Komárek, J. (1995). Current trends and species delimitation in the cyanoprokaryote taxonomy. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 11-29. DOI: 10.1127/algol_stud/75/1995/11
- Komárek, J. (2006). Cyanobacterial taxonomy: Current problems and prospects for the integration of traditional and molecular approaches. *Algae*, 21(4), 349-375. DOI: <https://doi.org/10.4490/algae.2006.21.4.349>
- Komárek, J. (2010). Recent changes (2008) in cyanobacteria taxonomy based on a combination of molecular background with phenotype and ecological consequences (genus and species concept). *Hydrobiologia*, 639(1), 245-259. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0031-3>
- Komárek, J. (2014). Modern classification of cyanobacteria. In: Sharma, N. K., Rai, A. K., & Stal, L. J. (eds.). *Cyanobacteria: An economic perspective* (pp. 21-39). Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. DOI: 10.1002/9781118402238
- Kurmayer, R., Sivonen, K., Wilmotte, A., & Salmaso, N. (eds.). (2017). *Molecular tools for the detection and quantification of toxigenic cyanobacteria*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Lacerot, G., Kruk, C., Lüring, M., & Scheffer, M. (2013). The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. *Freshwater Biology*, 58(3), 494-503. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12075>

- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford, UK: Oxford University Press. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn013>
- Liang, H., Zhou, W., Zhang, Y., Qiao, Q., & Zhang, X. (2015). Are fish fed with cyanobacteria safe, nutritious and delicious? A laboratory study. *Scientific Reports*, 5, 15166. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep15166>
- Liato, V., & Aïder, M. (2017). Geosmin as a source of the earthy-musty smell in fruits, vegetables and water: Origins, impact on foods and water, and review of the removing techniques. *Chemosphere*, 181, 9-18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.039>
- Liu, L., Pohnert, G., & Wei, D. (2016). Extracellular metabolites from industrial microalgae and their biotechnological potential. *Marine Drugs*, 14(10), 191. DOI: <https://doi.org/10.3390/md14100191>
- Liu, Y., Chen, W., Li, D., Huang, Z., Shen, Y., & Liu, Y. (2011). Cyanobacteria-/cyanotoxin-contaminations and eutrophication status before Wuxi drinking water crisis in Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 575-581. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60450-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60450-0)
- Lürling, M., & Van Oosterhout, F. (2013). Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*, 47(17), 6527-6537. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.019>
- Lürling, M., Eshetu, F., Faassen, E. J., Kosten, S., & Huszar, V. L. (2013). Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. *Freshwater Biology*, 58(3), 552-559. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02866.x>

- Lürling, M., Waajen, G., Engels, B., & Van Oosterhout, F. (2017). Effects of dredging and lanthanum-modified clay on water quality variables in an enclosure study in a hypertrophic pond. *Water*, 9(6), 380. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9060380>
- Lynch, M., & Shapiro, J. (1981). Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. *Limnology and Oceanography*, 26(1), 86-102. DOI: <https://www.jstor.org/stable/2835809>
- MacKintosh, C., Beattie, K. A., Klumpp, S., Cohen, P., & Codd, G. A. (1990). Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters*, 264(2), 187-192. DOI: [https://doi.org/10.1016/0014-5793\(90\)80245-E](https://doi.org/10.1016/0014-5793(90)80245-E)
- Maddison, D. R., Schulz, K. S., & Maddison, W. P. (2007). The tree of life web project. *Zootaxa*, 1668(1), 19-40.
- Maršálek, B., & Bláha, L. (2004). Comparison of 17 biotests for detection of cyanobacterial toxicity. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 19(4), 310-317. DOI: <https://doi.org/10.1002/tox.20020>
- Mateo, P., Leganés, F., Perona, E., Loza, V., & Fernández-Piñas, F. (2015). Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental analysis in aquatic ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 24(4), 909-948. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0903-y>
- Mazouni, K., Domain, F., Cassier-Chauvat, C., & Chauvat, F. (2004). Molecular analysis of the key cytokinetic components of cyanobacteria: FtsZ, ZipN and MinCDE. *Molecular Microbiology*, 52(4), 1145-1158. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2958.2004.04042.x>

- McLellan, N. L., & Manderville, R. A. (2017). Toxic mechanisms of microcystins in mammals. *Toxicology Research*, 6(4), 391-405. DOI: <https://doi.org/10.1039/c7tx00043j>
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., & Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 59, 303-327. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- Meriluoto, J., Metcalf, J. S., & Codd, G. A. (2017). Selection of analytical methodology for cyanotoxin analysis. In: Meriluoto, J., Spoof, L., & Codd, G. A. (eds.). *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis* (pp. 309-312). Hoboken, USA: John Wiley & Sons, Ltd.
- Mihaljević, M., & Stević, F. (2011). Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: The importance of hydrological extremes. *Aquatic Ecology*, 45(3), 335-349. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-011-9357-9>
- Miller, S. R., & Castenholz, R. W. (2000). The evolution of thermotolerance in hot spring cyanobacteria of the genus *Synechococcus*. *Journal of Phycology*, 36, 48-48. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.00001-143.x>
- Mitra, A., & Flynn, K. J. (2006). Promotion of harmful algal blooms by zooplankton predatory activity. *Biology Letters*, 2(2), 194-197. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0447>
- Mohamed, Z. A., Carmichael, W. W., & Hussein, A. A. (2003). Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(2), 137-141. DOI: <https://doi.org/10.1002/tox.10111>



- Mondal, A., Bose, S., Banerjee, S., Patra, J. K., Malik, J., Mandal, S. K., & Bishayee, A. (2020). Marine cyanobacteria and microalgae metabolites— A rich source of potential anticancer drugs. *Marine Drugs*, 18(9), 476. DOI: <https://doi.org/10.3390/md18090476>
- Morais, J., Augusto, M., Carvalho, A. P., Vale, M., & Vasconcelos, V. M. (2008). Cyanobacteria hepatotoxins, microcystins: Bioavailability in contaminated mussels exposed to different environmental conditions. *European Food Research and Technology*, 227(3), 949.
- Moreira, C., Ramos, V., Azevedo, J., & Vasconcelos, V. (2014). Methods to detect cyanobacteria and their toxins in the environment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(19), 8073-8082. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5951-9>
- Moss, B. R. (2018). *Ecology of freshwaters: Earth's bloodstream*. Hoboken, USA: John Wiley & Sons. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00217-007-0779-5>
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., & Paerl, H. (2011). Allied attack: Climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1(2), 101-105. DOI: 10.5268/IW-1.2.359
- Mur, R., Skulberg, O. M., & Utkilen, H. (1999). Cyanobacteria in the environment. In: Chorus, I., & Bartram, J. (eds.). (1999). Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. Boca Raton, USA: CRC Press.
- Nabout, J. C., Da-Silva-Rocha, B., Carneiro, F. M., & Sant'Anna, C. L. (2013). How many species of Cyanobacteria are there? Using a discovery curve to predict the species number. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2907-2918. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0561-x>

- Nandini, S, Sarma, S. S. S., & Ramírez-García, P. (2000). Life table demography and population growth of *Daphnia laevis* (Cladocera, Anomopoda) under different densities of *Chlorella vulgaris* and *Microcystis aeruginosa*. *Crustaceana* 73(10), 1273-1286. DOI: <https://doi.org/10.1163/156854000505254>
- Nandini, S., Sánchez-Zamora, C., & Sarma, S. S. S. (2019) Toxicity of cyanobacterial blooms from the reservoir Valle de Bravo (Mexico): A case study on the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Science of the Total Environment*, 688, 1348-1358. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.297>
- Nandini, S., Zamora-Barrios, C. A., & Sarma, S. S. S. (2020). A long-term study on the effect of cyanobacterial crude extracts from lake Chapultepec (Mexico City) on Selected zooplankton species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(12), 2409-2419. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.4875>
- Negri, A. P., Jones, G. J., Blackburn, S. I., Oshima, Y., & Onodera, H. (1997). Effect of culture and bloom development and of sample storage on paralytic shellfish poisons in the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Journal of Phycology*, 33(1), 26-35. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1997.00026.x>
- Nobili, S., Lippi, D., Witort, E., Donnini, M., Bausi, L., Mini, E., & Capaccioli, S. (2009). Natural compounds for cancer treatment and prevention. *Pharmacological Research*, 59(6), 365-378. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.phrs.2009.01.017>

- Nübel, U., Garcia-Pichel, F., & Muyzer, G. (1997). PCR primers to amplify 16S rRNA genes from cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(8), 3327-3332. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.63.8.3327-3332.1997>
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313-334. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>
- Oberholster, P. J., Botha, A. M., & Cloete, T. E. (2006). Toxic cyanobacterial blooms in a shallow, artificially mixed urban lake in Colorado, USA. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 11(2), 111-123. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2006.00297.x>
- Oliva-Martínez, M. G., Godínez-Ortega, J. L., & Zuñiga-Ramos, C. A. (2014). Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 54-61. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.32706>
- Olvera-Ramírez, R., Centeno-Ramos, C., & Martínez-Jerónimo, F. (2010). Efectos tóxicos de *Pseudanabaena tenuis* (Cyanobacteria) en los cladóceros *Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia*. *Hidrobiológica*, 20(3), 203-212.
- Ortega, M. M. (1984). Catálogo de algas continentales recientes de México (No. Sirsi i9789688372715). Ciudad de México, México: Coordinación de la Investigación Científica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Paerl, H. W. (2014). Mitigating harmful cyanobacterial blooms in a human-and climatically-impacted world. *Life*, 4(4), 988-1012. DOI: <https://doi.org/10.3390/life4040988>



- Paerl, H. W. (2017). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a climatically more extreme world: Management options and research needs. *Journal of Plankton Research*, 39(5), 763-771. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbx042>
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009). Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1(1), 27-37. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995-1010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5), 1349-1363. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>
- Paerl, H. W., Havens, K. E., Hall, N. S., Otten, T. G., Zhu, M., Xu, H., & Qin, B. (2020). Mitigating a global expansion of toxic cyanobacterial blooms: Confounding effects and challenges posed by climate change. *Marine and Freshwater Research*, 71(5), 579-592. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF18392>
- Paerl, H. W., Otten, T. G., & Joyner, A. R. (2016). Moving towards adaptive management of cyanotoxin-impaired water bodies. *Microbial Biotechnology*, 9(5), 641-651.
- Pawlik-Skowrońska, B., Toporowska, M., & Mazur-Marzec, H. (2019). Effects of secondary metabolites produced by different cyanobacterial populations on the freshwater zooplankters *Brachionus calyciflorus* and *Daphnia pulex*. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), 11793-11804. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04543-1>



- Pérez-Morales, A., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2015). Producción de microcistinas en *Microcystis* inducida por *Daphnia pulex* (Cladocera) y *Brachionus calyciflorus* (Rotifera). *Hidrobiológica*, 25(3), 411-415.
- Pilotto, L. S., Douglas, R. M., Burch, M. D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G. J., & Moore, C. (1997). Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 21(6), 562-566. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-842X.1997.tb01755.x>
- Pineda-Mendoza, R. M., Olvera-Ramírez, R., & Martínez-Jerónimo, F. (2012). Microcystins produced by filamentous cyanobacteria in urban lakes. A case study in Mexico City. *Hidrobiológica*, 22(3), 290-298.
- Pineda-Mendoza, R. M., Zúñiga, G., & Martínez-Jerónimo, F. (2014). Infochemicals released by *Daphnia magna* fed on *Microcystis aeruginosa* affect *mcyA* gene expression. *Toxicon*, 80, 78-86. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2014.01.008>
- Pineda-Mendoza, R. M., Zúñiga, G., & Martínez-Jerónimo, F. (2016). Microcystin production in *Microcystis aeruginosa*: Effect of type of strain, environmental factors, nutrient concentrations, and N: P ratio on *mcyA* gene expression. *Aquatic Ecology*, 50(1), 103-119. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9559-7>
- Pla-García, J., & Menor-Salván, C. (2017). La composición química de la atmósfera primitiva del planeta Tierra. *Anales de Química*, 113(1). Recuperado de <https://analesdequimica.es/index.php/AnalesQuimica/article/view/940>

- Popovic, M., Zaja, R., & Smital, T. (2010). Organic anion transporting polypeptides (OATP) in zebrafish (*Danio rerio*): Phylogenetic analysis and tissue distribution. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 155(3), 327-335. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2009.11.011>
- Porter, K. G. (1973). Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. *Nature*, 244(5412), 179-180. DOI: <https://doi.org/10.1038/244179a0>
- Ptacnik, R., Andersen, T., & Tamminen, T. (2010). Performance of the Redfield ratio and a family of nutrient limitation indicators as thresholds for phytoplankton N vs. P limitation. *Ecosystems*, 13(8), 1201-1214. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9380-z>
- Rabouille, S., Salençon, M. J., & Thébault, J. M. (2005). Functional analysis of *Microcystis* vertical migration: A dynamic model as a prospecting tool: I—Processes analysis. *Ecological Modelling*, 188(2-4), 386-403. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.02.015>
- Rantala, A., Fewer, D. P., Hisbergues, M., Rouhiainen, L., Vaitomaa, J., Börner, T., & Sivonen, K. (2004). Phylogenetic evidence for the early evolution of microcystin synthesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(2), 568-573. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0304489101>
- Rapala, J., Sivonen, K., Lyra, C., & Niemelä, S. I. (1997). Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(6), 2206-2212.

- Rastogi, R. P., Madamwar, D., & Incharoensakdi, A. (2015). Bloom dynamics of cyanobacteria and their toxins: Environmental health impacts and mitigation strategies. *Frontiers in Microbiology*, 6, 1254. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01254>
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46(3), 230A-221.
- Reichwaldt, E. S., & Ghadouani, A. (2012). Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research*, 46(5), 1372-1393. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.052>
- Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M., & Stanier, R. Y. (1979). Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *Microbiology*, 111(1), 1-61. DOI: <https://doi.org/10.1099/00221287-111-1-1>
- Rondel, C., Arfi, R., Corbin, D., Le Bihan, F., Ndour, E. H., & Lazzaro, X. (2008). A cyanobacterial bloom prevents fish trophic cascades. *Freshwater Biology*, 53(4), 637-651. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01894.x>
- Saker, M. L., Welker, M., & Vasconcelos, V. M. (2007). Multiplex PCR for the detection of toxigenic cyanobacteria in dietary supplements produced for human consumption. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73(5), 1136-1142. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00253-006-0565-5>

Salmaso, N., Bernard, C., Humbert, J. F., Akçaalan, R., Albay, M., Ballot, A., & Yéprémian, C. (2016). Basic guide to detection and monitoring of potentially toxic cyanobacteria. In: *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis* (pp. 46-69). Hoboken, USA: John Wiley & Sons, Ltd.

Sandoval-Reyes, J. L., & Ramírez-Zamora, R. M. (2019). Simultaneous removal of dissolved organic matter, *Microcystis aeruginosa*, and microcystin-LR by pre-oxidation and coagulation-flocculation processes. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 18(3), 889-900. DOI: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2019v18n3/Sandoval>

Savadova, K., Mazur-Marzec, H., Karosienė, J., Kasperovičienė, J., Vitonytė, I., Toruńska-Sitarz, A., & Koreivienė, J. (2018). Effect of increased temperature on native and alien nuisance cyanobacteria from temperate lakes: An experimental approach. *Toxins*, 10(11), 445. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins10110445>

Schirrmeister, B. E., de Vos, J. M., Antonelli, A., & Bagheri, H. C. (2013). Evolution of multicellularity coincided with increased diversification of cyanobacteria and the Great Oxidation Event. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(5), 1791-1796. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1209927110>

Schmidt, J. R., Wilhelm, S. W., & Boyer, G. L. (2014). The fate of microcystins in the environment and challenges for monitoring. *Toxins*, 6(12), 3354-3387. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins6123354>

Schopf, J. W. (2012). The fossil record of cyanobacteria. In: *Ecology of cyanobacteria II* (pp. 15-36). Dordrecht, The Netherlands: Springer. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-3855-3_2



- Silveira, S. B., & Odebrecht, C. (2019). Effects of salinity and temperature on the growth, toxin production, and akinete germination of the cyanobacterium *Nodularia spumigena*. *Frontiers in Marine Science*, 6, 339. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00339>
- Sinha, R., Pearson, L. A., Davis, T. W., Burford, M. A., Orr, P. T., & Neilan, B. A. (2012). Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones—is climate change responsible? *Water Research*, 46(5), 1408-1419. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.019>
- Steinberg, C. E. W., Schäfer, H., & Beisker, W. (1998). Do acid-tolerant cyanobacteria exist? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 26(1), 13-19. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1521-401X\(199801\)26:1<13::AID-AHEH13>3.0.CO;2-V](https://doi.org/10.1002/(SICI)1521-401X(199801)26:1<13::AID-AHEH13>3.0.CO;2-V)
- Steiner, K., Wood, S. A., Puddick, J., Hawes, I., Dietrich, D. R., & Hamilton, D. P. (2017). A comparison of bacterial community structure, activity and microcystins associated with formation and breakdown of a cyanobacterial scum. *Aquatic Microbial Ecology*, 80(3), 243-256. DOI: <https://doi.org/10.3354/ame01852>
- Stewart, I., Schluter, P. J., & Shaw, G. R. (2006). Cyanobacterial lipopolysaccharides and human health—a review. *Environmental Health*, 5(1), 1-23. DOI: <https://doi.org/10.1186/1476-069X-5-7>
- Swain, S. S., Paidesetty, S. K., & Padhy, R. N. (2017). Antibacterial, antifungal and antimycobacterial compounds from cyanobacteria. *Biomedicine & Pharmacotherapy*, 90, 760-776. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biopha.2017.04.030>

- Swingle, M., Ni, L., & Honkanen, R. E. (2007). Small-molecule inhibitors of Ser/Thr protein phosphatases. In: *Protein phosphatase protocols* (pp. 23-38). Totowa, USA: Springer. DOI: <https://doi.org/10.1385/1-59745-267-X:23>
- Teneva, I., Dzhambazov, B., Mladenov, R., & Schirmer, K. (2005). molecular and phylogenetic characterization of phormidium species (*cyanoprokaryota*) using the *CPCB-IGS-CPCA* locus 1. *Journal of Phycology*, 41(1), 188-194. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2005.04054.x>
- Tian, D., Zheng, W., Wei, X., Sun, X., Liu, L., Chen, X., & Wang, X. (2013). Dissolved microcystins in surface and ground waters in regions with high cancer incidence in the Huai River Basin of China. *Chemosphere*, 91(7), 1064-1071. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.051>
- Tillett, D., Dittmann, E., Erhard, M., Von Döhren, H., Börner, T., & Neilan, B. A. (2000). Structural organization of microcystin biosynthesis in *Microcystis aeruginosa* PCC7806: An integrated peptide-polyketide synthetase system. *Chemistry & Biology*, 7(10), 753-764. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1074-5521\(00\)00021-1](https://doi.org/10.1016/S1074-5521(00)00021-1)
- Triest, L., Stiers, I., & Van Onsem, S. (2016). Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquatic Ecology*, 50(3), 461-483. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9548-x>
- Ueno, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Yoshida, F., Suttajit, M., & Vasconcelos, V. (1996). Survey of microcystins in environmental water by a highly sensitive immunoassay based on monoclonal antibody. *Natural Toxins*, 4(6), 271-276. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)\(1996\)4:6<271::AIDNT4>3.0.CO;2-A](https://doi.org/10.1002/(SICI)(1996)4:6<271::AIDNT4>3.0.CO;2-A)

A



- Urrutia-Cordero, P., Ekvall, M. K., & Hansson, L. A. (2016). Local food web management increases resilience and buffers against global change effects on freshwaters. *Scientific Reports*, 6, 29542. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep29542>
- USEPA, U.S. Environmental Protection Agency. (2015). Health effects support document for the cyanobacterial toxin microcystins. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency.
- Vasconcelos, V. (2001). Cyanobacteria toxins: Diversity and ecological effects. *Limnetica*, 20(1), 45-58.
- Vasconcelos, V., Martins, A., Vale, M., Antunes, A., Azevedo, J., Welker, M., & Montejano, G. (2010). First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon*, 56(3), 425-431. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.04.011>
- Vermaas, W. F. (2001). Photosynthesis and respiration in cyanobacteria. *eLS*. DOI: <https://doi.org/10.1038/npg.els.0001670>
- Visser, P. M., Ibelings, B. W., Bormans, M., & Huisman, J. (2016a). Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: A review. *Aquatic Ecology*, 50(3), 423-441. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9537-0>
- Visser, P. M., Verspagen, J. M., Sandrini, G., Stal, L. J., Matthijs, H. C., Davis, T. W., & Huisman, J. (2016b). How rising CO₂ and global warming may stimulate harmful cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*, 54, 145-159. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.006>
- Vogiazzi, V., De-la-Cruz, A., Mishra, S., Shanov, V., Heineman, W. R., & Dionysiou, D. D. (2019). A comprehensive review: Development of electrochemical biosensors for detection of cyanotoxins in freshwater. *ACS Sensors*, 4(5), 1151-1173. DOI: <https://doi.org/10.1021/acssensors.9b00376>

- Waajen, G. W., Lürling, M., & Van de Sande, R. (2019). The unfulfilled promise of urban Lake Kleine Melanen (The Netherlands): Diagnostics, experiment on reduction of sediment P-release and in-lake restoration. *Lake and Reservoir Management*, 35(1), 8-24. DOI: <https://doi.org/10.1080/10402381.2018.1505791>
- Wallace, B. B., Bailey, M. C., & Hamilton, D. P. (2000). Simulation of vertical position of buoyancy regulating *Microcystis aeruginosa* in a shallow eutrophic lake. *Aquatic Sciences*, 62(4), 320-333. DOI: <https://doi.org/10.1007/PL00001338>
- Walsby, A. E. (1994). Gas vesicles. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 58(1), 94-144.
- Walsby, A. E., Hayes, P. K., Boje, R., & Stal, L. J. (1997). The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *New Phytologist*, 136(3), 407-417. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1997.00754.x>
- Wang, L., Sun, J., Zheng, W., Huang, T., Zhang, Y., Wu, Z., & He, F. (2018). Effects of a combined biological restoration technology on nitrogen and phosphorus removal from eutrophic water. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(5). DOI: <https://doi.org/10.15244/pjoes/77609>
- Wannemacher, R. W. (1989). *Chemical stability and laboratory safety of naturally occurring toxins*. Fort Detrick, USA: US Army Medical Research Institute of Infectious Disease.
- Watanabe, M. F., & Oishi, S. (1985). Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 49(5), 1342-1344. DOI: <https://doi.org/10.1128/aem.49.5.1342-1344.1985>



- Watanabe, M. F., Tsuji, K., Watanabe, Y., Harada, K. I., & Suzuki, M. (1992). Release of heptapeptide toxin (microcystin) during the decomposition process of *Microcystis aeruginosa*. *Natural Toxins*, 1(1), 48-53. DOI: <https://doi.org/10.1002/nt.2620010110>
- Whitton, B. A. (2002). *Phylum cyanophyta* (cyanobacteria). In: *The freshwater algal flora of the British isles* (pp. 25-122). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Whitton, B. A., & Potts, M. (2012). Introduction to the cyanobacteria. In: *Ecology of cyanobacteria II* (pp. 1-13). Dordrecht, The Netherlands: Springer. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-3855-3_1
- WHO, World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters* (vol. 1). Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Wörmer, L., Cirés, S., & Quesada, A. (2011). Importance of natural sedimentation in the fate of microcystins. *Chemosphere*, 82(8), 1141-1146. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.024>
- Yadav, S., Sinha, R. P., Tyagi, M. B., & Kumar, A. (2011). Cyanobacterial secondary metabolites. *International Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, 2(1), 144-167.
- Zamora-Barrios, C. A., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2015). Effect of crude extracts of *Dolichospermum planctonicum* on the demography of *Platyonus patulus* (Rotifera) and *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera). *Ecotoxicology*, 24(1), 85-93. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1358-8>

- Zamora-Barrios, C. A., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2017). Effect of crude extracts from cyanobacterial blooms in Lake Texcoco (Mexico) on the population growth of *Brachionus calyciflorus* (Rotifera). *Toxicon*, 139, 45-53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2017.09.013>
- Zamora-Barrios, C. A., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2019). Bioaccumulation of microcystins in seston, zooplankton and fish: A case study in Lake Zumpango, Mexico. *Environmental Pollution*, 249, 267-276. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.029>
- Zanchett, G., & Oliveira-Filho, E. C. (2013). Cyanobacteria and cyanotoxins: From impacts on aquatic ecosystems and human health to anticarcinogenic effects. *Toxins*, 5(10), 1896-1917. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins5101896>
- Zhang, D., Xie, P., & Chen, J. (2010). Effects of temperature on the stability of microcystins in muscle of fish and its consequences for food safety. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84(2), 202-207. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9910-6>
- Zhao, H., Zhu, W., Chen, H., Zhou, X., Wang, R., & Li, M. (2016). Numerical simulation of the vertical migration of *Microcystis* (cyanobacteria) colonies based on turbulence drag. *Journal of Limnology*, 76(1). DOI: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1501>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-07

Artículos

Aplicación preliminar del modelo MIKE 21 en un embalse eutrófico durante eventos de crecidas: caso embalse San Roque, Argentina

Preliminary application of the MIKE 21 model in a eutrophic reservoir during flood events: San Roque reservoir case, Argentina

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

María Inés Rodríguez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2649-4841>

Ana Laura Ruibal-Conti³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2361-4860>

Jonathan Muchiut⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1035-7313>

Andrés Rodríguez⁵, 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

²Área de Limnología Aplicada y Calidad de Agua, Centro de la Región Semiárida (CIRSA), Instituto Nacional del Agua, Córdoba, Argentina, mirodriguez@ina.gob.ar



³Área de Limnología Aplicada y Calidad de Agua, Centro de la Región Semiárida (CIRSA), Instituto Nacional del Agua, Córdoba, Argentina, alrc71@gmail.com

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

⁵Laboratorio 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

La eutrofización constituye uno de los problemas primordiales en calidad de agua, especialmente en cuerpos de agua usados como fuentes de abastecimiento de agua potable. La causa principal de la eutrofización radica en el aporte de nutrientes que desde las cuencas llegan al cuerpo receptor, aumentan su productividad y causan efectos negativos, como floraciones algales tóxicas.

En los últimos años, la aplicación de modelos numéricos de calidad de agua ha resultado una herramienta útil para evaluar y predecir problemáticas ambientales como la eutrofización y consecuentemente para la gestión de los recursos hídricos. En general, estos modelos son precedidos de una modelación hidrodinámica.



En este trabajo se aplica el modelo numérico bidimensional MIKE 21 al embalse San Roque (Córdoba, Argentina) para estudiar y evaluar la dinámica de variables hidrodinámicas y de calidad de agua asociadas con procesos de eutrofización y en respuesta a eventos de crecida ocurridos en el periodo enero-abril de 2017.

Se modelaron y evaluaron las variables hidrodinámicas como velocidad y niveles de agua, y las variables de calidad de agua biológicas como clorofila *a*, e inorgánicas como oxígeno disuelto, fósforo y nitrógeno. Los resultados mostraron el efecto que los eventos de crecida tuvieron sobre la distribución espacial y temporal de estas variables.

El modelo presentó un buen desempeño con respecto a las variables hidrodinámicas y de calidad de agua inorgánicas con errores porcentuales absolutos (MAPE) por debajo del 10 %. Sin embargo, se observó un menor ajuste de las variables de calidad de agua biológicas.

Palabras clave: calidad de agua, modelación, eutrofización, hidrodinámica, embalses y lagos.

Abstract

Eutrophication is one of the main problems in water quality, especially in water bodies used as sources for drinking water supply. The main cause of eutrophication lies in the contribution of nutrients that reach the water body from its catchment, increasing its productivity and causing negative effects such as toxic algal blooms.

In recent years, the application of numerical water quality models has been a useful tool for evaluating and predicting environmental

problems such as eutrophication, consequently a valuable tool for the management of water resources. In general, these models are preceded by hydrodynamic modeling.

In this work, the two-dimensional numerical model MIKE 21 is applied to the San Roque reservoir (Córdoba, Argentina). It was used to study and evaluate the dynamics of hydrodynamic and water quality variables associated with eutrophication processes and in response to flood events that occurred in the period January-April 2017.

The hydrodynamic variables (speed and water levels), the biological water quality variables (chlorophyll *a*), and inorganic variables (dissolved oxygen, phosphorus and nitrogen) were modeled and evaluated. The results showed the effect that flood events had on the spatial and temporal distribution of these variables.

The model presented a good performance with respect to the hydrodynamic and inorganic water quality variables with Absolute Percentage Errors (MAPE) below 10 %. However, a lower adjustment of the biological water quality variables was observed.

Keywords: Water quality, modeling, eutrophication, hydrodynamics, reservoirs and lakes.

Recibido: 21/12/2020

Aceptado: 24/12/2021

Introducción

La degradación de la calidad del agua en los embalses, como la eutrofización, es una de las principales preocupaciones a nivel mundial debido al impacto que genera en sus distintos usos como actividades recreativas, producción hidroeléctrica, fuentes de agua para riego, industria y provisión de agua para consumo humano.

La eutrofización es el proceso por el cual la producción primaria aumenta por un mayor aporte de nutrientes al ecosistema. aporte puede estar influenciado por diversos factores y está relacionado con fenómenos que ocurren en la cuenca de aporte y en el cuerpo de agua.

A principios de la década de 1960, los embalses fueron los primeros cuerpos de agua donde se observaron los efectos de eutrofización (Dillon & Rigler, 1974; Vollenweider & Kerekes, 1982) y una de las causas principales estaba relacionada con la dinámica de los nutrientes, en particular el fósforo (Vincon & Casenave, 2019). Algunos de los efectos de la eutrofización son el aumento de la biomasa del fitoplancton con dominancia frecuente de las cianobacterias, la disminución de la transparencia del agua y el hipolimnion con baja o nula concentración de oxígeno (Dodds, 2006; Wetzel, 2001). Para comprender de manera integral esta problemática es necesario conocer los fenómenos hidráulicos, hidrológicos, ambientales, biológicos y químicos-físicos involucrados en el proceso de eutrofización. Los modelos numéricos de calidad de agua estudian la complejidad de tales procesos y sus interacciones. Habitualmente se emplean modelos no lineales debido a la

naturaleza misma de los procesos que se pretenden simular, y expresiones matemáticas referidas a ecuaciones diferenciales parciales, que resultan de aplicar el principio de conservación de masa (García-Quintero & Neira-Obregón, 2008).

En la actualidad existen un sinnúmero de herramientas computacionales y su elección depende de la disponibilidad de información, propósito de la modelación y los procesos a modelar (Bazán *et al.*, 2005; García-Quintero & Neira-Obregón, 2008). Existen modelos comerciales como MIKE, TUFLOW y modelos libres como IPH-ECO, GETM-FABM, DELFT3D, CE QUAL-W2, entre otros.

En este trabajo se estudia el caso del embalse San Roque (ESR), que constituye una de las dos fuentes de suministro de agua potable para la ciudad de Córdoba y que presenta un significativo deterioro en su calidad de agua. A lo largo del tiempo, para evaluar su calidad, se han aplicado modelos que combinan módulos hidrodinámicos y de calidad de agua unidimensionales (Ruibal *et al.*, 1999; Pirard, 1999; Morillo, 2002; Antenucci, Alexander, Romero, & Imberger, 2003; Bustamante, Granero, Bonetto, Morillo, & López, 2002; Di-Paolo, 2007), y modelos tridimensionales que combinan módulos hidrodinámicos y de calidad de agua (Ruibal *et al.*, 1999; Di-Paolo, 2007; Muchiut, 2020; Ryan, 2012).

Si bien los estudios realizados sobre el embalse fueron variados, ninguno de ellos ha abordado el estudio de la variabilidad temporal y espacial de su calidad en relación con eventos de crecida.

El objetivo de este trabajo fue aplicar, de modo preliminar, el modelo bidimensional MIKE 21 para estudiar la variabilidad de la calidad del agua del embalse en relación con el aporte de nutrientes generados

por los eventos de crecida ocurridos en los principales tributarios en el periodo enero-abril de 2017.

Se presentan y discuten las variables hidrodinámicas y de calidad de agua modeladas, y las principales dificultades encontradas en el análisis de estos eventos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio corresponde al embalse San Roque (ESR), ubicado en Córdoba, Argentina. La descarga de este embalse da nacimiento al río Suquía y consta de un vertedero tipo Morning Glory, cuya cota es de 35.30 m. La cuenca de aporte al embalse abarca un área de aproximadamente 1 750 km² y está conformada por las subcuencas de los cuatro tributarios que desembocan en el San Roque: río San Antonio, río Cosquín, arroyo Las Mojaras y arroyo Los Chorrillos; los dos primeros son los dos tributarios de mayor importancia (Figura 1).

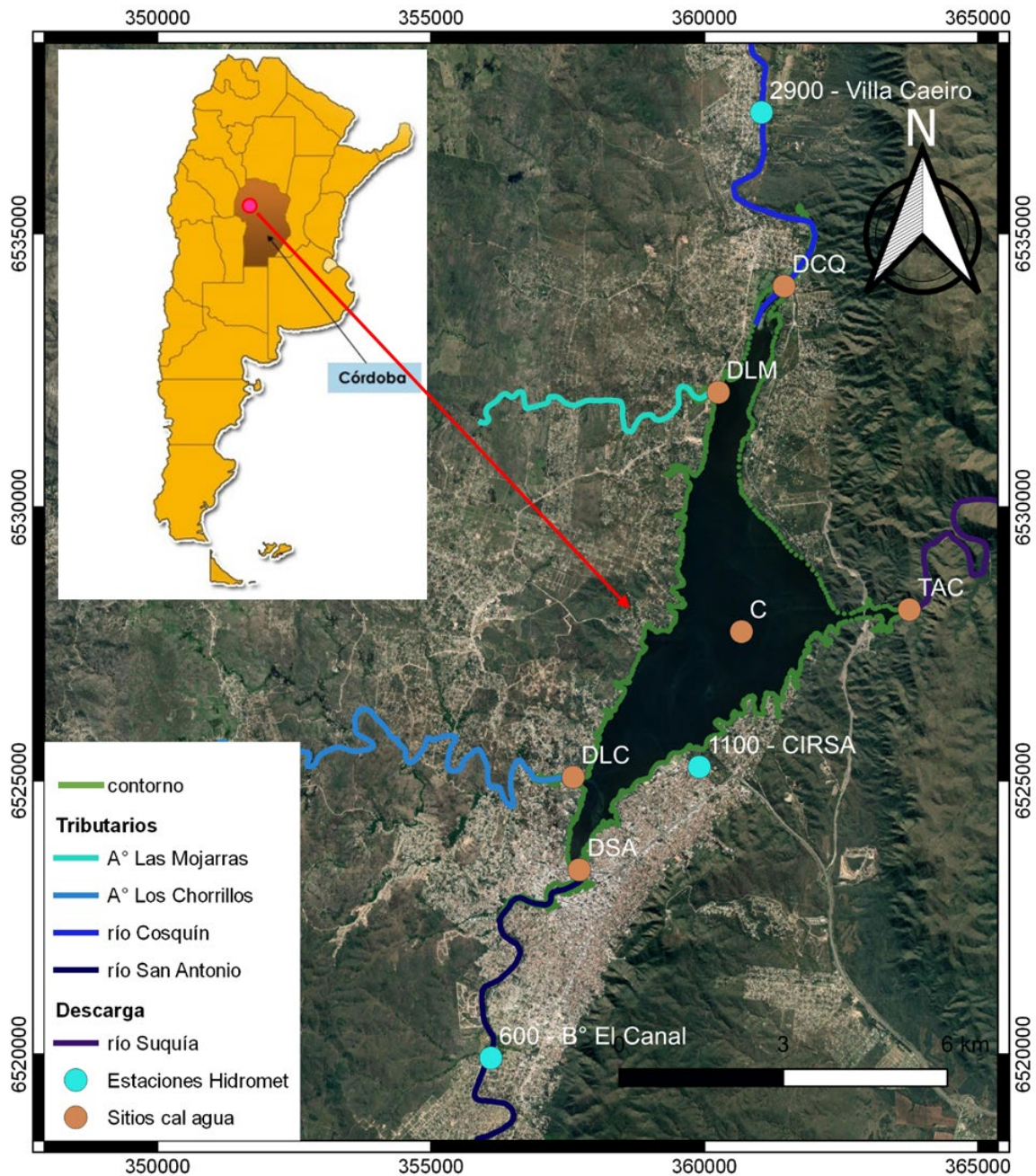


Figura 1. Ubicación del embalse San Roque (360399-6528239), tributarios y descarga, estaciones hidrometeorológicas y sitios de muestreo de variables de calidad de agua.

Obtención y pretratamiento de datos

Batimetría

Los datos batimétricos fueron provistos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba. La batimetría fue realizada en el año 2016 por Gómez, Raniolo, Pierini y Pons (2016), y presenta un límite demarcado por la última curva de nivel (cota 35.35 m) apenas 5 cm por encima de la cota del labio del vertedero (Figura 2).

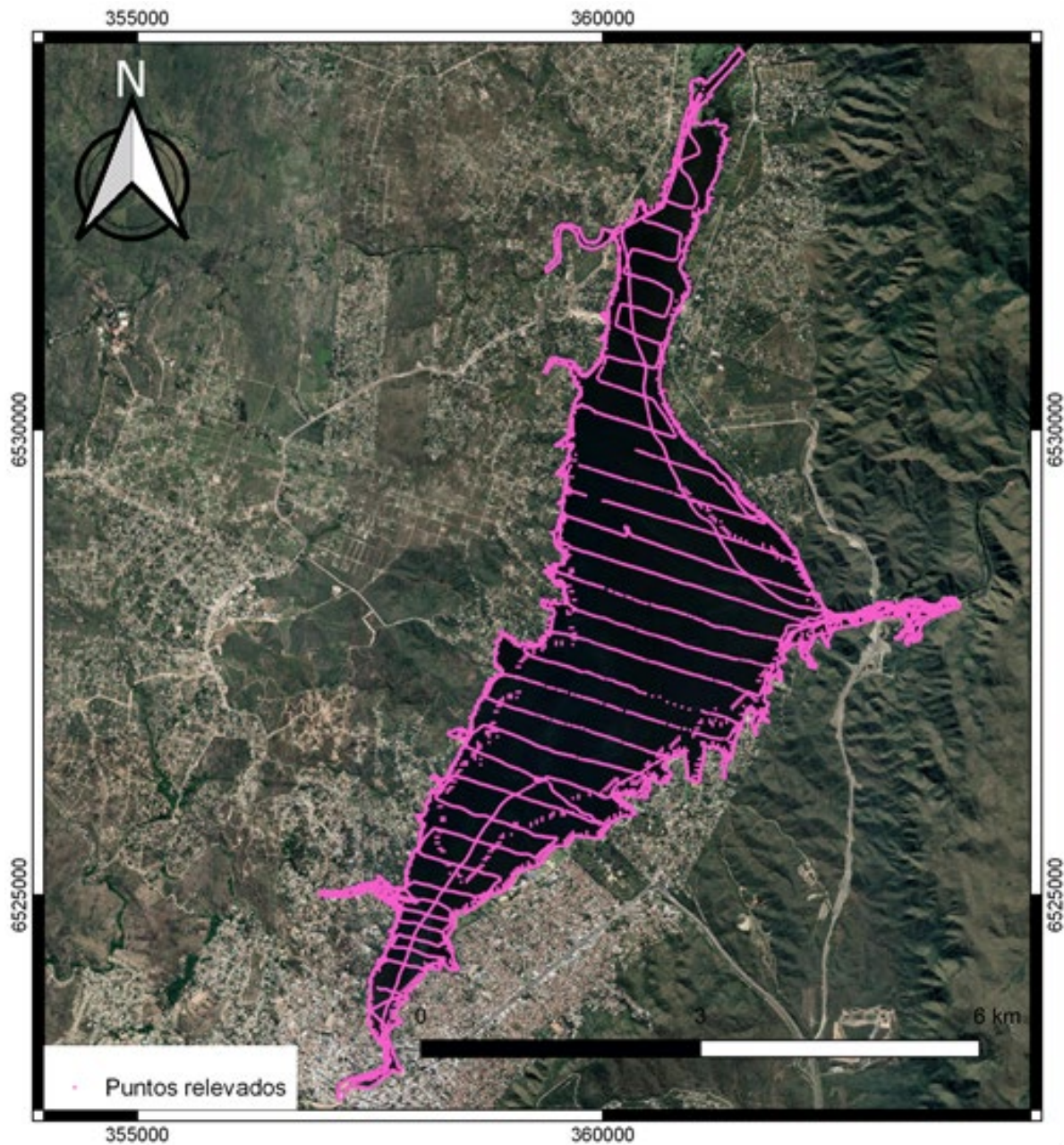


Figura 2. Puntos batimétricos provistos por Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba. Relevado por Gómez *et al.* (2016).

Balance hídrico

Los procesos que se desarrollan en un embalse se pueden reducir a un balance hídrico o bien balance de masas, en donde se consideran ingresos o egresos de agua del dominio, formado por el mismo cuerpo de agua, sin considerar los procesos en su interior. La ecuación de balance resulta:

$$\frac{\partial V}{\partial t} = Q_{\text{entrante}} - Q_{\text{saliente}} \quad (1)$$

Donde:

$\frac{\partial V}{\partial t}$ es el cambio de volumen del embalse por unidad de tiempo, es decir, el almacenamiento.

Q_{entrante} es el caudal que ingresa al dominio a través de los cuatro tributarios: San Antonio (SA), Los Chorrillos (LC), Las Mojarras (LM) y Cosquín (CQ).

Q_{saliente} es el caudal eliminado del sistema denominado descarga y que se realiza a través de válvulas, de toma para generación de energía hidroeléctrica (turbinado) y por vertedero.

Información hidrometeorológica

Las variables hidrometeorológicas se tomaron de la base de datos generada por el Centro de la Región Semiárida-Instituto Nacional del Agua (CIRSA-INA) (INA, 2020), de la base de datos de la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba y de la página web WindGURU que se basa en el modelo GFS (Global Forecast System)-National Centers for Environmental Prediction (NCEP)-National Weather Service (NWS), EUA. En la Tabla 1, Tabla 2 y Figura 1 se describen dichas variables, su fuente de información, el intervalo de medición para cada serie de datos y el periodo analizado en el modelo. Las variables de interés corresponden a caudales entrantes y salientes, niveles de agua en el embalse, temperatura del aire, radiación solar y viento.

Tabla 1. Resumen de la información de variables hidrometeorológicas medidas (fuente: CIRSA-INA) (INA, 2020).

Variable	Estación	Ubicación	Intervalo de la serie de medición	Periodo utilizado
Nivel de agua tributarios	600 (B° El Canal)	356092E- 6519933S	30 min	1 enero- 30 abril de 2017
	2900 (Villa Caeiro)	361038E- 6537215S	20 min	
Temperatura del aire	1102 (CIRSA)	359902E- 6525251S	1 hora	
Radiación solar	1103 (CIRSA)		30 min	

Tabla 2. Resumen de la información de variables hidrometeorológicas medidas (fuente: SRH, 2012).

Variable	Fuente de información	Intervalo de la serie de medición	Periodo Utilizado
Nivel de agua embalse	Secretaría de Recursos Hídricos http://www.cba.gov.ar/niveles-de-presas/	24 horas	1 enero- 30 abril de 2017
Viento	Modelo numérico GFS https://www.windguru.cz	6 horas	
Caudal erogado por válvulas	Secretaría de Recursos Hídricos	24 horas	
Caudal turbinado	Empresa Provincial de Energía de Córdoba (EPEC)	24 horas	
Caudal erogado por vertedero	Secretaría de Recursos Hídricos	24 horas	

Los caudales entrantes se obtienen de la suma de caudales aportados por los ríos San Antonio (SA) y Cosquín (CQ), y los arroyos Los Chorrillos (LC) y Las Mojarras (LM).

$$Q_{entrante} = Q_{CQ} + Q_{SA} + Q_{LM} + Q_{LC} \quad (2)$$

Los ríos más caudalosos SA y CQ cuentan con un sensor de nivel de agua: estación 600 (B° El Canal) para el río SA, que mide dos valores de nivel de agua cada 30 minutos, y estación 2900 (Villa Caeiro) para el río CQ, que mide dos valores de nivel de agua cada 20 minutos. Una vez analizados y procesados los datos de nivel, se calculó el promedio de los valores medidos, obteniendo así las series diarias de nivel (Tabla 1). Luego, mediante curvas H-Q calibradas, se transformaron los datos de nivel en caudales estimados Q_{CQ} y Q_{SA} (Guillén *et al.*, 2020). Los arroyos LC y LM no cuentan con registro continuo de mediciones, por lo que se asumieron constantes e iguales a sus caudales medios. Según estudios realizados por Silber (1985) para un periodo entre 1945-1976, los valores son $Q_{LC} = 0.69 \text{ m}^3/\text{s}$ y $Q_{LM} = 0.67 \text{ m}^3/\text{s}$.

Los caudales salientes diarios resultan de la suma de caudales eliminados del dominio:

$$Q_{saliente} = Q_{válvulas} + Q_{turbinado} + Q_{vertedero} \quad (3)$$

El $Q_{válvulas}$ es función del nivel de agua en el momento de apertura de las válvulas como así también del porcentaje de apertura (SRH, 2012). El momento de apertura, porcentaje y nivel son obtenidos de la SRH de la provincia de Córdoba.

El $Q_{turbinado}$ se obtiene de la Empresa Aguas Cordobesas S.A., que se lo suministra la Empresa Provincial de Energía de Córdoba (EPEC) (Busso, comunicación personal 23/04/2018).

El $Q_{\text{vertedero}}$ es función del nivel sobre el labio del mismo que será la ecuación típica para un vertedero de longitud igual a su perímetro, o la de un orificio cuando se encuentra trabajando ahogado (SRH, 2012).

Los **niveles del embalse** se obtienen de la base de datos de SRH de la provincia de Córdoba (<http://www.cba.gov.ar/niveles-de-presas/>), con datos en metros a paso diario (Tabla 2).

El **viento** se obtiene de la página web libre “WindGURU”, con datos en m/s para la velocidad y en grados para la dirección, a paso de tiempo horario (seis horas). En el modelo se aplica esta variable de manera uniforme en todo el dominio con variación temporal cada seis horas (Tabla 2).

La **temperatura del aire** se obtiene de la estación N° 1102 (CIRSA), que cuenta con datos cada una hora en °C. En el modelo se ingresan los datos agregados cada ocho horas y se aplican de manera uniforme en todo el dominio (Tabla 1).

La **radiación solar** se obtiene de la estación N° 1103 (CIRSA), con datos en Langley cada 30 minutos. Los datos atípicos fueron eliminados de acuerdo con la metodología propuesta por Chow (1959). Una vez analizada la serie, en el modelo se ingresan los datos cada ocho horas, excluyendo las horas nocturnas, y se aplican de manera uniforme en todo el dominio transformando previamente las unidades de Langley a Watt/m² (Tabla 1):

$$\frac{\text{Watt}}{\text{m}^2} = \text{Langley} \frac{41868}{3600} \quad (4)$$

Información sobre calidad de agua

Las variables de calidad de agua se tomaron de la base de datos generada por INA-CIRSA (INA, 2020) y presentan la medición de un día en el mes. En la Tabla 3 y Figura 1 se observan los sitios de muestreo en el embalse, que corresponden a la desembocadura del río Cosquín (DCQ), desembocadura del arroyo las Mojarras (DLM), desembocadura del arroyo los Chorrillos (DLC), desembocadura del río San Antonio (DSA), centro del embalse (C) y paredón del embalse anterior al nacimiento del río Suquía (TAC).

Tabla 3. Resumen de la información de variables de calidad de agua medidas (fuente: CIRSA-INA) (INA, 2020).

Variable	Sitios de muestreo	Ubicación	Intervalo de la serie de medición	Periodo utilizado
Variables determinadas <i>in situ</i> , en laboratorio y calculadas	C	360672E - 6527725S	mensual	1 enero-30 abril de 2017
	DCQ	361453E - 6534038S		
	DLC	357597E - 6525066S		
	DLM	360250E - 6532100S		
	DSA	357708E - 6523372S		
	TAC	363741E - 6528127S		

En este trabajo se estudian y analizan los sitios DCQ, DSA, TAC y C, en donde se miden variables *in situ* y se toman muestras de agua para determinar otras variables en laboratorio. También mediante bibliografía de referencia se estiman las demás variables necesarias para el modelo (Tabla 4).

Tabla 4. Variables de calidad de agua medidas *in situ*, determinadas en laboratorio y calculadas.

Variables	Símbolo	Unidad
Determinada <i>in situ</i>		
Temperatura	T	°C
Oxígeno disuelto	OD	mg/l
Determinada en laboratorio		
Nitrógeno de amonio	N-NH ₄	µg/l
Nitrógeno de nitrato	N-NO ₃	µg/l
Nitrógeno de nitrito	N-NO ₂	µg/l
Fósforo reactivo soluble	PRS	µg/l
Carbono orgánico total	COT	mg/l
Clorofila <i>a</i>	Cl <i>a</i>	µg/l
Calculadas		
Carbono de fitoplancton	Fito C	mg/l
Nitrógeno de fitoplancton	Fito N	mg/l
Fósforo de fitoplancton	Fito P	mg/l
Detríticos C	-	mg/l
Detríticos N	-	mg/l
Detríticos P	-	mg/l
Fósforo inorgánico disuelto	PID	mg/l
Nitrógeno inorgánico disuelto	NID	mg/l

De las variables calculadas: el Fito C se obtiene de la relación entre carbono en $\mu\text{mol/l}$ y clorofila *a* en $\mu\text{g/l}$, y según Figueiras y Niell (1987) para la estación de verano la relación es C:clorofila *a* (122.45:1). El fito N y fito P se calculan según la proporción de Redfield (Klapper, 1991): C:N:P (106:16:1). El detrítico C se calcula, según Roldán-Pérez y Ramírez-Restrepo (2008), como el 10 % del COT. Los detríticos N y P se determinan utilizando la proporción de Redfield (Klapper, 1991): C:N:P (106:16:1). El NID se obtiene a partir de la suma del nitrógeno de amonio, nitrógeno de nitrato y nitrógeno de nitrito. Y el PID se adopta como el PRS.

Configuración del modelo numérico

El modelo numérico MIKE 21 resuelve las ecuaciones de Navier-Stokes promediadas por Reynolds que rigen la hidrodinámica a través de diferencias finitas. Forma parte del grupo de paquetes de *software* de DHI. En el siguiente diagrama de flujo se plantean los pasos a seguir para la elaboración y posterior corrida del modelo aplicado en el ESR (Figura 3).

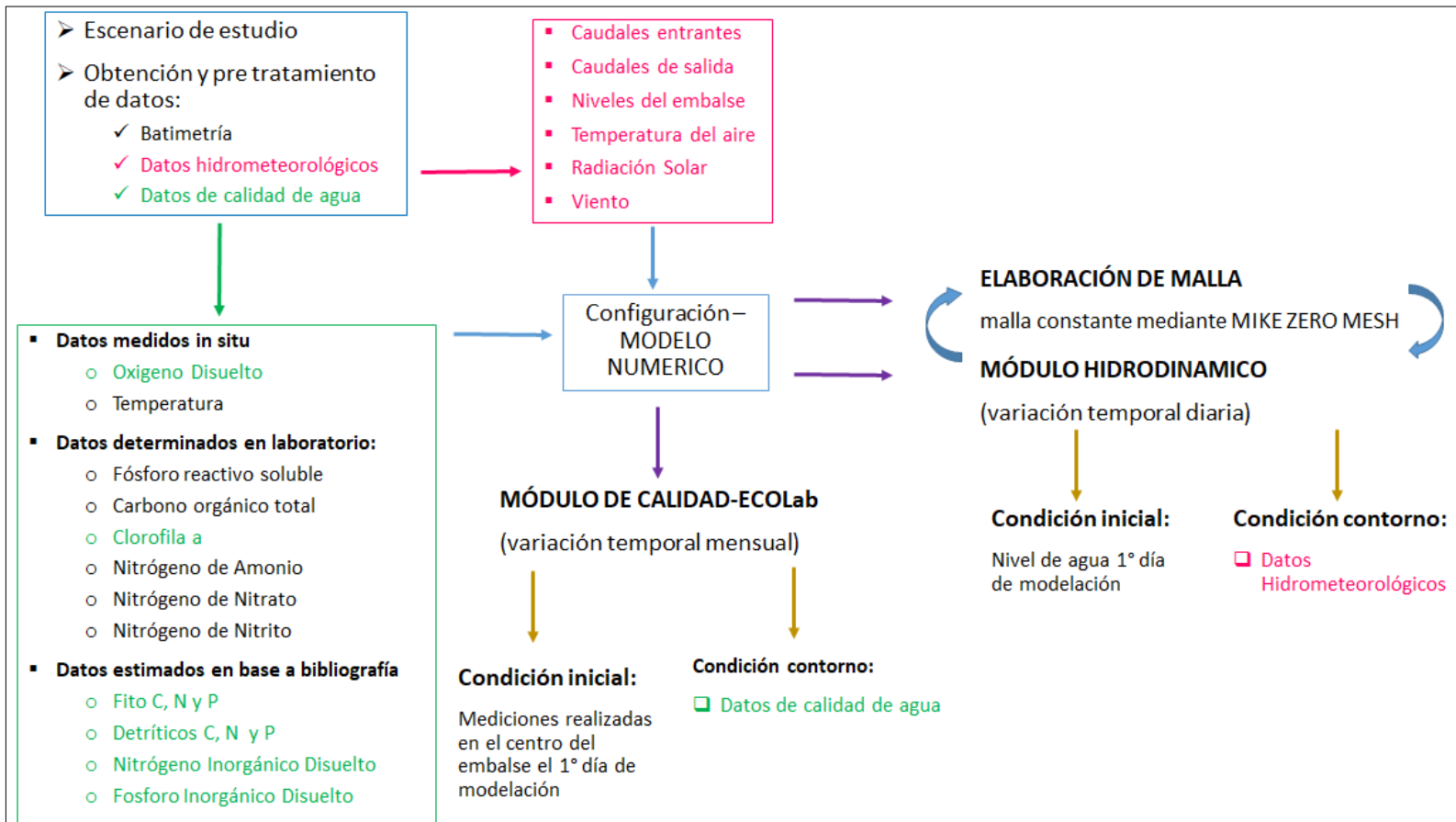


Figura 3. Diagrama de flujo de las etapas realizadas para la configuración y corrida del modelo MIKE 21 aplicado en el ESR.

Elaboración de la malla

El modelo número MIKE21 utiliza una malla constante en el plano horizontal con base en un sistema de georreferenciación UTM 20N, mientras que los datos de batimetría provistos por la SRH se encontraban

georreferenciados al sistema UTM 20S, por lo que fue necesario una conversión en el sistema de coordenadas.

Para la definición de la malla constante se partió de la batimetría del año 2016 (DHI, 2016). A través del módulo "MIKE ZERO MESH" se obtuvo la triangulación compuesta por 4 893 elementos y 3 312 nodos. Luego, usando interpolación lineal, se definió la batimetría.

Posteriormente se probó la malla corriendo el módulo hidrodinámico, y se observaron grandes diferencias entre los niveles de agua obtenidos del modelo y los medidos. Estas diferencias se relacionaron no sólo a la falta de datos sobre caudales de entrada y salida sino también a la falta de datos batimétricos para cotas superiores al máximo obtenido para la batimetría 2016 de 35.35 m.

Para corregir tales errores se extendió la zona de estudio a un área mayor al límite del espejo de agua, adicionando curvas de nivel hasta los 95 m mediante el *software* Global Mapper. Se emplearon imágenes satelitales obtenidas por radar (SRTM Worldwide Elevation Data-3-arc-second-Resolution).

La última curva de nivel a 95 m se seleccionó para garantizar el correcto funcionamiento del modelo. Al mismo tiempo se analizaron videos de los resultados obtenidos de la corrida para corroborar que no existieran zonas inundadas fuera del dominio de estudio.

Finalmente, se llevó a cabo nuevamente la triangulación compuesta por 6 880 elementos y 3 923 nodos. Mediante interpolación lineal se definió la batimetría que se usó en el modelo MIKE 21.

Módulo hidrodinámico HD

El modelo hidrodinámico simula las variaciones y flujos del nivel de agua en respuesta a una variedad de agentes forzantes y externos como la radiación solar, temperatura del aire y viento.

Para la configuración del modelo se consideraron los datos batimétricos (Figura 2) y complementarios (Tabla 5). Y para la corrida del modelo se establecieron condiciones iniciales y de contorno utilizando las variables de entrada que se describen en la Tabla 1 y Tabla 2. Como condición inicial se propuso el nivel de la superficie de agua del primer día de modelación (01/01/2017) aplicado de manera uniforme en la superficie de agua. Como condición de contorno se consideraron las series de caudales de los tributarios (SA-CQ-LC-LM) y de la descarga (turbinado, vertedero y válvulas).

Tabla 5. Datos complementarios sobre resistencia de fondo y coeficientes de inundación y sequía.

Datos complementarios	
<i>n</i> Manning	0.028
Resistencia de fondo	0.050
Coefficiente de inundación	0.026
Coefficiente de sequía	0.0105

Los datos complementarios hacen referencia a información adicional que se consideró en el modelo sobre la resistencia de fondo, que se

describe mediante el número de Manning, y sobre los coeficientes de inundación y sequía, que se definen mediante una profundidad mínima de agua permitida en un punto antes de que se tome fuera del cálculo y una profundidad máxima de agua que permite reentrar un punto en el cálculo (Tabla 5). Para determinar la resistencia de fondo se consideró el número de Manning en función de la rugosidad de fondo y la elevación de agua obtenida al inicio de la modelación (33.56 m, 01/01/2017).

Los resultados de la salida del módulo HD se usaron como entrada para el módulo de calidad de agua ECOLab.

Módulo de calidad de agua-ECOLab

El módulo ECOLab contiene las descripciones matemáticas de ecuaciones diferenciales de un ecosistema, incluyendo los procesos que lo afectan. Estas descripciones matemáticas están divididas en seis tipos de componentes: variables de estado, constantes, variables forzantes, procesos y resultados. Además, contiene plantillas que describen las relaciones físicas, químicas y ecológicas en el ambiente. Para este trabajo se utiliza el “Modelo de eutrofización 1, básico” usando el método de integración de Euler. El modelo aplica una matriz de procesos donde muestra la interacción entre variables de estado y procesos, y obtiene una descripción general de las variables y qué procesos los afectan.

Las variables de entrada del modelo fueron los niveles de agua obtenidos como resultado del módulo hidrodinámico, variables de estado

(Tabla 3) y forzantes (Tabla 1), constantes, condiciones iniciales y condiciones de contorno.

Las variables de estado describen el estado del ecosistema y lo que se desea predecir. Para este modelo se usó Fito C, Fito N, Fito P, clorofila *a*, detríticos C, detríticos N, detríticos P, NID, PID y OD. En cuanto al zooplancton, se adoptaron valores predeterminados sugeridos por el modelo (DHI, 2017). Las variables forzantes se utilizan como argumentos en las expresiones matemáticas de procesos, varían en el tiempo y representan variables de índole externa que tienen efectos en el ecosistema, donde en este modelo se consideró la temperatura, radiación solar y viento. Las constantes son, por ejemplo, las tasas específicas de coeficientes, los exponentes y la concentración de máxima saturación, entre otras. Para la plantilla elegida se deben escoger 71 valores de constantes; para este trabajo se consideraron los valores definidos por defecto en el modelo (DHI, 2017).

Los procesos describen las transformaciones que afectan el estado de las variables; son usados como argumentos en ecuaciones diferenciales que el modelo resuelve para determinar el estado de las variables.

Para las condiciones de contorno se utilizaron los puntos DSA, DCQ y TAC, que corresponden a las desembocaduras de los ríos San Antonio y Cosquín, y paredón del embalse anterior al nacimiento del río Suquía (descarga del sistema) (Tabla 6). En las DLC y DLM no se contó con mediciones *in situ* ni variables determinadas en laboratorio o variables calculadas, por lo que se utilizaron valores sugeridos por el modelo.

Tabla 6. Condiciones de contorno. Variables en DSA, DCO y TAC.

Condiciones de contorno Sitios de muestro		Enero	Febrero	Marzo	Abril
Fito C (mg/l)	DSA	0.793	0.090	0.059	0.971
	DCQ	0.087	0.003	0.244	0.059
	TAC	0.031	0.156	0.021	0.001
Fito N (mg/l)	DSA	0.120	0.014	0.009	0.147
	DCQ	0.013	0.0004	0.037	0.009
	TAC	0.005	0.024	0.003	0.0002
Fito P (mg/l)	DSA	0.0075	0.0008	0.0006	0.0092
	DCQ	0.0008	0.00003	0.0023	0.0006
	TAC	0.0003	0.0015	0.0002	0.00001
Clorofila a (mg/l)	DSA	0.539	0.061	0.040	0.660
	DCQ	0.059	0.002	0.166	0.040
	TAC	0.021	0.106	0.014	0.001
Detríticos C (mg/l)	DSA	1.960	0.630	0.400	0.620
	DCQ	0.440	1.770	1.600	0.360
	TAC	0.440	1.770	0.500	0.460
Detríticos N (mg/l)	DSA	0.296	0.095	0.060	0.094
	DCQ	0.066	0.267	0.242	0.054
	TAC	0.066	0.267	0.075	0,069
Detríticos P (mg/l)	DSA	0,018	0,006	0,004	0.006
	DCQ	0.004	0.017	0.015	0.003
	TAC	0.004	0.017	0.005	0.004

Condiciones de contorno		Enero	Febrero	Marzo	Abril
Sitios de muestro					
NID (mg/l)	DSA	0.282	0.490	2.006	0.246
	DCQ	0.158	0.719	0.146	0.384
	TAC	0.406	0.252	0.246	0.446
PID (mg/l)	DSA	0.038	0.038	0.227	0.020
	DCQ	0.020	0.061	0.026	0.017
	TAC	0.070	0.040	0.037	0.054
OD (mg/l)	DSA	10.30	9.20	1.28	9.29
	DCQ	10.48	5.50	8.86	8.97
	TAC	3.60	7.71	7.37	5.10

Para las condiciones iniciales se tomaron las mediciones realizadas en el centro del embalse en enero de 2017 (Tabla 7).

Tabla 7. Condiciones iniciales. Variables en C.

Condiciones iniciales Centro	Enero
Fito C (mg/l)	0.022
Fito N (mg/l)	0.003
Fito P (mg/l)	0.0002
Clorofila <i>a</i> (mg/l)	0.015
Detríticos C (mg/l)	0.49
Detríticos N (mg/l)	0.074
Detríticos P (mg/l)	0.005
Nitrógeno inorgánico (mg/l)	0.222
Fósforo inorgánico (mg/l)	0.056
Oxígeno disuelto (mg/l)	8.80

Periodo de análisis y paso de tiempo de simulación (condición de Courant-Fiedrichs-Lewy)

La elección del periodo de análisis, del paso de tiempo de simulación y del paso de tiempo para los archivos de salida del modelo se aplicó tanto al modelo hidrodinámico como al modelo de calidad ECOLab. El periodo de análisis abarca el primer cuatrimestre del año 2017, que incluye los meses de enero, febrero, marzo y abril; el paso de tiempo para la simulación fue de 60 segundos, considerando elementos de 200 m², y el paso de tiempo elegido para los resultados fue diario, reduciendo así el tamaño de los archivos de salida.

Resultados y discusión

Módulo hidrodinámico HD

Desempeño del modelo

Los resultados de niveles diarios obtenidos del modelo se aproximaron a los niveles medidos. El modelo reflejó el aumento de nivel con la consiguiente activación del vertedero (Figura 4a), como sucedió en el embalse a principios del mes de abril luego de crecidas ocurridas en los principales tributarios —SA y CQ— (Figura 4b). Estos eventos de precipitación se reflejaron de manera casi inmediata en los niveles del embalse, lo que se relaciona con sistemas hidrológicos típicos de zonas montañosas de pendientes geográficas grandes que generan importantes escurrimientos superficiales.

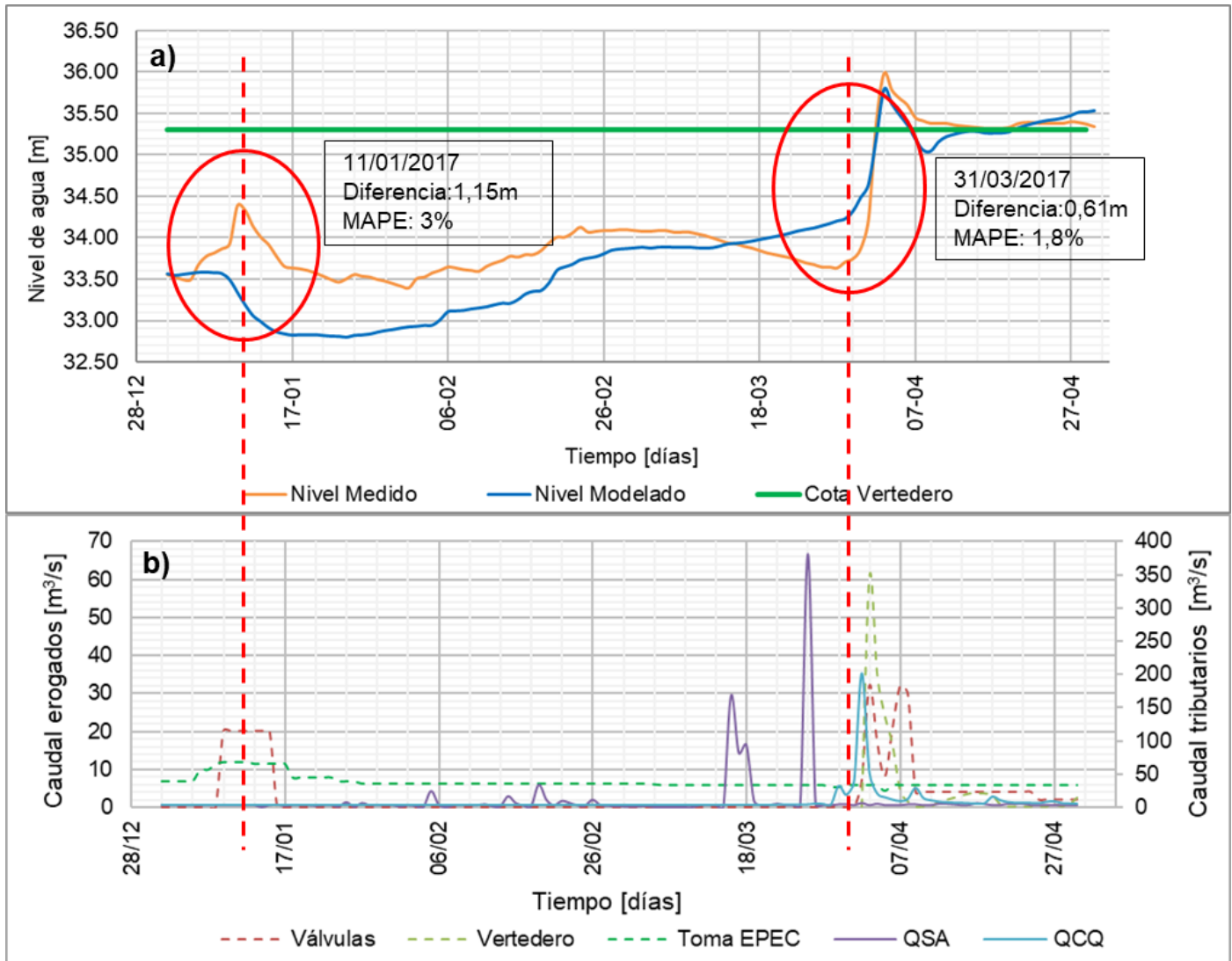


Figura 4. a) Niveles diarios del embalse; se comparan niveles modelados (azul) y niveles medidos (naranja); en verde se plantea la cota de vertedero (35.30 m). b) Serie diaria de caudales en los ríos CQ y SA, y serie de caudales erogados mediante válvulas, turbinado por EPEC y por vertedero.

Para evaluar el desempeño del modelo hidrodinámico se cuantificó el porcentaje de error obtenido para el mismo mediante el cálculo del error porcentual absoluto medio (MAPE), que compara los valores de nivel de agua medidos y los valores de nivel de agua modelados. Dicha métrica mide el tamaño del error en términos porcentuales y absolutos, y se calcula de la siguiente manera:

$$MAPE = \frac{100}{N} \times \sum_{i=1}^N \left| \frac{x-y}{x} \right| \quad (5)$$

Donde x son los valores de nivel de agua medidos; y , los valores de nivel de agua modelados, y N es la cantidad de datos.

Como primer paso se determinó el MAPE para las fechas 11/01/2017 y 31/03/2017, donde se observaron las mayores diferencias entre niveles medidos y modelados (Figura 4a). Para la primera fecha se obtuvo un valor igual al 3 % (con subestimación en los niveles modelados) y para la segunda fecha un valor igual al 1.8 % (con sobreestimación de los niveles modelados).

Estos errores podrían responder a una falta y/o registro erróneo de los datos. Para el primer caso (3 %), la crecida ocurrida el 11/01/2017 (Figura 4a) no se corresponde con los registros de caudales entrantes en ese día (Figura 4 b), coincidente a lo observado por Muchiut (2020), quien realizó un relevamiento de eventos no registrados que mostraron un déficit de agua.

Para el segundo caso (1.8 %), el modelo muestra incrementos de niveles (Figura 4a) que no se corresponden con los niveles medidos en el

embalse. El inventario de presas y centrales hidroeléctricas de la República Argentina (2012) muestra la curva de erogación para el turbinado (caudal erogado-nivel del embalse-potencia de la central), y establece un caudal erogado mínimo del orden de 13 m³/s; mientras que en el periodo de estudio, el caudal máximo erogado registrado fue de 12.5 m³/s; por ello, se podría suponer que hubo un registro erróneo o incompleto de caudales erogados por turbinado. Esto, a su vez, concuerda con Muchiut (2020), quien hizo un balance hídrico y observó un sobrante de agua para esta fecha.

Con base en el análisis previo, se consideró que la información disponible sobre los niveles de agua medidos, caudales de ingreso y caudales erogados para los meses de enero y marzo no fue suficiente o consistente.

Por lo tanto, como segundo paso, se analizó el MAPE solo para los meses de febrero y abril. Además, se recurrió a métricas comparativas, como RMSE y MAE, para evaluar la consistencia del modelo.

El error cuadrático medio (RMSE) mide la cantidad de error que hay entre dos conjuntos de datos: valores medidos y valores modelados, y se le conoce también como la raíz de la desviación cuadrática media:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(x-y)^2}{N}} \quad (6)$$

El error absoluto medio mide la diferencia entre dos variables en términos absolutos:

$$MAE = \frac{\sum|x-y|}{N} \quad (7)$$

Donde en la Ecuación (6) y Ecuación (7) x son los valores de nivel de agua medidos; y , los valores de nivel de agua modelados, y N es la cantidad de datos.

Los resultados obtenidos para los meses de febrero y abril se observan en la Tabla 8. Los porcentajes de error (MAPE) son aceptables, y a su vez se respaldan y revalidan con valores de RMSE y MAE por debajo de 0.5. Esto nos muestra un buen desempeño del modelo con niveles de agua modelados cercanos a los niveles de agua medidos.

Tabla 8. Métricas aplicadas para cuantificar el error entre niveles observados y modelados

Mes	MAPE (%)	RMSE	MAE
Febrero	1.37	0.47	0.46
Abril	0.59	0.27	0.20

En cuanto al análisis de los efectos del viento, según Ji (2008), por lo general la velocidad de la corriente superficial se encuentra entre el 2 y 4 % de la velocidad del viento, pero debido a las longitudes de agua abierta existentes en embalses es probable que la velocidad resultante sea menor que dicha magnitud.

Al analizar el periodo de estudio se observó que el efecto del viento se manifestó en la superficie de agua donde las partículas de fluido respondieron directamente a esta fuerza de arrastre, con velocidades iguales o inferiores al 1 % de la velocidad del viento. Además, durante las crecidas se observó que la inercia del flujo de entrada definía la dirección de la corriente superficial en las desembocaduras. Por lo tanto, la distribución de velocidades en el embalse respondió al efecto del viento como agente forzante y al flujo de entrada durante las crecidas.

Del análisis previo se concluye que los resultados del modelo hidrodinámico son aceptables y pueden usarse como datos de entrada para el módulo de calidad de agua ECOLab.

Distribución espacial de variables modeladas

En la Figura 5 se observan los resultados obtenidos de los niveles de agua en el centro del embalse. Se visualiza la activación del vertedero el día 02/04/2017 con una consecuente disminución del nivel de agua.

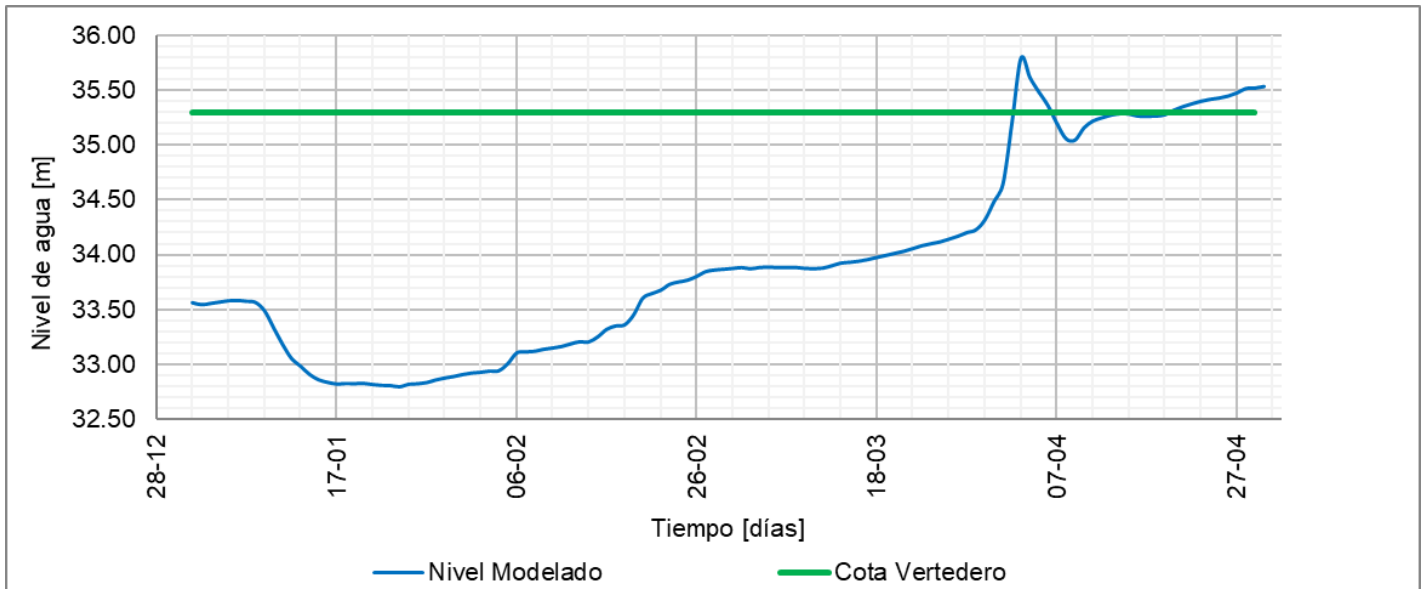


Figura 5. Resultados de los niveles de agua en el centro del embalse modelado con MIKE 21.

Las velocidades superficiales en el embalse presentaron una distribución no uniforme, donde se observó una velocidad media de 0.01 m/s, una velocidad mínima 0.002 m/s ocurrida el día 23/03/2017 para una velocidad del viento de 1 m/s en dirección NO, y una velocidad máxima de 0.055 m/s ocurrida el 03/03/2017 para una velocidad del viento de 7 m/s en dirección SO. La zona de la garganta se presenta con velocidades casi nulas, definiéndose como zona muerta donde se logra activar por el vertedero o por vientos en sentido EO, llegando a velocidades de 0.05 m/s.

En la Figura 6 se observan los vectores de velocidad obtenidos para una velocidad del agua máxima y mínima. También se visualizó una zona de recirculación en la costa SE tendiente a fluctuar hacia la zona de la descarga, con velocidades de 0.05 m/s.

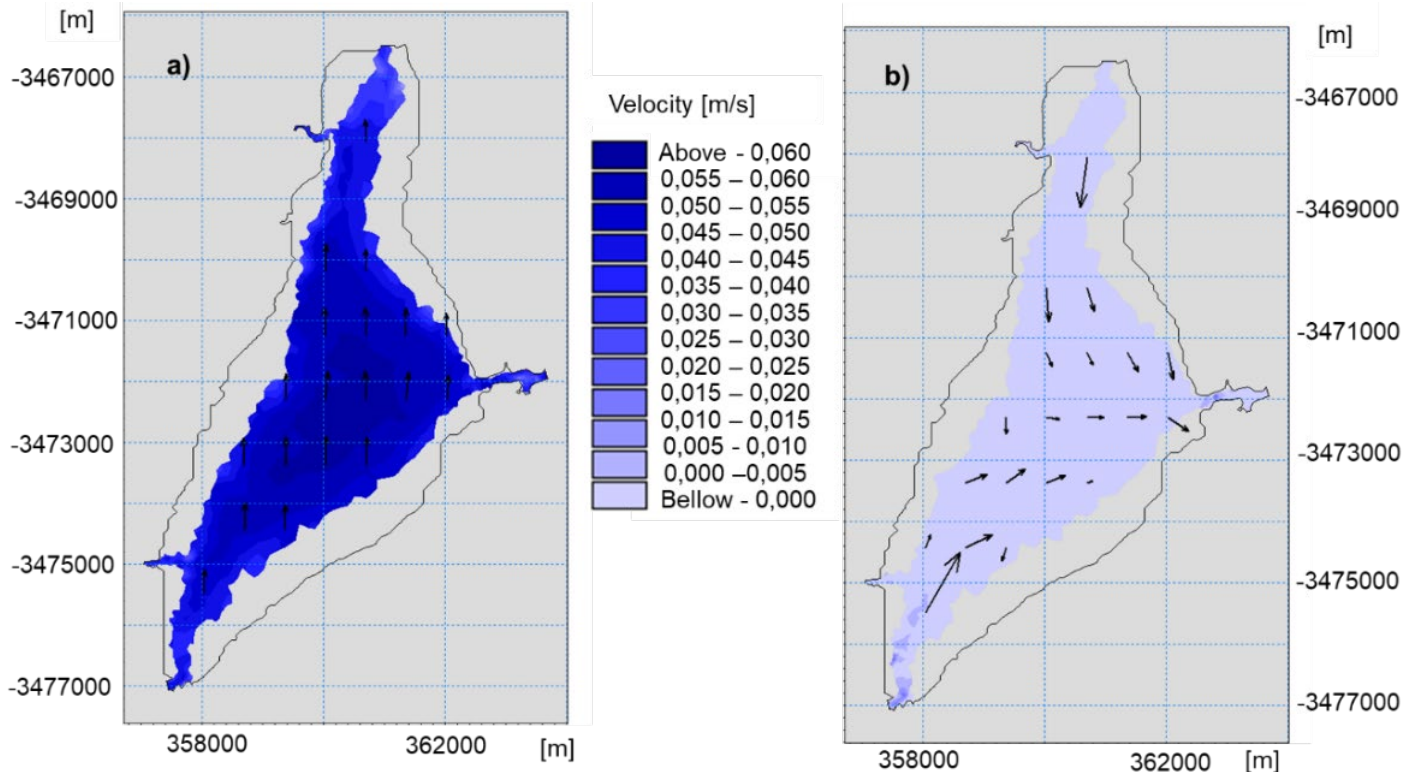


Figura 6. Resultados de la distribución de velocidades modelado con MIKE 21: a) para una velocidad máxima obtenida en el centro del embalse, fecha: 03/03/2017; b) para una velocidad mínima obtenida en el centro del embalse, fecha: 23/03/2017.

Debido a los eventos de crecida en el río SA se observó una velocidad máxima en la desembocadura del mismo de 0.02 m/s mientras que en el centro se observaban velocidades de 0.004 m/s. Y luego del evento de crecida del río CQ, una velocidad máxima en la desembocadura del mismo de 0.03 m/s, mientras que en el centro se observaban velocidades de 0.01 m/s (Figura 7).

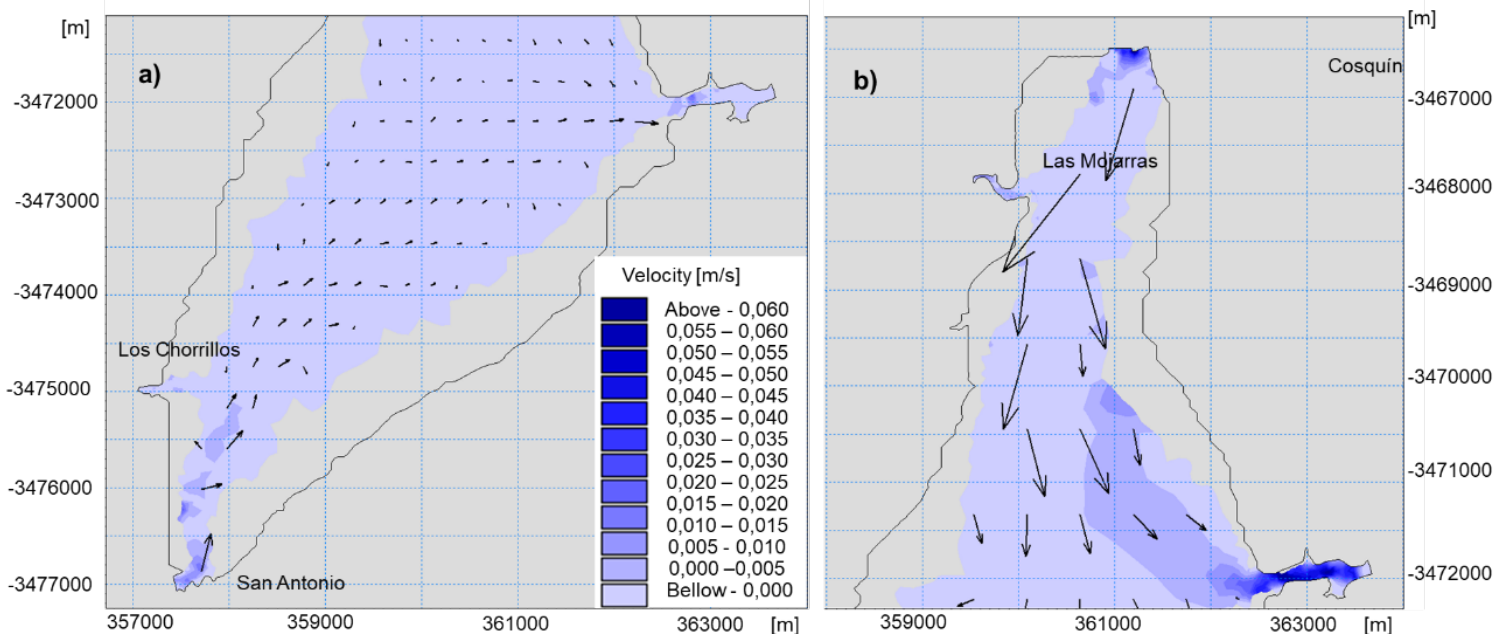


Figura 7. Resultados de vectores de velocidad durante los eventos de crecida: a) desembocadura del río SA, crecida del día 26/03/2017; b) desembocadura del río CQ, crecida del día 02/04/2017.

Módulo de calidad de agua ECOLab

Desempeño del modelo

Para evaluar el desempeño del modelo de calidad de agua también se utilizó la métrica MAPE. Se estudiaron los meses de enero, febrero y



marzo debido a que en el mes de abril no fue posible llevar adelante el trabajo de campo por condiciones meteorológicas desfavorables.

Para las variables inorgánicas, como el oxígeno disuelto, PID y NID, el MAPE se encontró por debajo del 8 %, mientras que para las variables biológicas, como carbono, nitrógeno y fósforo del fitoplancton, y clorofila *a* por encima del 10 %.

Para la variable oxígeno disuelto, los resultados se consideraron aceptables, siendo validados por los valores medidos *in situ* (Tabla 9 y Figura 8c).

Tabla 9. Resultados en el centro del embalse de variables de calidad inorgánicas obtenidas mediante el módulo ECOLab y variables de calidad generadas en la base de datos del CIRSA-INA.

Variables de calidad de agua		Enero	Febrero	Marzo
OD	Modelo	8.3	8.4	8.0
	Medido	8.8	9.1	8.4
	MAPE (%)	6 %	8 %	5 %
PID	Modelo	0.053	0.030	0.040
	Medido	0.056	0.032	0.033
	MAPE (%)	6 %	5 %	> 10 %
NID	Modelo	0.217	0.144	0.101
	Medido	0.222	0.146	0.252
	MAPE (%)	2 %	1 %	> 10%

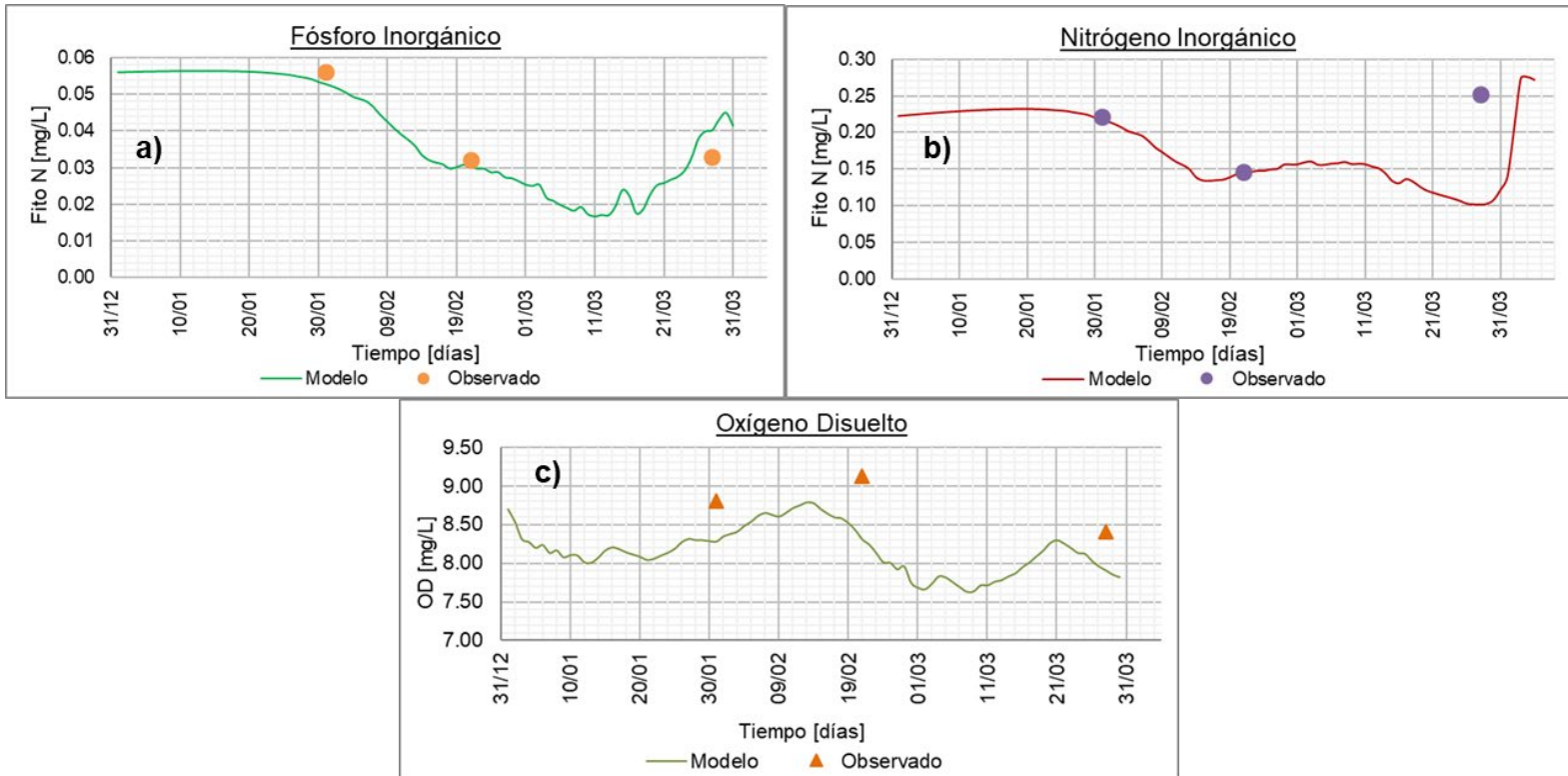


Figura 8. Comparación de variables de calidad obtenidas del modelo con variables de calidad observadas para los meses de enero, febrero y marzo de 2017: a) PID, b) NID, c) OD.

Las variables PID y NID en el mes de marzo dieron valores de MAPE superiores al 8 %, mostrando una sobreestimación en valores obtenidos del modelo para el PID y una subestimación para el NID. Esto puede relacionarse con aportes de nutrientes desde fuentes puntuales ubicadas a orillas del embalse que no se tuvieron en cuenta y con los valores de las tasas de sedimentación asumidas como constantes por el modelo. Para los meses de enero y febrero, los resultados fueron aceptables siendo

validados por los valores determinados en laboratorio (Tabla 9 y Figura 8a y 8b).

Las variables biológicas mostraron valores de MAPE superiores al 10 %. El modelo determina estas variables en función de la radiación solar, temperatura del aire, disponibilidad de nutrientes (PID y NID) y combinación de constantes. Los valores de dichas constantes fueron adoptados según valores sugeridos por el modelo.

Los resultados de la variable clorofila *a* mostraron una subestimación en su valor para el mes de febrero en relación con el valor medido con un MAPE superior al 10 % (Figura 9). Este valor medido se encuentra respaldado por el trabajo realizado por German *et al.* (2019), que se basó en un análisis de imágenes satelitales para determinar el campo de concentración de clorofila *a* y donde obtuvo un valor similar al registrado en campo.

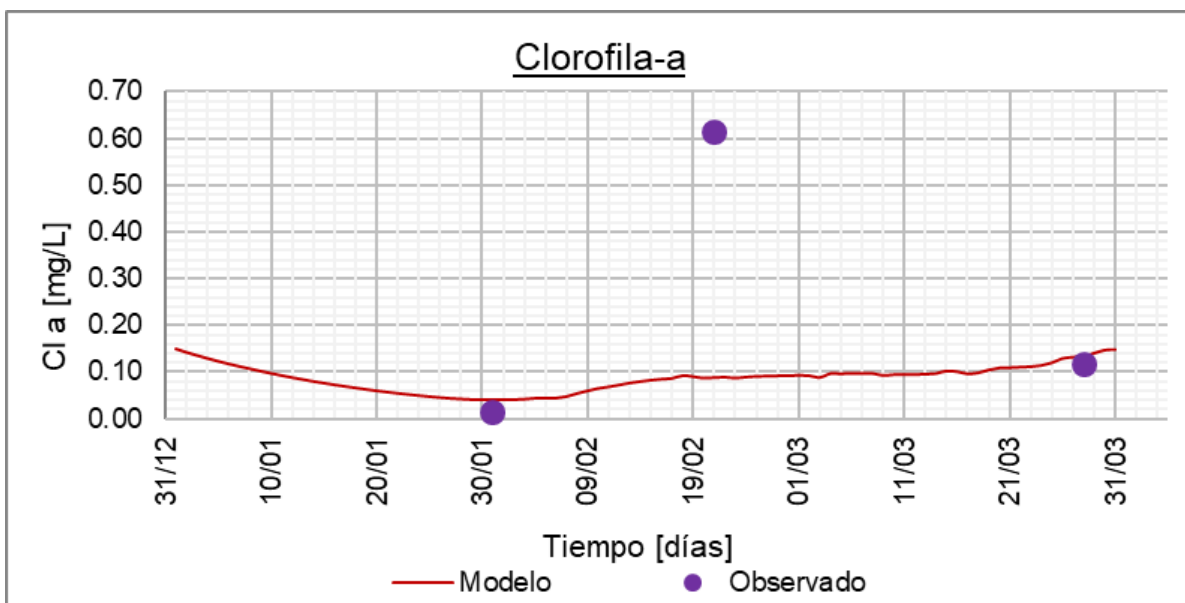


Figura 9. Comparación de los resultados de la variable clorofila *a* obtenida del modelo con los valores observados para los meses de enero, febrero y marzo de 2017.

La diferencia entre el valor de clorofila *a* obtenido del modelo y el valor observado podría deberse a una falta de datos de entrada de nutrientes en el modelo. Según estudios realizados en el periodo 1999-2000 por Rodríguez y Ruiz (2018), la carga de fósforo que ingresó al embalse se distribuyó de la siguiente manera: 24 % CQ, 11 % SA, 2 % LM, 2 % LC, siendo el 61 % restante atribuido a fuentes difusas. Para este modelo la información disponible correspondía solo al 35 % del total de carga de fósforo que ingresó al embalse (CQ y SA). Por lo tanto, debido a la falta de datos, el principal aporte correspondiente a fuentes difusas (61 %) no fue contemplado como dato de entrada en el modelo y podría explicar la falta de ajuste de la variable biológica observada en la Figura 9.

Esto es coincidente con lo observado por Bustamante *et al.* (2002), que destaca la importancia de contar con una base de datos confiable. En su trabajo aplicaron un modelo unidimensional al embalse San Roque, donde analizaron el comportamiento de variables como temperatura y nutrientes. Las diferencias entre valores observados y modelados que obtuvieron para la carga de N y P las atribuyeron a una subestimación de las cargas provenientes de usos urbanos en primavera e invierno, y una sobreestimación de carga total de PRS transportadas por crecidas en otoño.

Por otra parte, Cardini *et al.* (2015) aplicaron el mismo modelo y módulo (Eutrofización básico) en el embalse de Salto Grande, analizando variables como oxígeno disuelto, clorofila *a*, NID y PID. Contaron con series de datos de entrada en puntos distribuidos en el contorno del

embalse y obtuvieron como resultado una buena correlación entre el modelo y las variables observadas, verificándose al menos cualitativamente el fenómeno. Tales autores destacan la importancia de contar con estos datos para una buena calibración de los modelos.

Con base en el análisis previo, los errores obtenidos en este trabajo podrían atribuirse a la falta de datos tanto en su distribución espacial como temporal y a dificultades en la calibración de las variables intervinientes. Además, existen otras fuentes posibles de error, como las variables calculadas (no medidas) a partir de la bibliografía antecedente, las constantes que se mantuvieron con valores sugeridos por el modelo y los aportes de nutrientes provenientes de la cuenca que no fueron medidos.

Distribución espacial de variables modeladas

En la Figura 10 se muestra la distribución espacial de las variables NID, PID y clorofila *a* en respuesta a eventos de crecida de los tributarios principales San Antonio (26/03/2017) y Cosquín (02/04/2017), y luego de cinco días de ocurrido el último evento (07/04/2017).

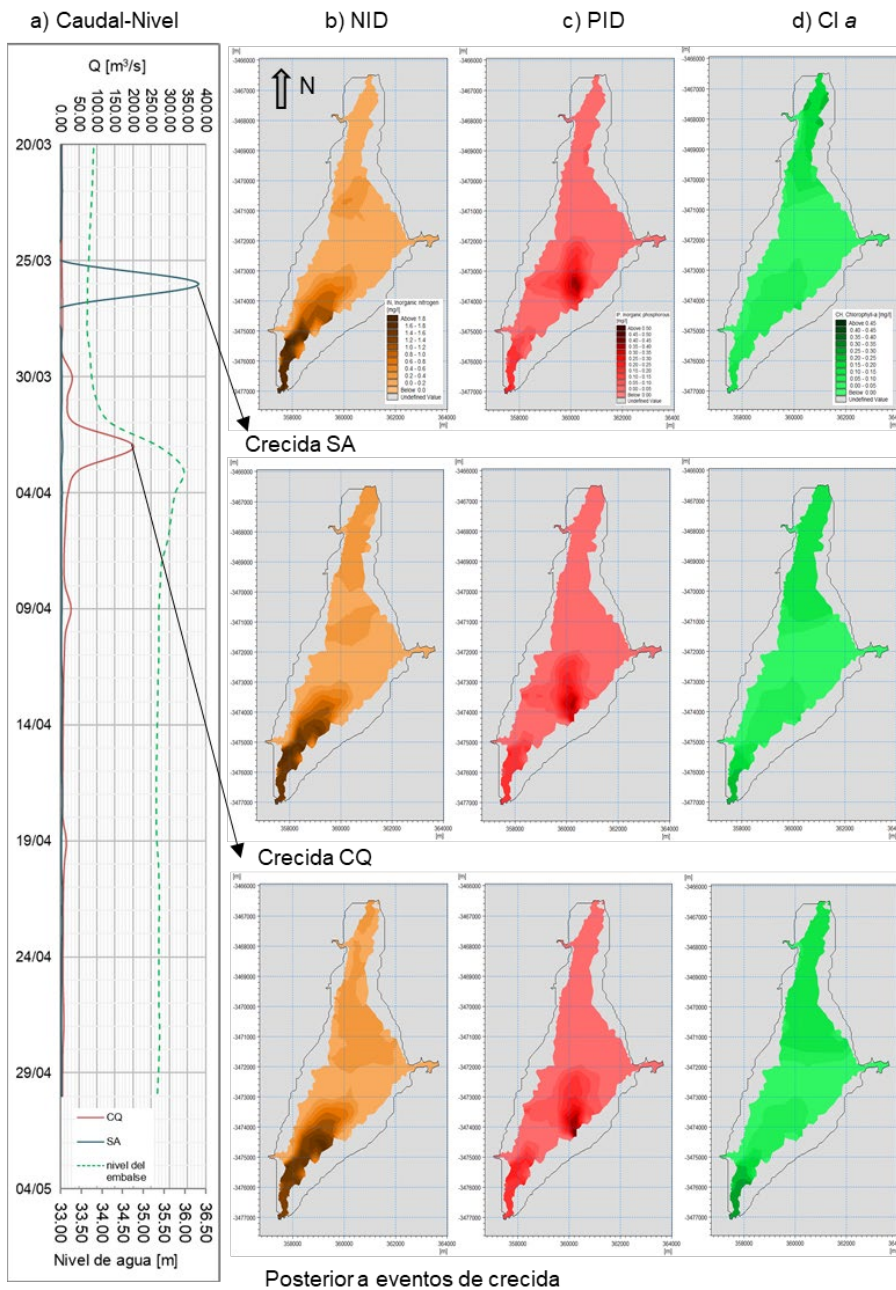


Figura 10. Resultados del módulo ECOLab de la variable NID, PID y Clorofila *a* en mg/l durante crecida del río SA (26/03/2017), crecida del río CQ (02/04/2017) y cinco días posteriores a la última crecida (07/04/2017).

El comportamiento de la variable NID en el sector SE del embalse próxima a DSA es similar durante los eventos de crecida y posterior a los mismos, observándose valores entre 1.60 y 1.80 mg/l. Mientras que en la DCQ y en el centro del embalse se visualizan incrementos de sus valores pasando de 0.20 a 0.60 mg/l (Figura 10b).

Con respecto a la variable PID, se observa un comportamiento coincidente con la distribución de velocidades, resultante del modelo hidrodinámico, con recirculaciones en el sector SO. Las mayores concentraciones se centran allí con valores que llegan a 0.50 mg/l. Además, se visualiza que, con el paso de los eventos de crecida, su distribución espacial no se ve alterada, pero sí disminuyen sus valores relacionándose con el ingreso de mayores volúmenes de agua y por lo tanto una mayor dilución (Figura 10a y Figura 10c).

Finalmente, los resultados de la variable clorofila *a* en los tres escenarios planteados son similares, con valores del orden de 0.05 y 0.15 mg/l, llegando a valores máximos de 0.45 mg/l en la DSA luego de los eventos de crecida (Figura 10d).

En el análisis temporal, los resultados de las variables para el periodo enero-marzo en el centro del embalse muestran una disminución de las concentraciones de PID y NID a medida que aumenta la concentración de clorofila *a*, y de carbono, nitrógeno y fósforo de fitoplancton, lo que podría relacionarse con un consumo de nutrientes para el crecimiento de las algas (Figura 11b); mientras que en el mes de abril se observa un aumento de todas las variables intervinientes, en coincidencia con los eventos de crecida, que se relaciona con una

advección de nutrientes desde los tributarios hacia el centro. Allí se cuenta con un exceso de nutrientes que no son consumidos en su totalidad por el fitoplancton (Figura 11a).

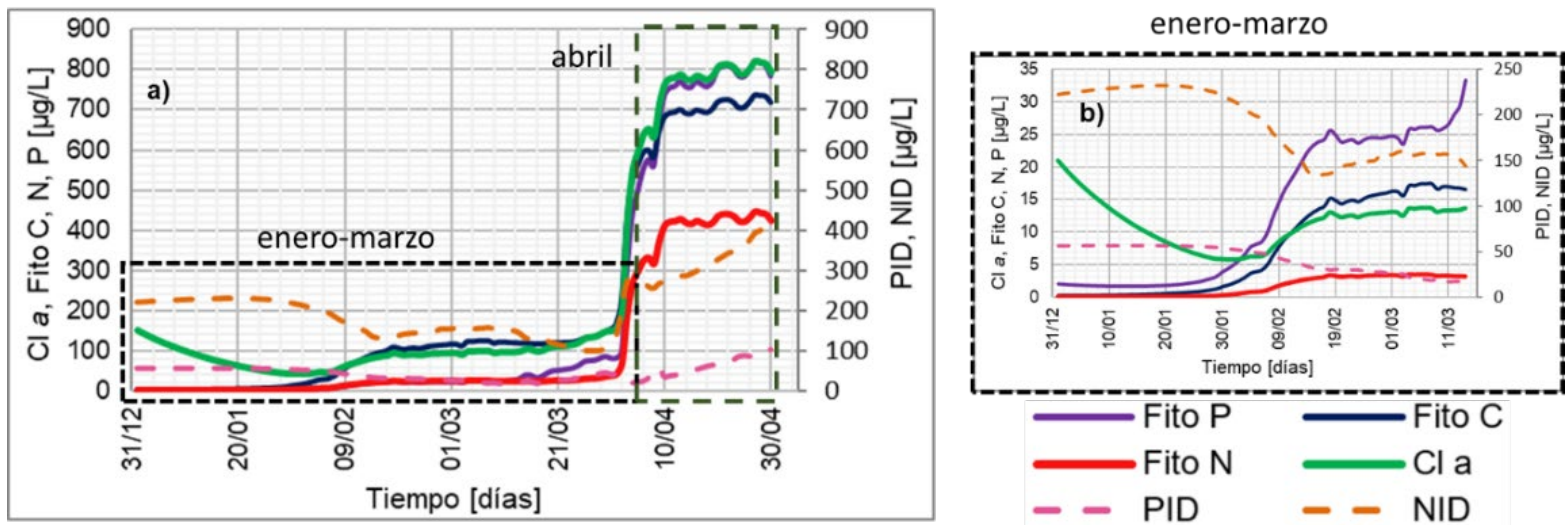
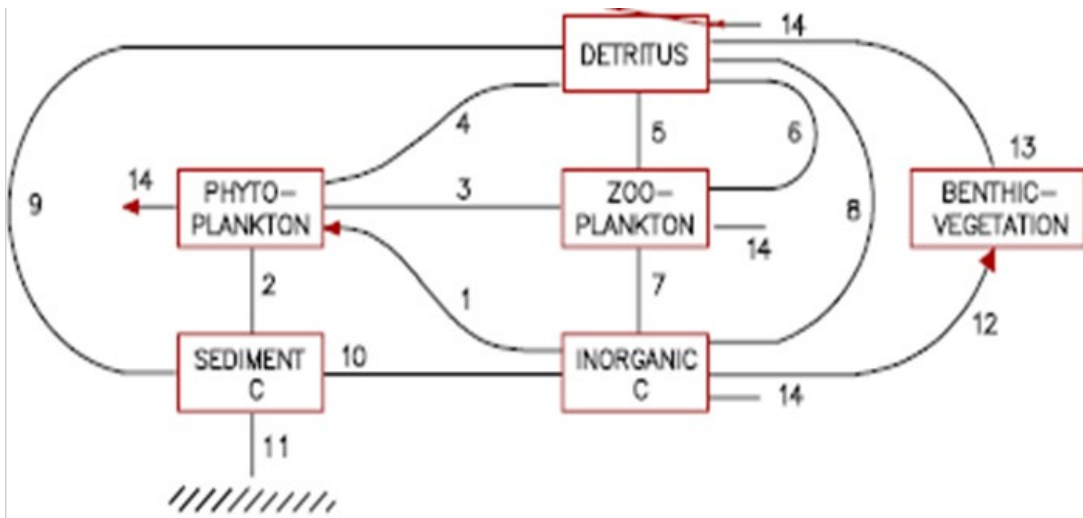


Figura 11. Resultados en el centro del embalse de clorofila *a* y N, P y C de fitoplancton, PID y NID: a) periodo enero-abril de 2017; b) periodo enero-marzo de 2017.

Los resultados de las variables fósforo, nitrógeno y carbono de fitoplancton respondieron de manera similar a la variable clorofila *a*, pudiéndose atribuir a la relación directa que existe entre esta última y las variables de fitoplancton.

Los procesos y la transferencia de carbono, nitrógeno y fósforo que se dan dentro del sistema del modelo de eutrofización se observa en la Figura 12. Tales procesos dependen de factores externos como la salinidad, temperatura del agua, entrada de luz y descargas.



- | | |
|--------------------------------|---------------------------------------------|
| 1. Producción, fitoplancton | 8. Mineralización de detritus en suspensión |
| 2. Sedimentación, fitoplancton | 9. Sedimentación de detritus |
| 3. Consumo | 10. Mineralización de detritus |
| 4. Extinción, fitoplancton | 11. Acumulación de sedimentos |
| 5. Muerte, zooplancton | 12. Producción, vegetación béntica |
| 6. Extinción, zooplancton | 13. Extinción, vegetación béntica |
| 7. Respiración, zooplancton | 14. Intercambia con las aguas circundantes |

Figura 12. Diagrama de flujo simplificado de los flujos de carbono, nitrógeno y fósforo en el modelo de eutrofización.

Conclusiones

La aplicación del modelo bidimensional MIKE 21 para el periodo enero-abril de 2017 donde ocurrieron eventos de crecida resultó ser una herramienta útil para estudiar la variabilidad espacial y temporal en el

comportamiento de los parámetros hidrodinámicos y de calidad de agua inorgánicos. Además, permitió visualizar el efecto que generó el aporte de nutrientes desde los principales tributarios.

Sin embargo, se presentaron dificultades en la modelación de variables más complejas, como las biológicas, donde los errores fueron mayores. Una calibración más precisa de las variables y constantes intervinientes, junto con un mayor conocimiento del sistema y de los procesos que en él actúan permitirán un mejor ajuste de dichas variables biológicas.

Además, para mejorar los resultados de las variables hidrodinámicas, se recomienda revisar la calidad de las series de datos de caudales, analizar otras variables asociadas con caudales como la lluvia, y recopilar información complementaria (p. ej., información periodística) sobre sucesos hidrológicos ocurridos durante el periodo de análisis.

La posibilidad de contar con datos e información de mejor calidad y además a tiempo real es importante para la calibración de modelos numéricos. En este sentido, recientemente se ha instalado y funciona en el ESR un sistema de medición constante denominado “Estación de Monitoreo de Embalses-EML” (Dagatti, Prystupczuk, Corral, & Rodríguez, 2017; Casas *et al.*, 2020).

Los modelos numéricos calibrados resultarán útiles para plantear escenarios futuros, y contribuir al conocimiento y caracterización de procesos físicos y ambientales proporcionando bases sólidas para la gestión.

Finalmente, para la aplicación de modelos numéricos como MIKE 21, a pesar de contar con una interfaz amigable, se necesita de usuarios que tengan previo conocimiento de sistemas dinámicos y complejos.

Agradecimientos

Al Instituto Nacional del Agua-Centro de la Región Semiárida (INA-CIRSA) por el acceso y uso de datos hidrometeorológicos y de calidad del agua del embalse San Roque; por la buena predisposición, y por el lugar de trabajo desde el área de Limnología Aplicada y Calidad de Aguas. Al Laboratorio de Hidráulica de la UNC (Argentina) y al APRHI de la provincia de Córdoba (Argentina), por el financiamiento mediante el proyecto "Limnología de embalses de Córdoba y desarrollo de LDS/EML". Se agradece a DHI por el otorgamiento de la licencia de MIKE (MIKE 21 PP, MIKE 21 FM HD y ECOLab 2D) para propósitos educativos por 12 meses. Al ingeniero Pablo Andreoni por su colaboración, predisposición y gran aporte de sus conocimientos en la revisión del manuscrito.

Referencias

Antenucci, J. P., Alexander, R., Romero, J. R., & Imberger, J. (2003). *Management strategies for a eutrophic water supply reservoir – San Roque, Argentina*. Nedlands, Australia: Centre for Water Research, University of Western Australia.

- Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodríguez, A., Cossavella, A., Oroná, C., Del-Olmo, S., Rodríguez, M. I., Larrosa, N., Bonfanti, E., & Busso, F. (2005). Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua en el embalse Los Molinos, Córdoba Argentina. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(2), 121-135.
- Bustamante, M. A., Granero, M., Bonetto, C., Morillo, S., & López, F. (2002). *The role of nutrients, physical processes and climatological factors on cyanophytes and dinoflagellates summer blooms*. 4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality, Ceske Budejovice, Czech Republic.
- Cardini, J., Zabalett, A., Cardini, C., Confalonieri, R., Duarte, D., Pavón, Mena, L., & Schild, C. (2015). *Avances en la modelización del proceso de crecimiento algal en el embalse de Salto Grande y el río Uruguay*. Concepción del Uruguay, Uruguay: Facultad Regional Concepción del Uruguay, Universidad Tecnológica Nacional.
- Casas, P., Gómez, M. G., Muchiut, J., Vitulich, C. A., Murgio, L., Ruiz-Díaz, P., Ceballos, M. L., Corral, M., Marasas, M. S., Rodríguez-González, S. A., & Rodríguez, A. (2020). *Red de estaciones para medición de parámetros hidrometeorológicos en embalses de Córdoba, Argentina*. Argencon. Resistencia, Argentina: Institute of Electrical and Electronics Engineers.
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. New York, USA: McGraw-Hill.

- Dagatti, M., Prystupczuk, F., Corral, M., & Rodríguez, A. (2017). *Desarrollo de un sistema de monitoreo hidro-meteorológico y calidad de agua*. XXVI Congreso Nacional del Agua, Córdoba, Argentina.
- DHI, Danish Hydraulic Institute. (2016). *MIKE 21 Flow Model. Hydrodynamic Module. User Guide*. Software para modelación hidrodinámica. Denmark: Danish Hydraulic Institute.
- DHI, Danish Hydraulic Institute. (2017). *MIKE Software. Student licensed Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*. Denmark: Danish Hydraulic Institute.
- Di-Paolo, L. (2007). *Modelo hidrodinámico del embalse San Roque* (tesis de licenciatura en Análisis Ambiental). Universidad Nacional San Martín, Buenos Aires, Argentina.
- Dillon, P. J., & Rigler, F. H. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes: Phosphorus-chlorophyll relationship. *Limnology and Oceanography*, 19, 767-773. Recuperado de <https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.5.0767>
- Dodds, W. K. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51, 671-680. Recuperado de https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671.
- Figueiras, F. G., & Niell, F. X. (1987). *Relaciones entre carbono, nitrógeno y clorofila a en la ría de Pontevedra, NO de España*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Pontevedra, España.

- García-Quintero, H. A., & Neira-Obregón, N. (2008). *Modelación de la calidad del agua en corrientes naturales mediante sistemas no lineales acoplados* (tesis de maestría en hidrosistemas). Pontificia Universidad Javeriana, Colombia.
- German, A., Ferral, A., Scavuzzo, M., Guachalla-Alarcon, A., Tropper, I., Ibáñez, G., Torrusio, S., & Shimoni, M. (agosto, 2019). *Spectral monitoring of algal blooms in an eutrophic lake using sentinel-2*. International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Simposio llevado a cabo en Yokohama, Japón.
- Gómez, E. A., Raniolo, L. A., Pierini, J. O., & Pons, J. C. (2016). *Batimetría y perfilado sísmico en el lago San Roque-Córdoba*. Informe técnico. Buenos Aires, Argentina: Instituto Argentino de Oceanografía-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet).
- Guillén, N., Herrero, H., Castelló, E., Brarda, P., D'Hiriart, A., & Lopéz, F. (noviembre, 2020). *Desarrollo de modelos hidrológicos e hidráulicos para manejo de embalses y gestión de cuencas en la provincia de Córdoba*. 8° Congreso Internacional sobre gestión y tratamiento integral del agua. Congreso llevado a cabo de manera virtual.
- INA, Instituto Nacional del Agua. (2020). *Base de Datos ESR/INA-CIRSA-LAyCA/1999-2020*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional del Agua.
- Ji, Z. G. (2008). *Hydrodynamics and water quality. Modeling rivers, lakes and estuaries*. Hoboken, USA: John Wiley & Sons, Inc.

- Klapper, H. (1991). *Control of eutrophication in inland waters*. England: Ellis Horwood.
- Morillo, S. (2002). *Evaluación de parámetros de calidad en el embalse San Roque mediante la utilización de un modelo unidimensional "DYRESM-CAEDYM"*. Córdoba, Argentina: CIRSA-Instituto Nacional del Agua.
- Muchiut, J. (2020). *Procesos hidrodinámicos y su relación con floraciones algales en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina* (tesis de maestría). Córdoba, Argentina: Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba (inédita).
- Pirard, C. (1999). *Modelación numérica hidrodinámica de la calidad del recurso en lagos (segunda parte)*. Informe final para beca de iniciación a la investigación. Córdoba, Argentina: CIRSA-Instituto Nacional del Agua.
- Roldán-Pérez, G., & Ramírez-Restrepo, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2ª ed.). Bogotá, Colombia: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.
- Rodríguez, M. I., & Ruiz, M. (2018). *Chapter 2. The Environmental Handbook of Chemistry*. In: *Limnology of the San Roque Reservoir*. Berlin/Heidelberg, Germany: Springer.
- Ryan, A. (2012). *Hydrodynamic modelling and fluorescent spectral methods for characterizing the spatial distribution of phytoplankton* (tesis doctoral en filosofía de la ingeniería Ambiental). Universidad de Australia Occidental, Perth, Australia.

- Ruibal, A. L., Bustamante, A., López, F., Buscaglia, G., Berra, C., Granero, M., Arnica, D. L., & Pirad, C. (1999). *Monitoreo y modelación de la hidrodinámica y calidad del recurso hídrico afectado por una represa: lago San Roque (Córdoba)*. Congreso Argentino de Grandes Presas y Aprovechamiento Hidroeléctricos 1999, San Martín de los Andes, del 12 al 15 de octubre de 1999.
- SRH, Subsecretaría de Recursos Hídricos. (2012). *Inventario de presas y centrales hidroeléctricas de la República Argentina. Tomo III*. Argentina: Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios.
- Silber, M. (1985). *Desagregación regional de los aportes de la cuenca alta del río Primero* (Informe Técnico N° 0177). Villa Carlos Paz, Argentina: CIRSA-Instituto Nacional del Agua.
- Vincon, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of the Total Environment*, 651(Part 2), 2985-3001. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.320>
- Vollenweider, R. A., & Kerekes, J. (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris, France: OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. Amsterdam, The Netherlands: Gulf. Professional Publishing/Elsevier.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-08

Artículos

**Estimación de las precipitaciones diarias de diseño en
Argentina a partir de datos derivados de satélite**
**Estimation of daily design rainfall in Argentina from
satellite-derived data**

Juan F. Weber¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3958-9580>

Pablo T. Stehli²

Gabriel A. Bogino-Castillo³

¹Laboratorio de Hidráulica, Departamento de Ingeniería Civil, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional, Córdoba, Argentina, jweber@frc.utn.edu.ar

²Laboratorio de Hidráulica, Departamento de Ingeniería Civil, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional, Córdoba, Argentina, pstehli@frc.utn.edu.ar

³Laboratorio de Hidráulica, Departamento de Ingeniería Civil, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional, Córdoba, Argentina, gbogino@frc.utn.edu.ar

Autor para correspondencia: Juan Francisco Weber,
jweber@frc.utn.edu.ar



Resumen

Se presentan los resultados de la estimación de las precipitaciones diarias de diseño en Argentina para el 97 % del territorio nacional continental. Este análisis se basó en el procesamiento de los datos de precipitación derivados de satélite (DPDS) del producto CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), con una resolución espacial de 5 km y una cobertura temporal de 37 años. La extracción de los mapas de precipitación diaria máxima anual (pdMa) se efectuó por medio de códigos *ad hoc* desarrollados a través de la plataforma Google Earth Engine. Se compararon las series de pdMa provenientes de CHIRPS con las obtenidas a partir de 64 estaciones pluviométricas provistas por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), determinando las pendientes de la regresión lineal. Estos parámetros de la regresión fueron interpolados al territorio bajo estudio para corregir los mapas de pdMa. Los mapas corregidos se procesaron a través de códigos desarrollados en Python para asociar probabilidades empíricas de no excedencia y ajustar la distribución teórica óptima de probabilidades a cada uno de los 106 778 pixeles considerados. A partir de estos resultados se generaron mapas de precipitaciones diarias de diseño para periodos de retorno comprendidos entre 2 y 100 años. Los resultados se validaron contra 30 estaciones provenientes del Sistema Nacional de Información Hídrica, obteniéndose un acuerdo aceptable. Se considera que los resultados obtenidos serán de utilidad en tareas de diseño hidrológico, en especial en las regiones que carecen de registros pluviométricos adecuados para un análisis estadístico tradicional.

Palabras clave: hidrología estadística, sistemas de información geográfica, lluvias de diseño.



Abstract

The results of the estimation of the daily design rainfall in Argentina are presented for 97 % of the continental national territory. This analysis was based on the processing of the Satellite-Derived Precipitation Data (DPDS) of the CHIRPS product (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), with a spatial resolution of 5 km and a temporal coverage of 37 years. The extraction of the Annual Maximum Daily Precipitation (pdMa) maps was carried out by means of *ad-hoc* codes developed through the Google Earth Engine platform. The pdMa series from CHIRPS were compared with those obtained from 64 rainfall stations provided by the National Meteorological Service (SMN), determining the slopes of the linear regression. These regression parameters were interpolated to the territory under study, to enhance the pdMa maps. These corrected maps were processed through codes developed in Python, to associate non-exceedance empirical probabilities and adjust the optimal theoretical probability distribution to each of the 106 778 pixels considered. From these results, daily design rainfall maps were generated for 2-100 year return periods. These results were validated against 30 stations from the National Water Information System, obtaining an acceptable agreement. It is considered that the results obtained will be useful in hydrological design, especially in regions that lack adequate rainfall records for a traditional statistical analysis.

Keywords: Statistical hydrology, geographic information systems, design rainfall.

Recibido: 10/08/2021

Aceptado: 27/12/2021

Introducción

Generalidades

Los sistemas hidrológicos son afectados algunas veces por eventos extremos, tales como tormentas severas, crecientes y sequías. La magnitud de un evento extremo está inversamente relacionada con su frecuencia de ocurrencia, es decir, eventos muy severos ocurren con menor frecuencia que eventos más moderados. La información hidrológica empleada debe seleccionarse cuidadosamente de tal manera que satisfaga las suposiciones de independencia y de distribución idéntica. En la práctica, esto por lo general se lleva a cabo seleccionando el máximo anual de la variable bajo análisis, con la expectativa de que observaciones sucesivas de esa variable de un año a otro sean independientes (Chow, Maidment, & Mays, 1994).

En la ingeniería de los recursos hídricos se denominan lluvias de diseño a eventos pluviales idealizados que reflejan las exigencias de origen hidrometeorológico a las que se verían sometidas las obras de infraestructura bajo un cierto nivel de riesgo (Caamaño-Nelli & Dasso, 2003). Se caracterizan a través de tres componentes: duración, intensidad y probabilidad de no excedencia, y surgen del análisis

estadístico de series de valores extremos (máximos, en este caso) de precipitaciones reales, registradas de forma habitual por pluviómetros.

En Argentina, como en otros países, las mediciones diarias de precipitación son llevadas a cabo mediante el empleo de estaciones pluviométricas de superficie. Como resultado, las observaciones puntuales a veces no representan de modo adecuado la variabilidad espacio-temporal de los sistemas precipitantes, lo cual hace necesario la incorporación de otras fuentes de medición que puedan mejorar este aspecto (Vidal, Salio, & Pappalardo, 2011).

La regionalización de variables hidrológicas comprende un conjunto de técnicas de inferencia estadística y de modelos probabilísticos que utilizan el conjunto de datos observados, espacialmente distribuidos en puntos de una región considerada homogénea, para estimar los cuantiles asociados con diferentes probabilidades de excedencia en un punto cualquiera dentro de esa región (Zamanillo, Larenze, Tito, Pérez, & Garat, 2008).

La regionalización de precipitaciones máximas en Argentina

Se han desarrollado en diversas provincias del país procedimientos de validez local que han permitido en esos sitios la definición de estándares en la elección de lluvias de diseño. Entre esos casos se pueden citar los siguientes: el trabajo de Caamaño-Nelli y Dasso (2003) para la provincia de Córdoba; el llevado adelante por Zamanillo *et al.* (2008) para la

provincia Entre Ríos; el realizado por Fernández, Fornero y Rodríguez (1999) para el gran Mendoza; el presentado por Weber y Guillén (2018) para la provincia de La Rioja; el efectuado por Catalini, García-Rodríguez, Caamaño-Nelli y Ordoñez (2014), extendiendo la regionalización de precipitaciones máximas a las provincias de Santa Fe y San Luis; y el desarrollado por Guillén, Botelli, García y Catalini (2015), quienes presentan una extensión de la metodología de regionalización llevada a cabo en Córdoba a una parte importante de las provincias del norte argentino: Jujuy, Salta, Tucumán, Catamarca, Santiago del Estero, Chaco y Formosa.

Una de las principales limitaciones de la que adolece la regionalización de precipitaciones de diseño con base en el análisis estadístico de series de estaciones pluviométricas (en particular cuando la densidad espacial de las mismas es baja) radica en el uso de los métodos de interpolación espacial. Estos métodos en general no pueden considerar por sí mismos la variabilidad geográfica, en particular la asociada con la orografía y el clima, al momento de generar un campo continuo de la variable interpolada. Esta limitación, que sería sorteable con una adecuada densidad espacial de estaciones pluviométricas, resulta un limitante importante en la validez de la aplicación de estas técnicas en un país tan extenso y geográficamente diverso como Argentina, con el agravante de la escasa disponibilidad de series extensas y confiables.

El método de Devoto

Se describe a continuación una metodología disponible para la obtención de relaciones intensidad-duración-frecuencia de cobertura nacional.



Devoto (2002) desarrolló, con base en la información de 26 estaciones pluviográficas, un método para la estimación de las curvas intensidad-duración-frecuencia (IDF) en la República Argentina en localidades sin información. Asumiendo válida la distribución de Gumbel, una relación de tipo hiperbólico entre intensidad y duración, y a partir de cuatro parámetros obtenibles de mapas (precipitaciones intensas medias de 1 y 12 horas de duración, y los correspondientes coeficientes de variación), permite obtener relaciones sintéticas IDF para todo el territorio nacional. De este modo se convierte en el único procedimiento accesible de regionalización de validez en todo el territorio.

El método asume que para cada periodo de retorno considerado existe una relación entre la intensidad i (en mm/h), la duración t de la tormenta (en minutos) dada por:

$$i = \frac{a}{t^{b+c}} \quad (1)$$

donde a , b y c son parámetros a determinar. Devoto (2002) asume un valor constante para $b = 0.80$, de modo que los parámetros a y c se obtienen a partir de un par de valores i_1 e i_2 para las duraciones $t_1 = 1$ hora y $t_2 = 12$ horas. Las precipitaciones asociadas X_1 y X_2 se obtienen a partir de las precipitaciones medias \bar{X} de esa duración, de su coeficiente de variación Cv y del periodo de retorno Tr , asumiendo válida la distribución de Gumbel, como:

$$X = \bar{X} \cdot \left\{ 1 - \frac{0,5772}{1,282} Cv - \frac{1}{1,282} Cv \cdot \ln \left[-\ln \left(1 - \frac{1}{Tr} \right) \right] \right\} \quad (2)$$

Devoto (2002) asume que las precipitaciones intensas medias de 1 h y 12 h de duración, y sus correspondientes coeficientes de variación son campos continuos. Determinando esos valores para las 26 estaciones pluviográficas consideradas, y con base en ello, publica cuatro mapas de isólinas para estas magnitudes, a partir de los cuales sugiere obtener, por interpolación lineal, los correspondientes valores para cualquier otro sitio del país. En la Figura 1 se presentan las precipitaciones intensas medias de 1 y 12 horas de duración publicadas por Devoto (2002) para la aplicación de su metodología.

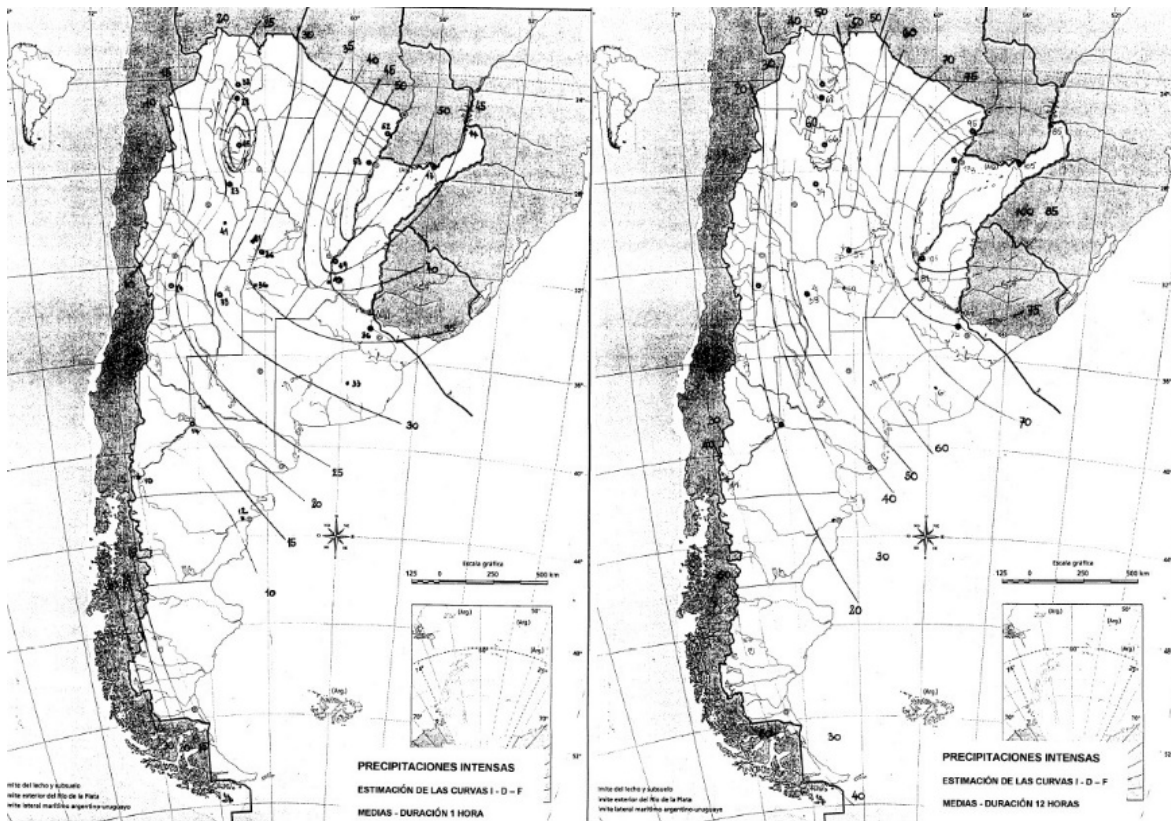


Figura 1. Precipitaciones intensas medias de 1 hora y 12 horas de duración presentadas por Devoto (2002).

Los datos de precipitación derivados de satélite (DPDS)

Las mediciones *in situ* tienen varios inconvenientes, como una cobertura areal incompleta, y deficiencias en la mayoría de las áreas oceánicas y escasamente pobladas. Con los instrumentos avanzados basados en el infrarrojo (IR) y microondas (MW), las observaciones satelitales compensan estas deficiencias al proporcionar una cobertura que es más homogénea espacialmente y que se completa temporalmente para vastas áreas del globo.

La intermitencia, junto con el muestreo en el tiempo y el espacio, es el principal desafío para la observación de la precipitación. Los pluviómetros son indispensables para medir la precipitación de forma directa, pero la densidad global de estaciones pluviométricas es limitada. Además, las observaciones se someten a una interpolación para formar conjuntos de datos cuadrículados para cubrir todo el mundo; esto suaviza los valores extremos y afecta las tendencias a largo plazo, en especial en regiones con puntos de medición dispersos.

Los datos satelitales proporcionan una resolución temporal adecuada y una resolución espacial fina con una amplia cobertura, lo que permite estimar con precisión las precipitaciones en algunas regiones no monitoreadas, como los océanos, áreas montañosas complejas y desiertos (Sun *et al.*, 2018).

Algunos conjuntos de DPDS están disponibles operativamente, entre ellos se pueden citar TRMM (Huffman *et al.*, 2007), PERSIANN (Ashouri *et al.*, 2015), CMORPH (Joyce, Janowiak, Arkin, & Xie, 2004),



CFSR (Saha *et al.*, 2014) y CHIRPS (Funk *et al.*, 2015). Además, se han diseñado productos que combinan mediciones satelitales y de campo para mejorar la precisión de las mediciones de variables climáticas; se asume que este enfoque maximiza los beneficios relativos de cada tipo de datos. La Tabla 1 presenta algunos datos de precipitación derivados de satélites y sus principales características.

Tabla 1. Características de los algunos datos de precipitación derivados de satélites (DPDS).

DPDS	Resolución	Frecuencia	Cobertura	Periodo
TRMM	0.25°	3 h/diario	35° S-35° N	1998-2014
PERSIANN-CDR	0.25°	Diario	60° S-60° N	1983-presente
CMORPH	0.25°	30 min/3 h/diario	60° S - 60° N	2002-presente
CHIRPS	0.05°/0.25°	Diario	50° S - 50° N	1981-presente

El uso más frecuente de estas tecnologías ha sido habitualmente a paso de tiempo mensual o semanal (Hurtado-Montoya & Mesa-Sánchez, 2014). Son menos frecuentes las aplicaciones vinculadas con precipitaciones diarias (Gebremichael & Hossain, 2010), principalmente asociada con la incertidumbre de estas estimaciones. En Argentina se han realizado trabajos en este sentido, en especial con el producto TRMM (Brito-Hoyos, 2015; Sepulcri, Di-Bella, & Moschini, 2009; Brizuela, Nosetto, Aguirre, & Bressán, 2015; Su, Hong, & Lettenmaier, 2008), con aplicaciones vinculadas con el modelado hidrológico y la predicción climática. También se han explorado herramientas que facilitan el manejo

de información dinámica espacialmente distribuida en un ambiente GIS (Bortagaray, 2018) o en forma independiente (Gavilán *et al.*, 2019).

Son menos frecuentes las aplicaciones de estos productos vinculadas con el análisis de eventos extremos de precipitación, y los existentes están principalmente asociados con el estudio de huracanes y eventos excepcionales (Miao, Ashouri, Hsu, Sorooshian, & Duan, 2015; AghaKouchak, Behrangi, Sorooshian, Hsu, & Amitai, 2011). Dado que los productos descritos cuentan ya en muchos casos con varias décadas de registros disponibles, son susceptibles de ser evaluados en cuanto a su capacidad para el análisis de series de extremos; en Argentina, incluso, estas series son aún más extensas que muchos de los registros pluviométricos tradicionales (ver, p. ej., Weber, González-Castillo, & Peña-Pollastri, 2017).

Objetivos

Como objetivo general de este trabajo se establece evaluar la utilidad del conjunto de datos de precipitación derivados de satélites (DPDS) CHIRPS en la generación de campos de lluvias diarias de diseño en Argentina.

Entre los objetivos específicos se pueden indicar:

- Desarrollar herramientas que permitan la adquisición y análisis automático de datos de precipitación derivados de satélites en general y del producto CHIRPS en particular.
- Analizar el grado de correlación espacial y temporal de estos datos con la información pluviométrica existente en el país.



- Caracterizar estadísticamente las series de precipitaciones diarias máximas anuales (pdMa) obtenidas a partir de los datos de precipitación derivados de satélites.
- Generar mapas de lluvias diarias de diseño para el país a partir del producto satelital considerado, que describan de modo adecuado la variabilidad espacial de las precipitaciones, considerando los efectos orográficos y climáticos en la amplia extensión territorial de Argentina.

Materiales y métodos

Información pluviométrica

Para el desarrollo del presente trabajo se utilizó la información pluviométrica diaria provista por el Servicio Meteorológico Nacional en 64 estaciones pluviométricas, cuya distribución geográfica puede verse en la Figura 2. Para cada una de las estaciones se determinó el mes de precipitación media mensual mínima, definiendo de este modo el inicio del año hidrológico en cada una de ellas. Dicha información se agregó como un atributo adicional a una capa vectorial en un modelo geográfico desarrollado en el sistema de información geográfica QGIS.

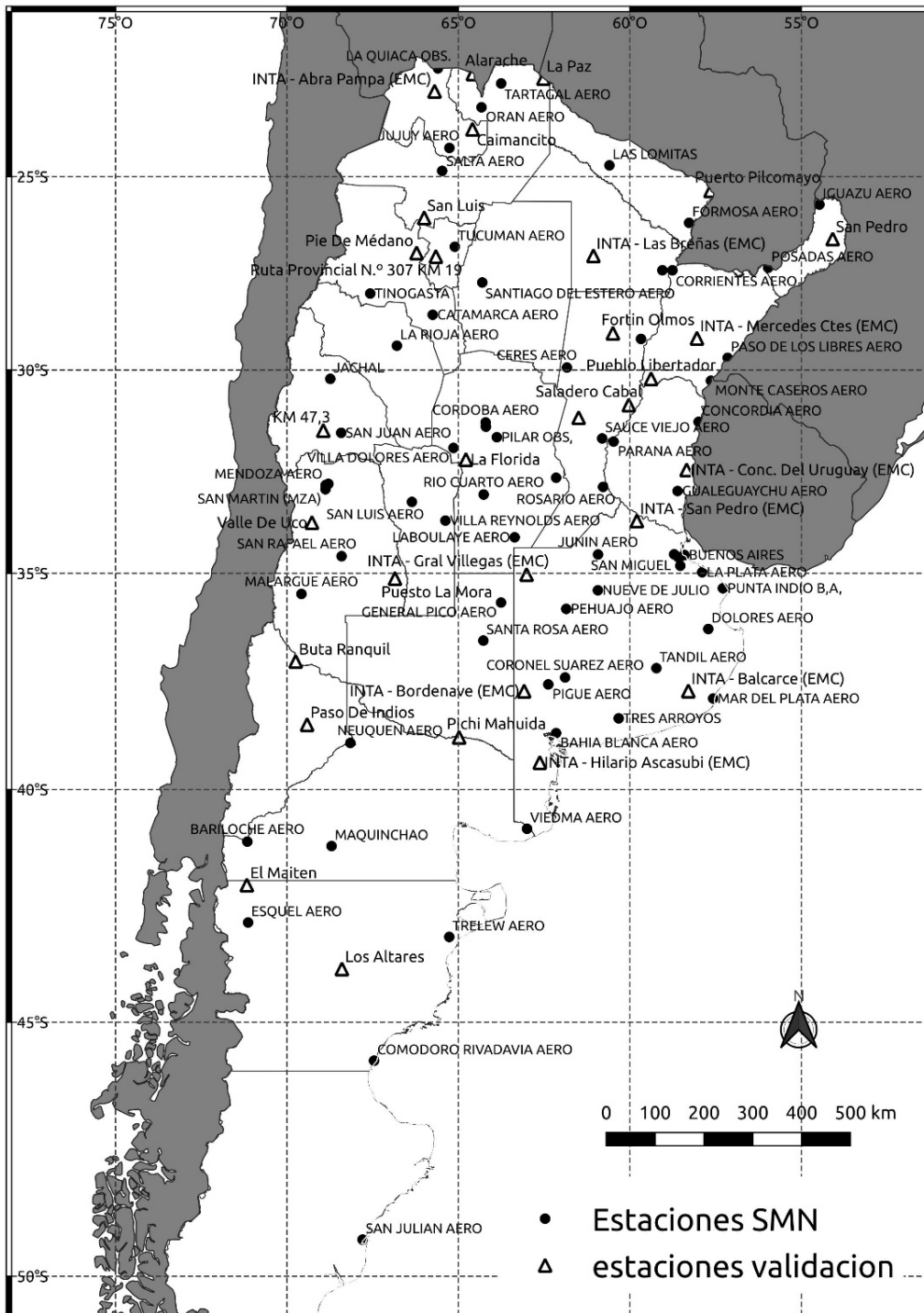


Figura 2. Estaciones pluviométricas del Servicio Meteorológico Nacional (●) y para la validación (Δ) consideradas.

Además, para la validación de los resultados, se consideró un conjunto de 30 estaciones pluviométricas disponibles a través del Sistema Nacional de Información Hídrica (anteriormente conocido como BDHi-Base de Datos Hidrológica Integrada) disponible públicamente por la Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica, dependiente del Ministerio de Obras Públicas. De las estaciones seleccionadas, nueve pertenecen a la red de estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y el resto a la Red Hidrológica Nacional o redes provinciales. Tales estaciones se seleccionaron a fin de validar la respuesta del modelo en las áreas geográficas no cubiertas por las estaciones del SMN (Figura 2), con coberturas temporales iguales o superiores a la de los datos sintéticos utilizados.

Datos de precipitación derivados de satélites

Debido a la resolución espacial, frecuencia, y cobertura temporal disponible se optó por trabajar con la información del producto CHIRPS (Funk *et al.*, 2015).

CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations) nace de la colaboración entre el Servicio Geológico de EUA (USGS) y el Earth Resources Observation and Science (EROS). CHIRPS es un conjunto de datos de precipitaciones cuasi global de más de 30 años de cobertura temporal continua. CHIRPS incorpora imágenes satelitales de resolución de 0.05° (unos 5.4 km) con datos de estaciones *in situ*

(reanálisis) para crear series de tiempo de lluvia grilladas (ráster). El producto utilizado tiene una resolución temporal de un día, con una disponibilidad continua desde el 01/01/1981. Los datos son provistos por el Climate Hazards Center, University of California, Santa Barbara (EUA).

La estimación de la precipitación de CHIRPS no está ligada solo a estaciones meteorológicas sino que combina estaciones meteorológicas junto a estimaciones de precipitación basadas en satélites de la NASA (National Aeronautics and Space Administration) y la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Con esta fusión de recursos se evita el sesgo que sufren las estimaciones de los pluviómetros en zonas rurales (por escasez de estaciones) y las estimaciones de datos satélites en territorios complejos, obteniendo un producto mixto mejorado. CHIRPS ofrece información de precipitación mundial (entre latitudes 50° S y 50° N) de libre disponibilidad. Los datos pueden ser descargados en mosaicos globales bajo resoluciones temporales diarias, cada dos meses, cada tres meses, y bajo formatos georreferenciados BIL, TIF o NetCDF (Funk *et al.*, 2015).

CHIRPS fue desarrollado para apoyar a la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional de la Red de Sistemas de Alerta Temprana (FEWS NET), aprovechando los enfoques utilizados en productos exitosos de precipitación por infrarrojos térmicos (TIR), como la estimación de precipitaciones (RFE2) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) y la RAINAT Climatology de África o la serie TAMSAT African Rainfall Climatology and Time de la Universidad de Reading (TARCAT). CHIRPS utiliza el Análisis de Precipitación Multisatélite de la Misión de Medición de Lluvias Tropicales, versión 7 (TMPA 3B42 v7)

para calibrar las estimaciones globales de lluvia de la duración de nube fría (CCD) (Funk *et al.*, 2015).

Digitalización del método de Devoto

Con fines comparativos fue necesario implementar una versión digital del método de Devoto (2002) antes descrito debido a que este procedimiento es de carácter manual en su versión original. Para ello, los cuatro mapas publicados por el autor (precipitaciones medias intensas de 1 y 12 horas, y sus correspondientes coeficientes de variación) fueron georreferenciados y se digitalizaron sus isolíneas. Luego, por interpolación lineal, y mediante el uso del sistema de información geográfica QGIS, se construyeron campos ráster continuos para estas magnitudes. Posteriormente, mediante operaciones del álgebra de mapas y para cada periodo de retorno considerado (2, 5, 10, 20, 25, 50 y 100 años), se determinaron las precipitaciones X_1 y X_2 , y las correspondientes intensidades i_1 e i_2 para duraciones de 1 y 12 horas, aplicando la Ecuación (2). Asumiendo $b = 0.80$, se determinaron los parámetros a y c de la Ecuación (1) para cada periodo de retorno; a partir de estos parámetros se obtuvieron las precipitaciones de 24 horas de duración; finalmente, estos valores se dividieron por el coeficiente de relación de duraciones $X_{24h} / X_{1 \text{ día}} = 1.08$, sugerido por Caamaño-Nelli y Dasso (2003) como valor medio para todo el país.

De este modo se obtuvieron siete campos ráster continuos (uno por periodo de retorno) para las estimaciones de las precipitaciones diarias

de diseño con base en el método actualmente disponible para todo el territorio nacional.

Metodología

La metodología desarrollada consistió de los pasos indicados y esquematizados en el diagrama de flujo de la Figura 3. A continuación se describen las herramientas y métodos empleados para llevar a cabo los pasos indicados.

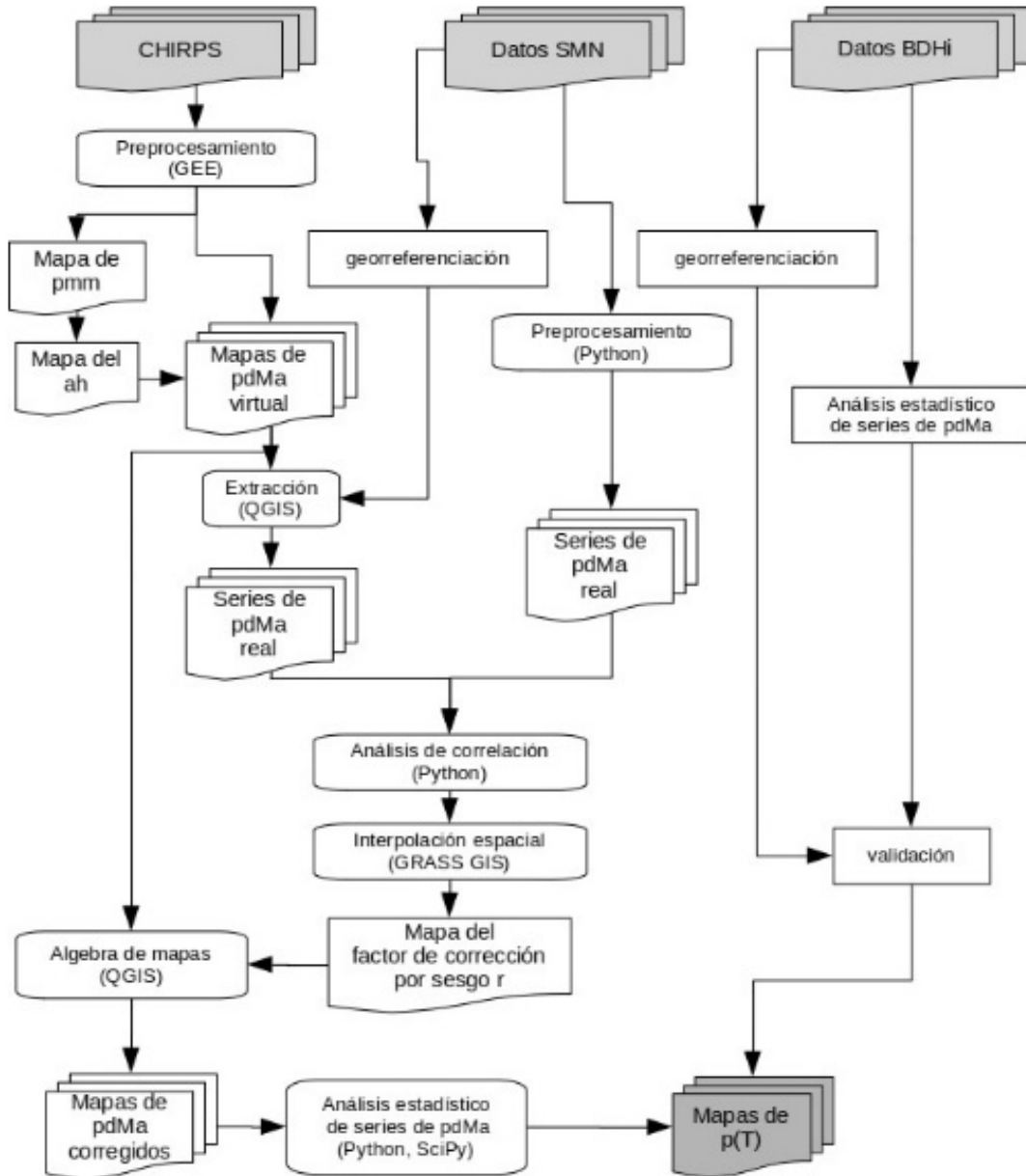


Figura 3. Diagrama de flujo de la metodología aplicada en este trabajo.

Preprocesamiento de los DPDS

Esta etapa incluye la descarga, y el recorte espacial y temporal de los DPDS. A partir de éstos, se obtienen los mapas de precipitación máxima diaria anual (pdMa) y de precipitaciones medias mensuales (pmm); de estos últimos se tiene la determinación del mapa del año hidrológico para el área de interés (identificado a través de mes de inicio).

Por la natural masividad de la información a procesar (Big Data) fue necesario recurrir a una herramienta que permitiera el manejo automatizado de grandes fuentes de datos espaciales. Este proceso se realizó mediante un conjunto de códigos *ad hoc* desarrollados en la API Code Editor de la plataforma Google Earth Engine (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017).

Los procesos se recortaron a una cobertura espacial comprendida entre los 18° y 50° latitud sur, y los 48° y 77° de longitud oeste, permitiendo cubrir un 97 % del territorio nacional continental, quedando fuera de la cobertura la provincia de la Tierra del Fuego y el sector meridional de la provincia de Santa Cruz.

La extensión temporal considerada cubrió el periodo 1981-2017 para armonizar el desarrollo conjunto con las otras actividades, fuentes de datos y objetivos del proyecto; esto aseguró un total de 36 años hidrológicos considerados. Así, considerando la extensión temporal y espacial de los datos, se procesaron un total de 132 296 series de precipitación sintética en el país (una por píxel) de 13 514 días de extensión, es decir, un total de 1 787 848 144 ($\sim 1.8 \cdot 10^9$) datos pluviométricos virtuales.

Generación del mapa del año hidrológico. El año hidrológico es un periodo de 12 meses a lo largo del cual se consideran y analizan las diversas variables hidrológicas sobre una determinada cuenca hidrográfica. El año hidrológico no coincide necesariamente con el año natural, es decir, el periodo que convencionalmente transcurre entre el 1° de enero y el 31 de diciembre de un mismo año. Esto responde a la natural variabilidad espacial del clima (Linsley & Franzini, 1972).

Una forma de identificar el año hidrológico es encontrar el periodo sucesivo de 12 meses que de manera más consistente, año tras año, proporcione la mayor correlación entre la precipitación y el flujo superficial, y que presente además cambios insignificantes en el almacenamiento (es decir, el agua en el suelo y la nieve).

El comienzo del año hidrológico puede variar entre una región y otra, incluso dentro de un mismo país. El análisis temporal de las variables hidrológicas, basado en el año hidrológico, permite preservar la hipótesis estadística de independencia, en particular en el análisis de series de extremos hidrológicos. En ausencia de otras variables es habitual considerar, para la definición del inicio del año hidrológico, el mes de menor precipitación media mensual.

Se desarrollaron, en GEE y para tal fin, algoritmos de procesamiento de información. Los mapas ráster así generados fueron exportados en formato GeoTIFF, con una resolución espacial de 5 km, similar a la de la información de base. Los mapas resultado de los procesos antes descritos fueron localmente procesados mediante el Sistema de Información Geográfica QGIS (QGIS Development Team, 2020). En este ambiente de trabajo se desarrollaron los mapas de visualización de resultados, al igual que la extracción de los valores puntuales de precipitaciones media

mensual, media anual, y mes de inicio del año hidrológico, en correspondencia con las estaciones pluviométricas del Servicio Meteorológico Nacional antes descritas.

Generación de los mapas de pdMa. Para cada uno de los 36 años hidrológicos considerados se generó un mapa ráster conteniendo la precipitación máxima diaria anual (pdMa) en cada píxel, mediante un código desarrollado en GEE, atendiendo la definición del inicio del año hidrológico dado por el mapa antes presentado, y utilizando la información de CHIRPS (pdMa virtual). Estos mapas de pdMa se descargaron localmente (como archivos GeoTIFF) y se posprocesaron utilizando el *software* QGIS.

Preprocesamiento de los datos pluviométricos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN)

Los datos se clasificaron por estación, y se extrajeron las series de pdMa (series reales) y de precipitaciones medias mensuales. Adicionalmente se georreferenciaron de forma adecuada las 64 estaciones consideradas.

Análisis de correlación

En correspondencia con cada una de las 64 estaciones del SMN consideradas se extrajo (mediante el *software* QGIS) la serie de precipitaciones diarias máximas anuales (pdMa) virtual asociada. De este modo se obtuvieron dos series de 36 valores asociados con cada una de

las 64 estaciones consideradas: la procedente de los datos del SMN (serie real) y la procedente de los datos de CHIRPS (serie virtual).

Dado que en el análisis estadístico de las series de valores extremos el primer paso consiste en la asignación de probabilidades empíricas de no excedencia en función de la posición que cada valor de la serie ocupa en una lista ordenada, o posición de ploteo (Castillo, 2012), es posible realizar la comparación de las series reales y virtuales previo ordenamiento: las series ordenadas preservan las propiedades estadísticas de interés de las series originales y por lo tanto tienen la misma utilidad a los fines de la estimación de lluvias diarias de diseño. Bajo esta premisa se planteó un modelo de corrección por sesgo de la forma:

$$pdMa_r = r \cdot pdMa_v \quad (3)$$

donde

$pdMa_r$ es la precipitación diaria máxima anual real (obtenida de los datos del SMN)

$pdMa_v$, la precipitación diaria máxima anual virtual (obtenida de los datos de CHIRPS)

r es la pendiente de la recta de regresión lineal forzada a pasar por el origen (para evitar imágenes negativas para el subdominio positivo), que puede interpretarse como un coeficiente de corrección de errores sistemáticos o de corrección por sesgo que permite estimar valores reales de $pdMa$ a partir de valores virtuales.

Este análisis se hizo para cada una de las 64 estaciones consideradas, y sus resultados agregados como un nuevo atributo a la capa de estaciones del SMN en QGIS.

Corrección de los mapas de pdMa

Con base en los 64 valores georreferenciados del coeficiente de corrección por sesgo r se realizó una interpolación spline bilineal (Brovelli, Cannata, & Longoni, 2004), implementada en el comando `v.surf.bspline` de GRASS GIS (Neteler & Mitasova, 2013), generando un campo de valores de r para el sector del territorio nacional considerado, con la misma resolución espacial que los mapas de pdMa virtual antes descritos. Este factor r representa un factor de corrección por sesgo con el cual corregir las precipitaciones virtuales.

Los 36 mapas de precipitación diaria máxima anual extraídos a partir de la información de CHIRPS fueron corregidos multiplicándolos, píxel a píxel, por el mapa del factor de corrección por sesgo antes descrito, obteniéndose un nuevo conjunto de 36 mapas corregidos de pdMa (pdMa_c).

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de las series de pdMa corregidas se implementó un código en el lenguaje de programación Python, utilizando las librerías SciPy (Virtanen *et al.*, 2020), NumPy (Harris *et al.*, 2020) y GDAL



(GDAL/OGR contributors, 2021), que procesó, para cada uno de los 132 296 píxeles activos considerados las series de pdMa y generó como resultado los siguientes mapas:

- distr.tiff (entero): distribución teórica óptima de probabilidades, como código entero.
- param1.tiff, param2.tiff, param3.tiff (real): parámetros óptimos de la distribución dada en el mapa anterior.
- R2.tiff (real): coeficiente de determinación del ajuste.
- T2.tiff, T5.tiff, T10.tiff, T20.tiff, T25.tiff, T50.tiff, T100.tiff (real): precipitación diaria de diseño, estimada con base en la distribución óptima dada en distr.tiff, para los periodos de retorno de 2, 5, 10, 20, 25, 50 y 100 años, respectivamente.

El análisis estadístico de cada serie de valores extremos se desarrolló en los siguientes pasos:

1. *Extracción y ordenamiento de la serie y asignación de probabilidades empíricas.*

Para cada píxel se extrajo la serie de 36 valores de pdMa_c, se ordenó y se le asignó una probabilidad de no excedencia según su posición de ploteo:

$$F(x_m) = P(X < x_m) = \frac{m-b}{n+1-2b} \quad (4)$$

donde

n es el número de registros (36)

m , la posición que ocupa el valor x_m en la lista ordenada

b es un parámetro que permite seleccionar la fórmula a utilizar.

En este caso, se aplicó la fórmula de Gringorten, con $b = 0.44$ (Castillo, 2012).

2. Ajuste de una distribución teórica de probabilidades.

A partir de los 36 pares ordenados $(x_i, F(x_i))$, y utilizando las funciones estadísticas de SciPy, se ajustaron las funciones de distribución de probabilidades Lognormal, Gumbel, GEV y Gamma, cuyas funciones de densidad de probabilidad vienen dadas, respectivamente, por (Naghetini & Andrade-Pinto, 2007):

$$f(x) = \frac{1}{x\sigma_Y\sqrt{2\pi}} e^{-(1/2)[(\ln x - \mu_Y)/\sigma_Y]^2}, x > 0 \quad (5)$$

$$f(x) = e^{-z - e^{-z}}, z = \frac{x - \mu_0}{\beta} \quad (6)$$

$$f(x) = \frac{1}{\sigma} t(x)^{\xi+1} e^{-t(x)}, \xi \neq 0 \Rightarrow t(x) = \left[1 + \xi \left(\frac{x - \mu}{\sigma}\right)\right]^{\frac{-1}{\xi}}, \xi = 0 \Rightarrow t(x) = e^{-(x - \mu)/\sigma} \quad (7)$$

$$f(x) = \frac{\lambda}{\Gamma(\alpha)} (\lambda x)^{\alpha-1} e^{-\lambda x}, x > 0 \quad (8)$$

En estas expresiones:

$Y = \ln(x)$ = es el logaritmo natural de la variable aleatoria (pdMa).

$\mu, \mu(Y)$ = son las medias de la variable aleatoria y de los logaritmos de la variable aleatoria, respectivamente.

σ , $\sigma(Y)$ = son las desviaciones típicas de la variable aleatoria y de los logaritmos de la variable aleatoria, respectivamente.

μ_0 = es la moda de la variable aleatoria.

$\beta = \sigma \cdot \sqrt{6}/\pi$ = es el factor de escala en la distribución de Gumbel.

ξ = es el parámetro de forma de la distribución GEV.

α = es el parámetro de forma de la distribución Gamma.

$\lambda = \alpha \cdot \mu$ = es la recíproca del parámetro de escala de la distribución Gamma.

Γ = es la función gamma, extensión del concepto de factorial a los números reales.

Con base en los periodos de retorno (y, por lo tanto, de las probabilidades de no excedencia) empíricos determinados, y de la distribución óptima hallada (y sus parámetros) se determinaron, píxel a píxel, las precipitaciones asociadas; con base en ello se calculó el coeficiente de determinación R^2 de acuerdo con la Ecuación (9) (Canavos, 2003):

$$R^2 = 1 - \frac{\sigma_r^2}{\sigma^2} \quad (9)$$

donde

σ_r^2 es la varianza residual

σ^2 la varianza total de las pdMa consideradas.

Como resultado de este proceso se obtuvo un mapa ráster georreferenciado con la distribución óptima, píxel a píxel; otro mapa con

el coeficiente de determinación R^2 del ajuste; tres mapas con los parámetros de dicha distribución, y siete mapas de las precipitaciones de diseño (uno por cada recurrencia considerada).

Validación de los resultados

Para la validación de los resultados obtenidos en el proceso anterior se utilizaron series de precipitaciones diarias de 30 estaciones seleccionadas (Figura 2), que fueron descargadas del portal del Sistema Nacional de Información Hídrica. A su vez, las estaciones fueron correctamente georreferenciadas. Estas series fueron inspeccionadas para detectar, y eventualmente corregir, errores o inconsistencias. Luego, y en forma similar a lo indicado previamente, se extrajo la serie de precipitaciones diarias máximas anuales, atendiendo a la definición local del año hidrológico.

Tanto para el ajuste de las distribuciones teóricas antes descritas como para la obtención de las precipitaciones diarias de diseño asociadas con los diferentes periodos de retorno considerados (así como de su intervalo de confianza, para un nivel del 90 %), se utilizó el *software* de análisis estadístico CumFreq (Oosterbaan, 2019).

Para cada una de las 30 estaciones de validación consideradas se aplicó el programa CumFreq, obteniéndose la distribución óptima (entre las cuatro consideradas: lognormal, Gumbel, GEV y gamma), y para ella se determinaron las precipitaciones correspondientes a periodos de

retorno de 2, 5, 10, 20, 25, 50 y 100 años; así como los límites inferior y superior del intervalo de confianza del 90 % asociado con la estimación.

Finalmente se compararon las precipitaciones de diseño obtenidas a partir de las series virtuales con las obtenidas a partir de las series reales. Se asumió que existe correspondencia si aquéllas caen dentro del intervalo de confianza de éstas.

Resultados

Mapa del año hidrológico

En la Figura 4 (izquierda) puede observarse un gráfico de dispersión de las precipitaciones medias mensuales para las estaciones consideradas, comparando los valores extraídos de las series reales (estaciones del SMN) con las series virtuales (generadas a partir de los DPDS de CHIRPS). En la misma figura se superpone la recta identidad, y la recta de regresión lineal de los datos mencionados. Como puede observarse, hay una muy buena correspondencia entre las precipitaciones medias mensuales reales y virtuales ($R^2 = 0.97$). Cabe destacar que la figura indicada representa un conjunto de 768 pares ordenados, correspondientes a 12 valores por cada una de las 64 estaciones analizadas.

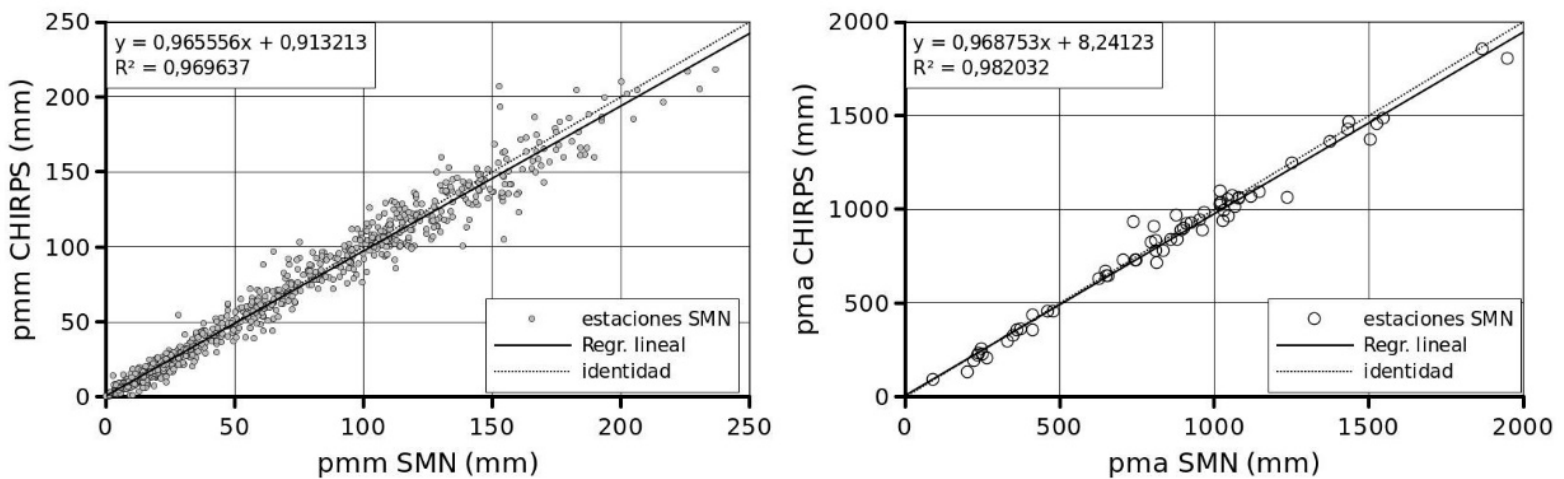


Figura 4. Precipitaciones medias mensuales (izquierda) y anuales (derecha) reales (SMN) y virtuales (CHIRPS). Se superponen la recta identidad (trazos) y la regresión lineal (continua), junto con su ecuación y su coeficiente de determinación R^2 .

Un análisis similar se presenta a la derecha de la misma figura, en este caso para las precipitaciones medias anuales. El gráfico de dispersión presenta ahora 64 pares ordenados (uno por estación considerada). La recta de regresión obtenida (cercana a la identidad), junto con el coeficiente de determinación, muestran la buena correspondencia entre las series.

Puede observarse, en general, una buena correspondencia entre el mes de inicio del año hidrológico obtenido para las estaciones consideradas, para las series de precipitaciones reales (SMN) y virtuales (CHIRPS), ya que con la excepción de cuatro estaciones (Malargüe, Neuquén, Viedma y Puerto San Julián), el mes de inicio del año hidrológico entre ambas series difieren en no más de dos meses. Específicamente, de las 64 estaciones, 36 (56 %) coinciden en el mes inicio del año

hidrológico, 17 (27 %) difieren en un mes, 7 (11 %) difieren en dos meses, y cuatro (6 %) en más de dos meses.

En la Figura 5 (izquierda) puede observarse la distribución espacial del año hidrológico, categorizado a través del mes inicial del mismo, producido a partir de la información de CHIRPS. Puede observarse una gran variabilidad espacial de los resultados obtenidos, sin embargo también pueden apreciarse amplias regiones con resultados espacialmente homogéneos, lo que evidencia cierta consistencia en el producto obtenido. La amplia variabilidad en los resultados en la estepa patagónica responde, nuevamente, al bajo grado de estacionalidad en las series virtuales de precipitaciones.

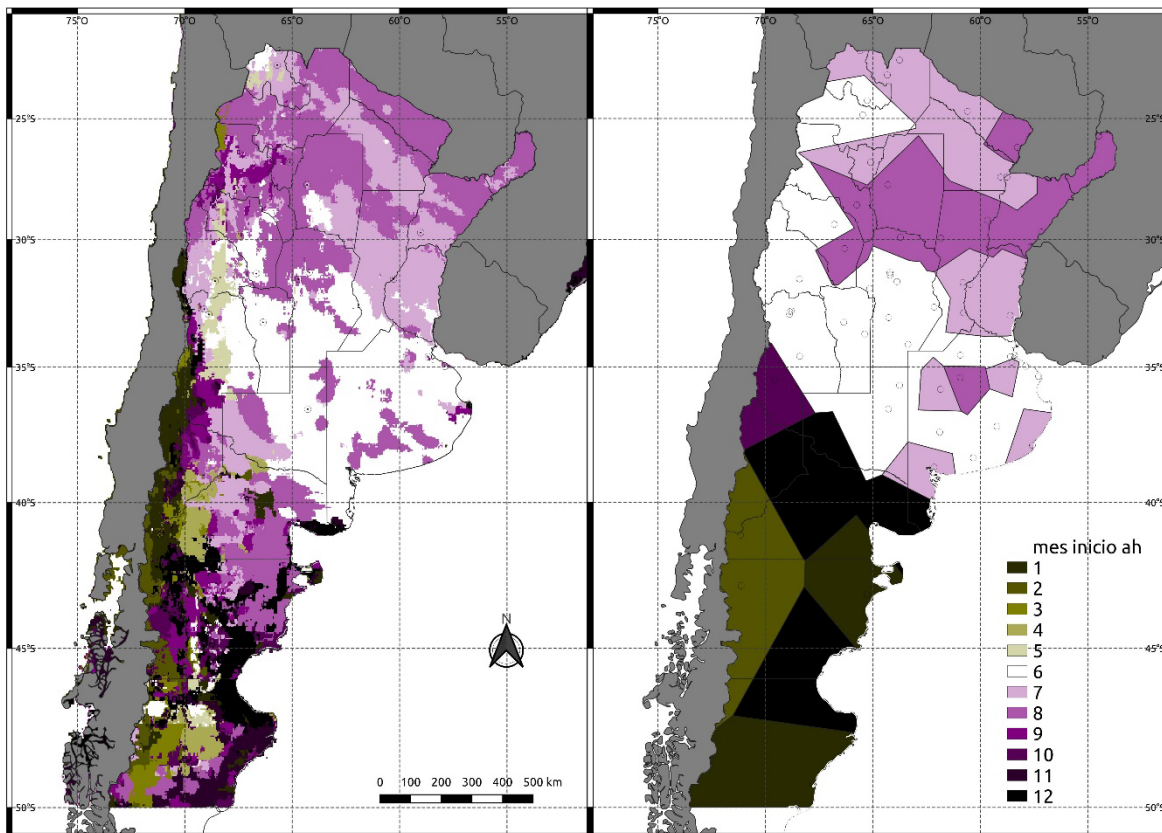


Figura 5. Mapa del año hidrológico de Argentina (expresado a través de su mes de inicio) obtenido a partir de los Datos de CHIRPS (izquierda) y de la información pluviométrica del SMN, mediante teselación de Voronoi y posterior fusión de entidades según los resultados (derecha). Los puntos representan las estaciones del SMN consideradas.

Con fines comparativos, en la Figura 5 (derecha) se presenta el mismo mapa, pero obtenido a partir del análisis de las series puntuales de precipitaciones medias mensuales del SMN en las 64 estaciones consideradas, distribuidas espacialmente a partir de una Teselación de Voronoi (polígonos de Thiessen), y fusionados desde los resultados obtenidos. Este proceso se llevó a cabo mediante el sistema de

información geográfica QGIS. Según se aprecia, hay una tendencia general compartida entre lo presentado en la Figura 9: la diagonal árida marca un límite entre dos regiones, la ubicada al noreste, con un año hidrológico iniciado en los meses de junio, julio o agosto (invierno), y la ubicada al sudoeste, coincidente con la Patagonia, incluida la región sur de la provincia de Mendoza, con un año hidrológico iniciado en los meses de verano; sin embargo, el mapa obtenido de los DPDS presenta una riqueza espacial no detectable en su homólogo obtenido a partir de las estaciones del SMN. En particular, puede observarse cierto efecto atribuible a la orografía en la cordillera y el pedemonte de la región de Cuyo y en zonas de la Puna catamarqueña y jujeña que no es posible reproducir a partir de los datos puntuales del SMN.

Mapas de precipitación diaria máxima anual (pdMa)

A partir del procesamiento descrito previamente, se obtuvieron 36 mapas de pdMa en correspondencia con cada año hidrológico considerado. En la Figura 6 se presenta, a título de ejemplo, la distribución geográfica de la pdMa virtual para dos años hidrológicos en particular.

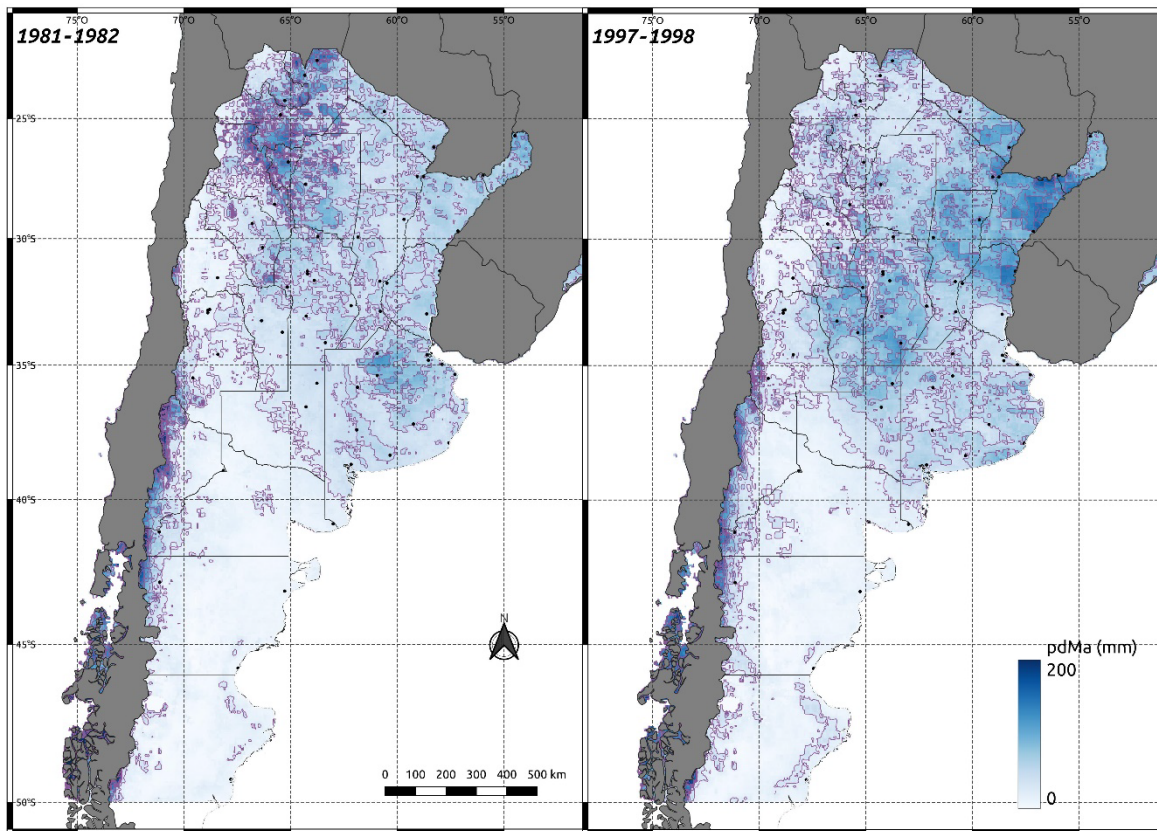


Figura 6. Mapas de precipitación diaria máxima anual (pdMa) virtual para dos años hidrológicos (1981-1982 a la izquierda; 1997-1998 a la derecha) generados a partir de la información de CHIRPS. Equidistancia de isohietas: 25 mm.

Análisis de correlación

Una comparación año con año (hidrológico) de las pdMa reales y virtuales arroja para el conjunto de las 64 estaciones (2 304 pares ordenados) el gráfico de dispersión de la Figura 7 (izquierda). Puede observarse una

ligera tendencia en la correlación, sin embargo también se observa una variabilidad aleatoria significativa; esto es, CHIRPS no reproduce con suficiente exactitud la pdMa de un año determinado, sino con errores aleatorios significativos. Esto puede observarse en forma más acentuada cuando se analiza cada serie (estación) de forma individual. A título de ejemplo se presenta en la Figura 8 (izquierda) el análisis realizado para la estación Córdoba Observatorio.

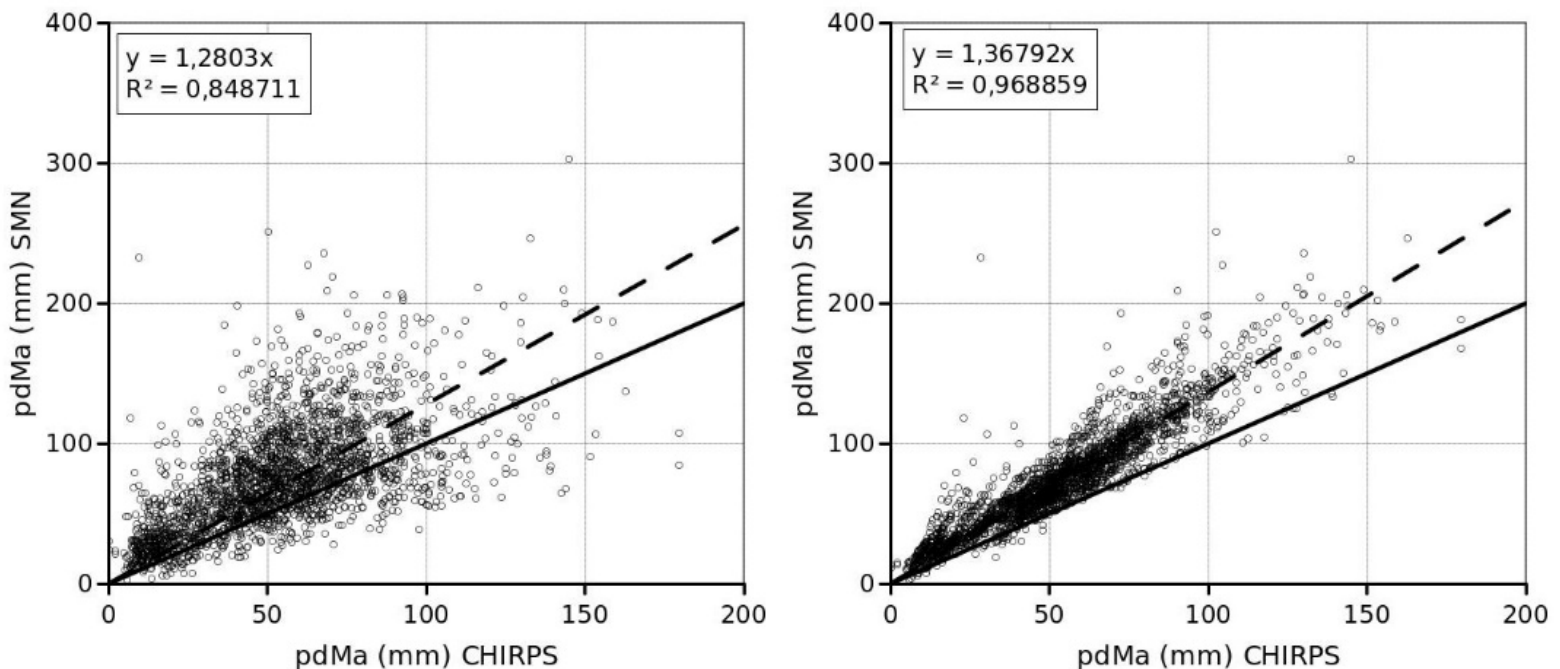


Figura 7. Precipitaciones diarias máximas anuales (pdMa) reales (SMN) *versus* virtuales (CHIRPS). A la izquierda, la correspondencia directa (año con año). A la derecha, la de las series ordenadas. La línea continua es la identidad; la de trazos, la recta de regresión que pasa por el origen.

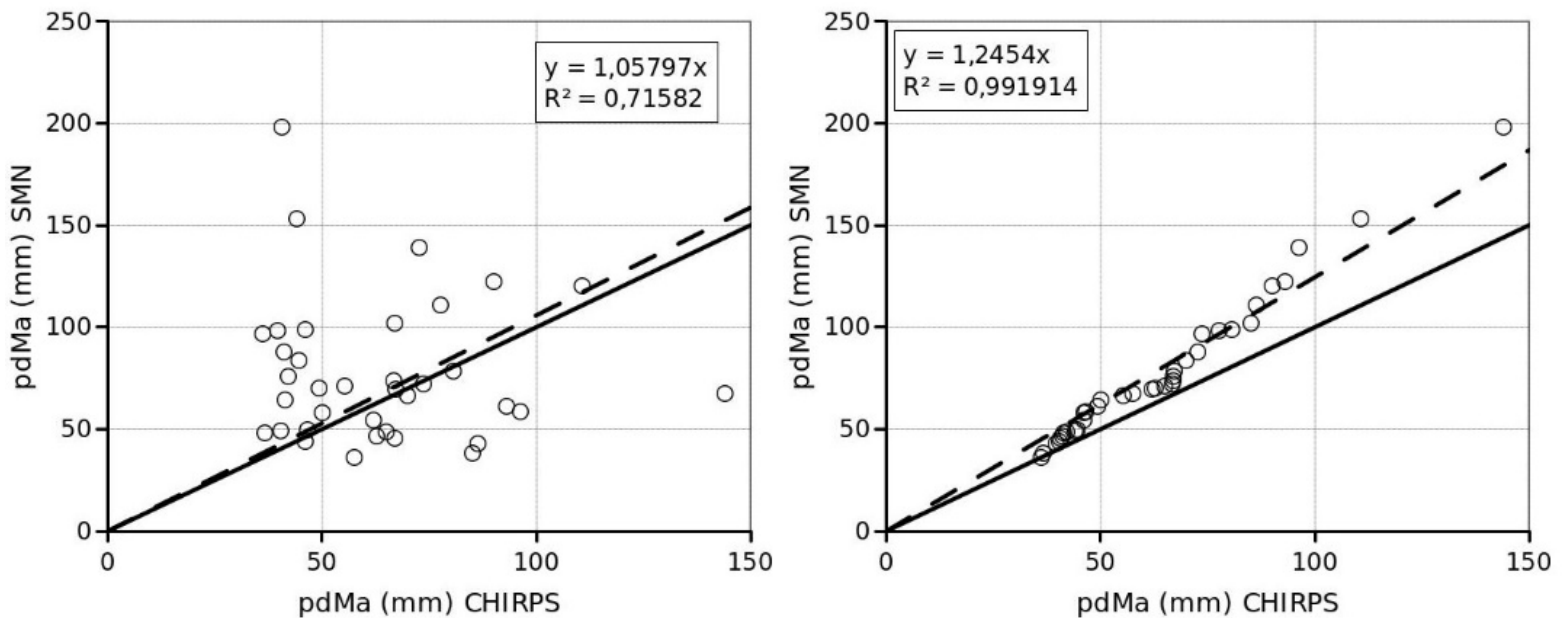


Figura 8. Precipitaciones diarias máximas anuales (pdMa) reales (SMN) *versus* virtuales (CHIRPS) para la estación Córdoba Observatorio. A la izquierda, la correspondencia directa (año con año). A la derecha, la de la serie ordenada. La línea continua es la identidad; la de trazos, la recta de regresión que pasa por el origen.

Se realizaron las comparaciones que se presentan a la derecha de la Figura 7 (para la totalidad de las estaciones) y la Figura 8 (en una estación de ejemplo), considerando las series ordenadas. Se puede observar el significativo aumento de la correlación lineal y , por lo tanto, la notable reducción de los residuos en el modelo de corrección por sesgo dado por la Ecuación (3).

Mapa de corrección por sesgo

De acuerdo con la Figura 7 (derecha) se puede concluir que, en términos generales, las pdMa son subestimadas por CHIRPS; sin embargo, la observación de los valores individuales del coeficiente de corrección por sesgo r muestran tanto subestimaciones como sobreestimaciones de acuerdo con la localización geográfica. Con base en esto se consideró el factor de corrección por sesgo como una variable espacial continua. Para obtener el campo asociado se realizó la interpolación spline bilineal antes descrita, obteniéndose el mapa de la Figura 9.

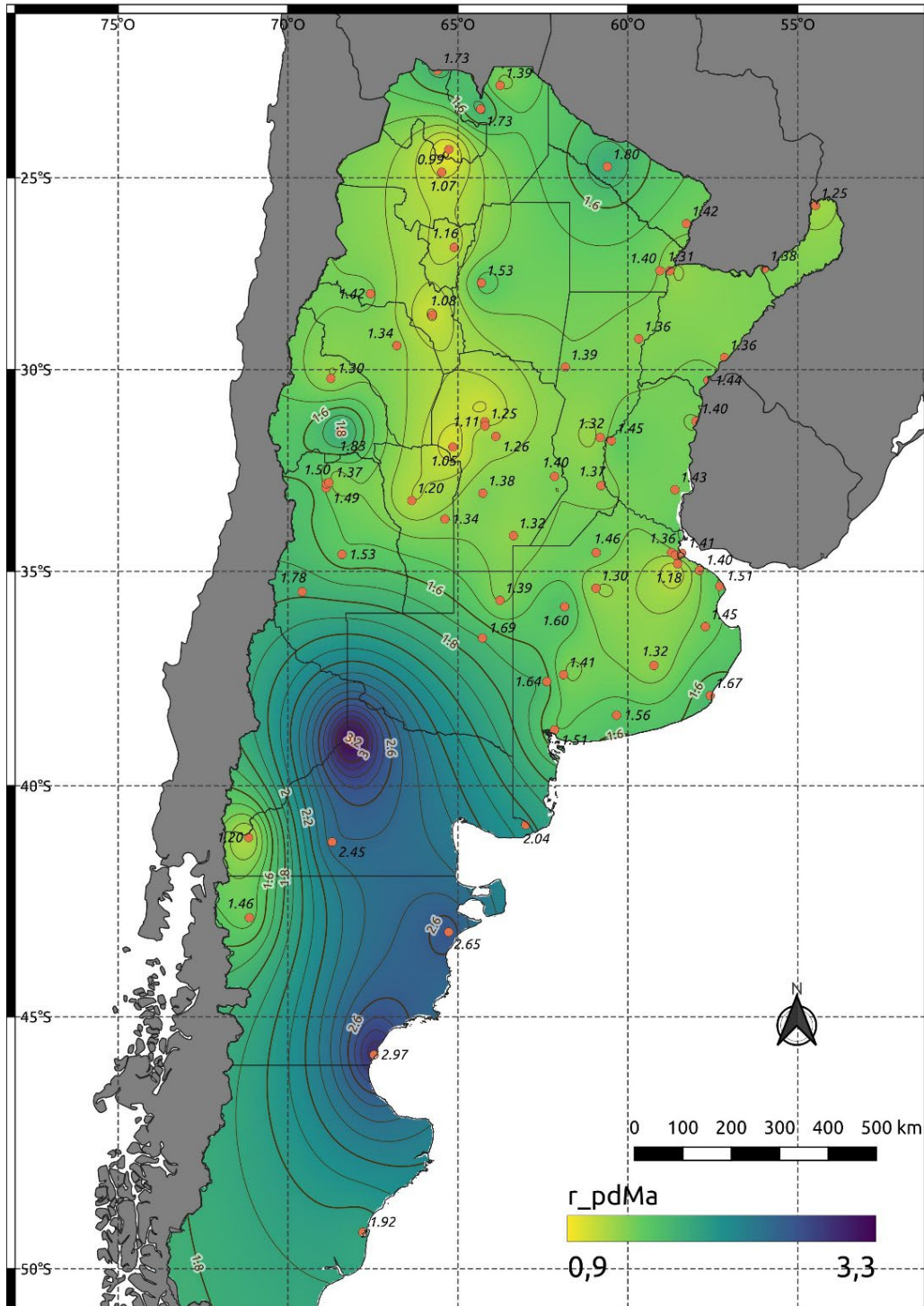


Figura 9. Distribución espacial del parámetro r de la regresión lineal $pdMa_r = r \cdot pdMa_v$. Series ordenadas.



Mapas de precipitaciones de diseño

Con base en las distribuciones óptimas halladas (y sus parámetros), se estimaron las precipitaciones correspondientes a periodos de retorno de 2, 5, 10, 20, 25, 50 y 100 años, en correspondencia con cada uno de los pixeles. Con ello, se construyeron los mapas de precipitaciones de diseño correspondientes, que fueron visualizados y posprocesados en el sistema de información geográfica QGIS. En la Figura 10, Figura 11, Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15 y Figura 16 se presentan los mapas obtenidos.

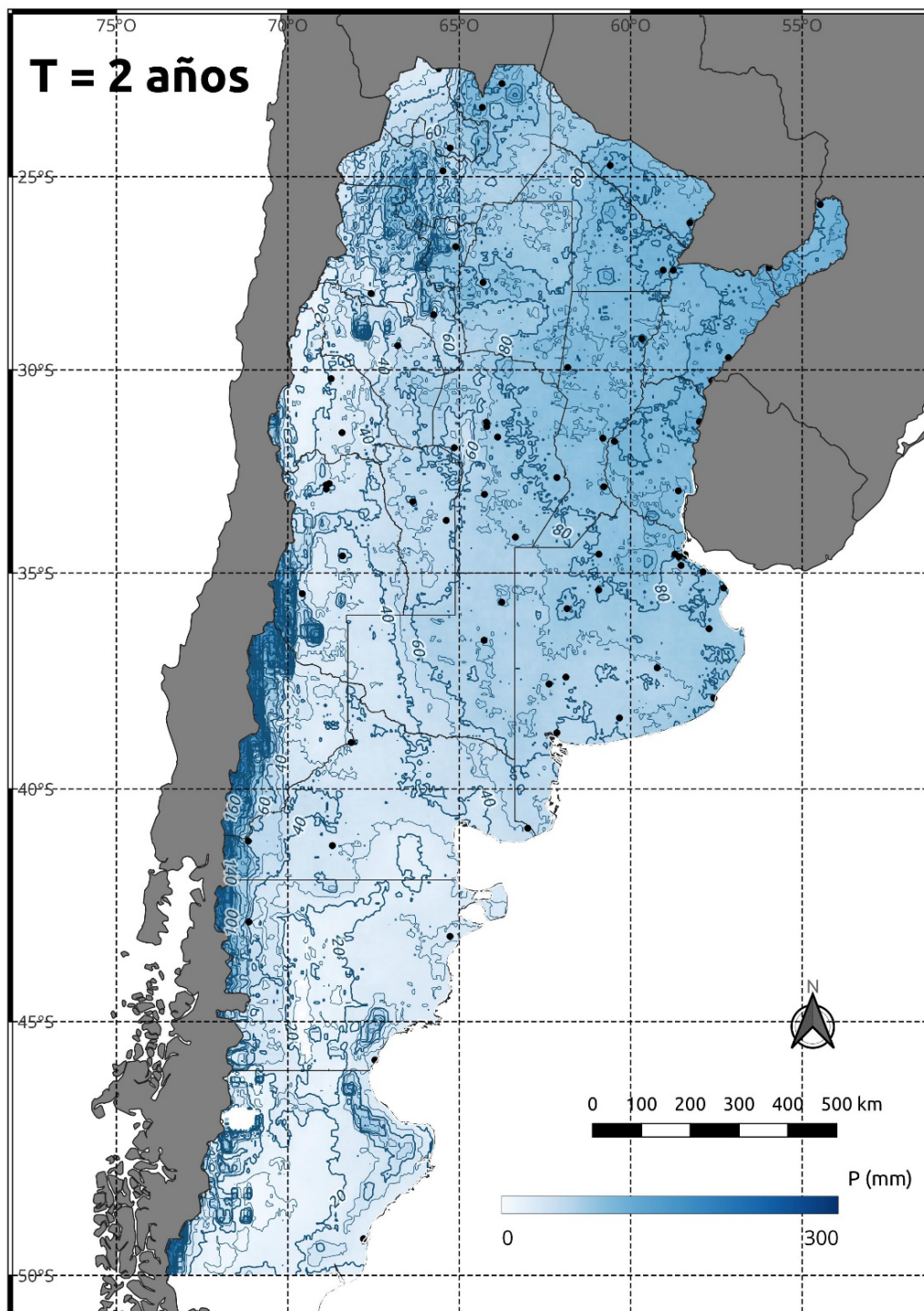


Figura 10. Precipitaciones de diseño estimadas para un periodo de retorno de dos años. Equidistancia: 10 mm.

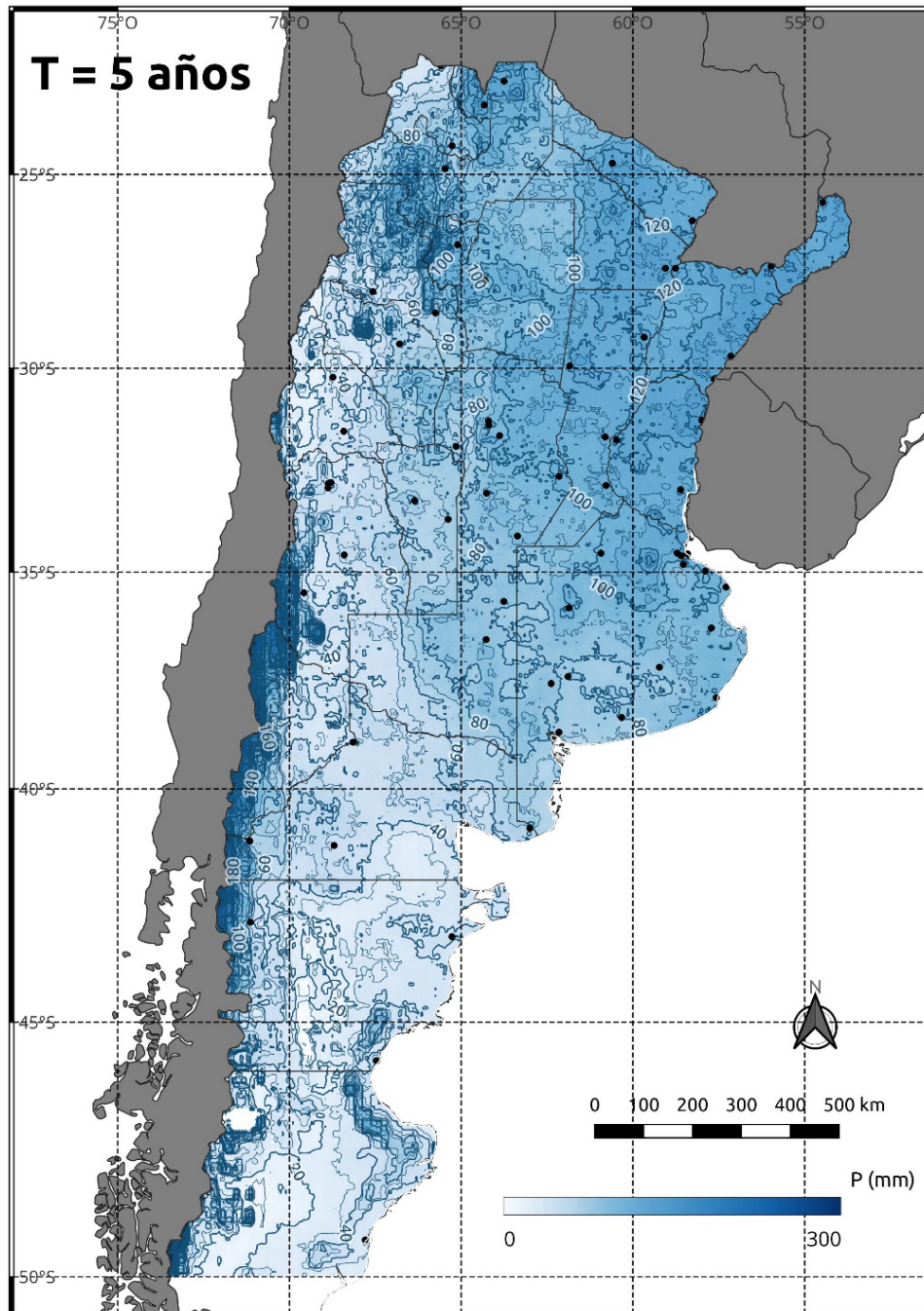


Figura 11. Precipitaciones de diseño estimadas para un periodo de retorno de cinco años. Equidistancia: 10 mm.

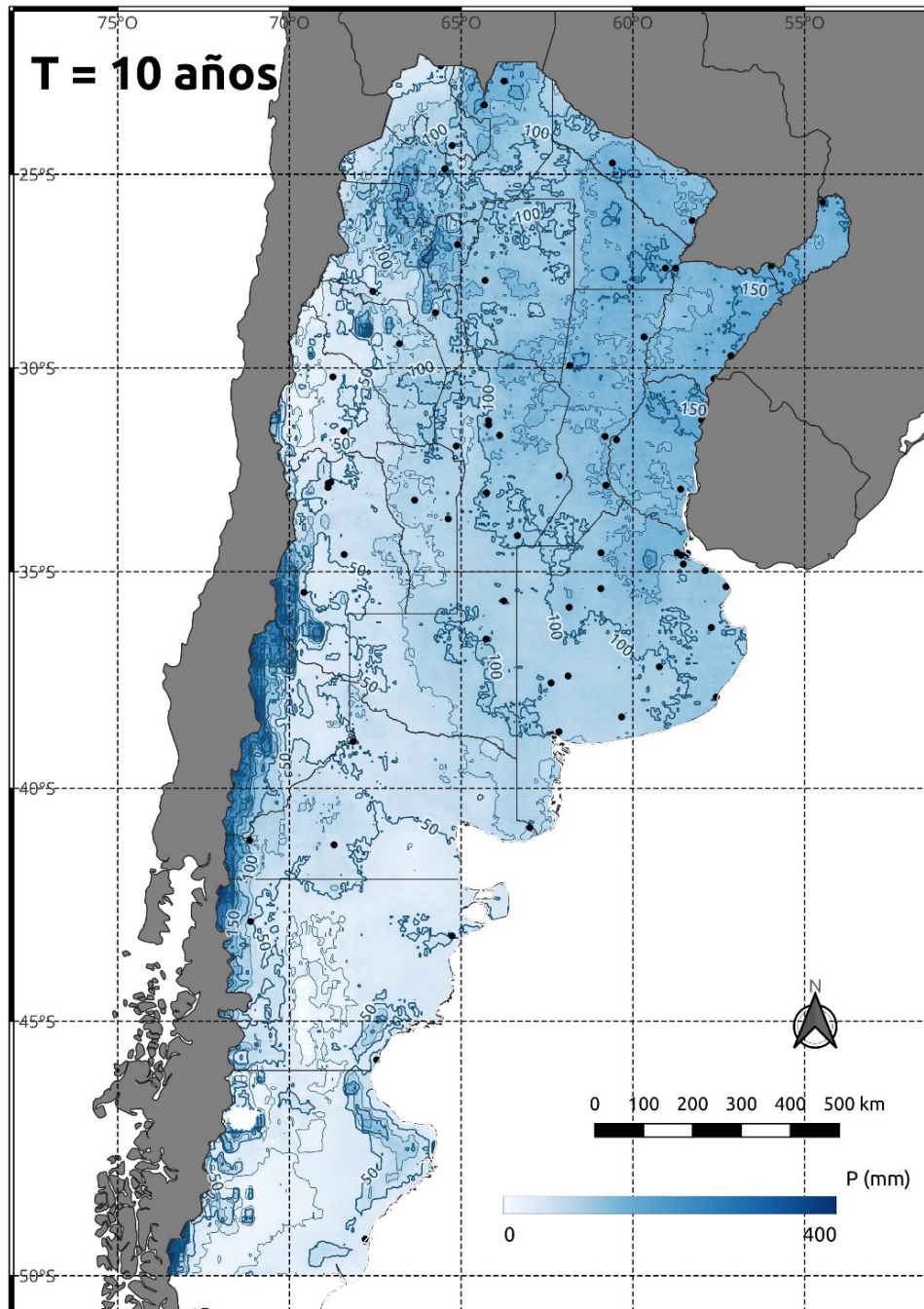


Figura 12. Precipitaciones de diseño estimadas para un periodo de retorno de 10 años. Equidistancia: 25 mm.

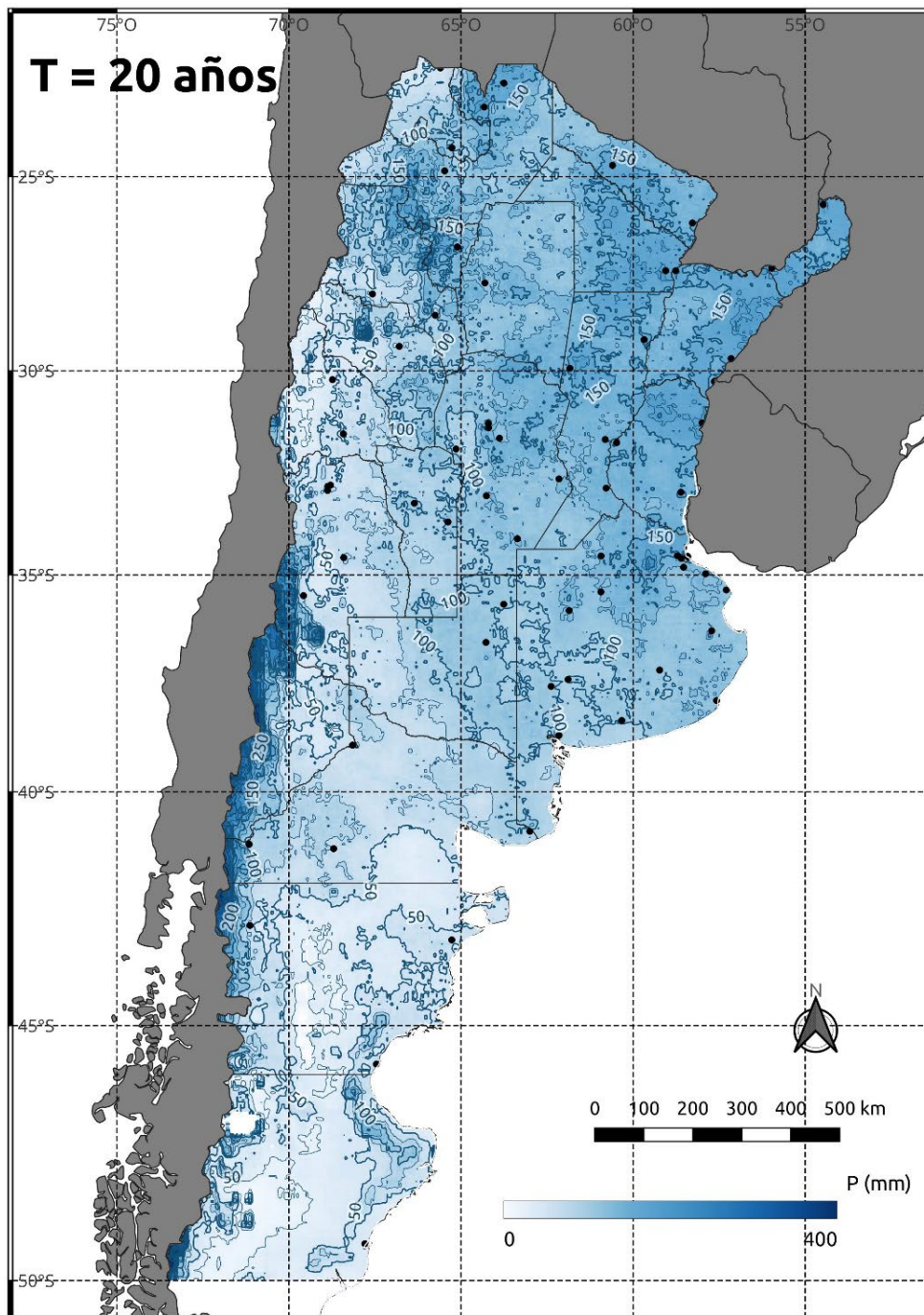


Figura 13. Precipitaciones de diseño estimadas para un periodo de retorno de 20 años. Equidistancia: 25 mm.

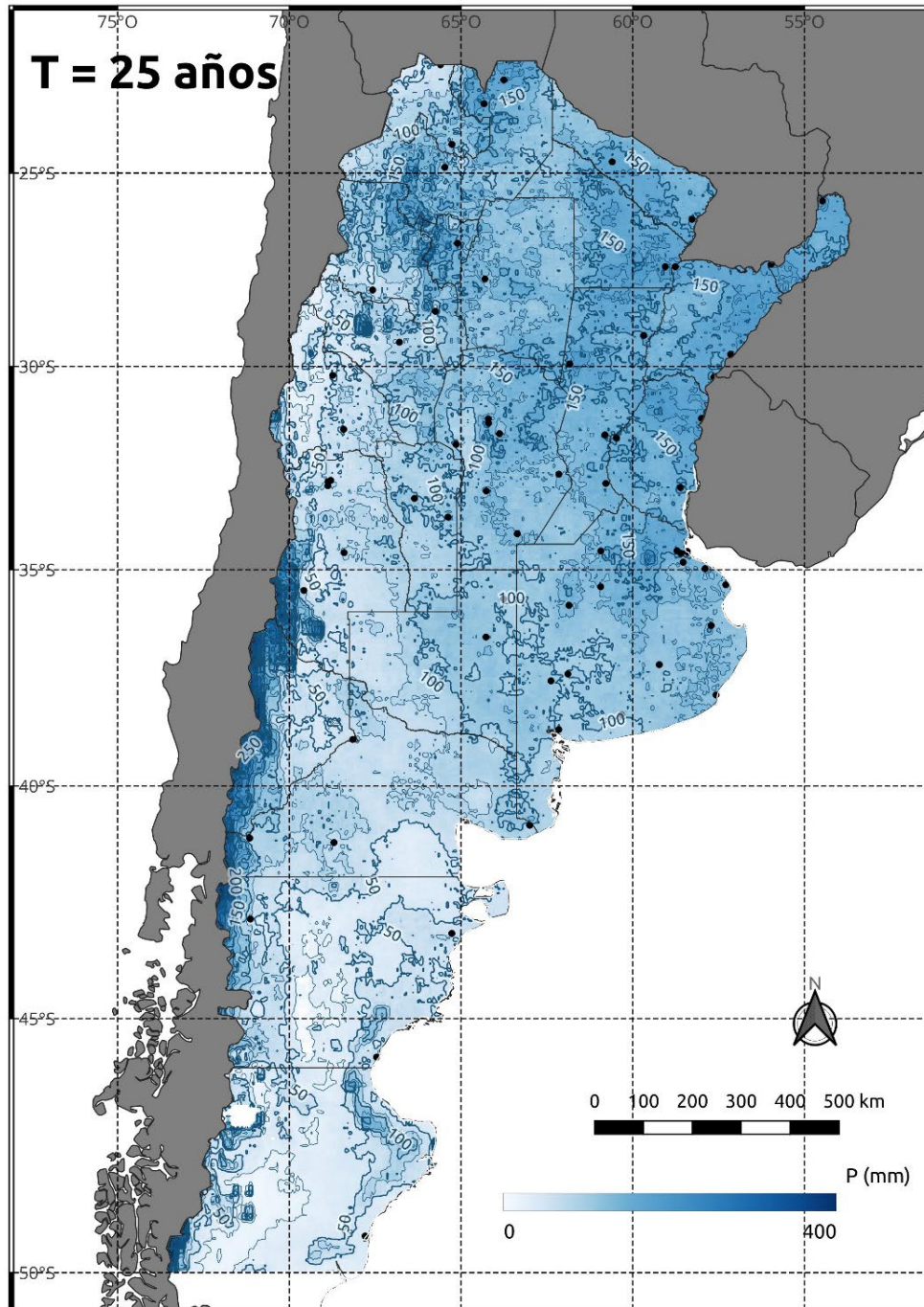


Figura 14. Precipitaciones de diseño estimadas para un periodo de retorno de 25 años. Equidistancia: 25 mm.

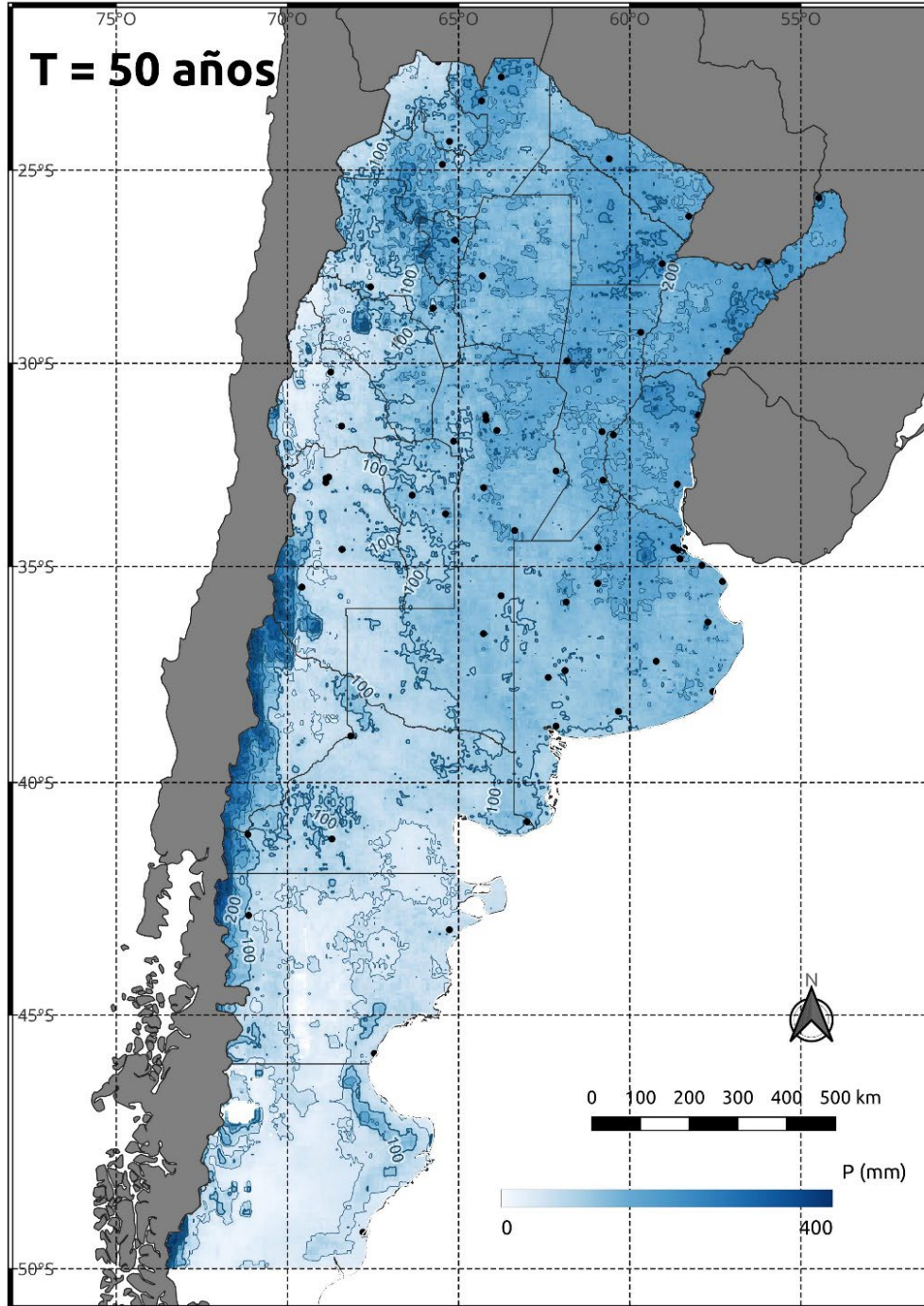


Figura 15. Precipitaciones de diseño estimadas para un periodo de retorno de 50 años. Equidistancia: 50 mm.

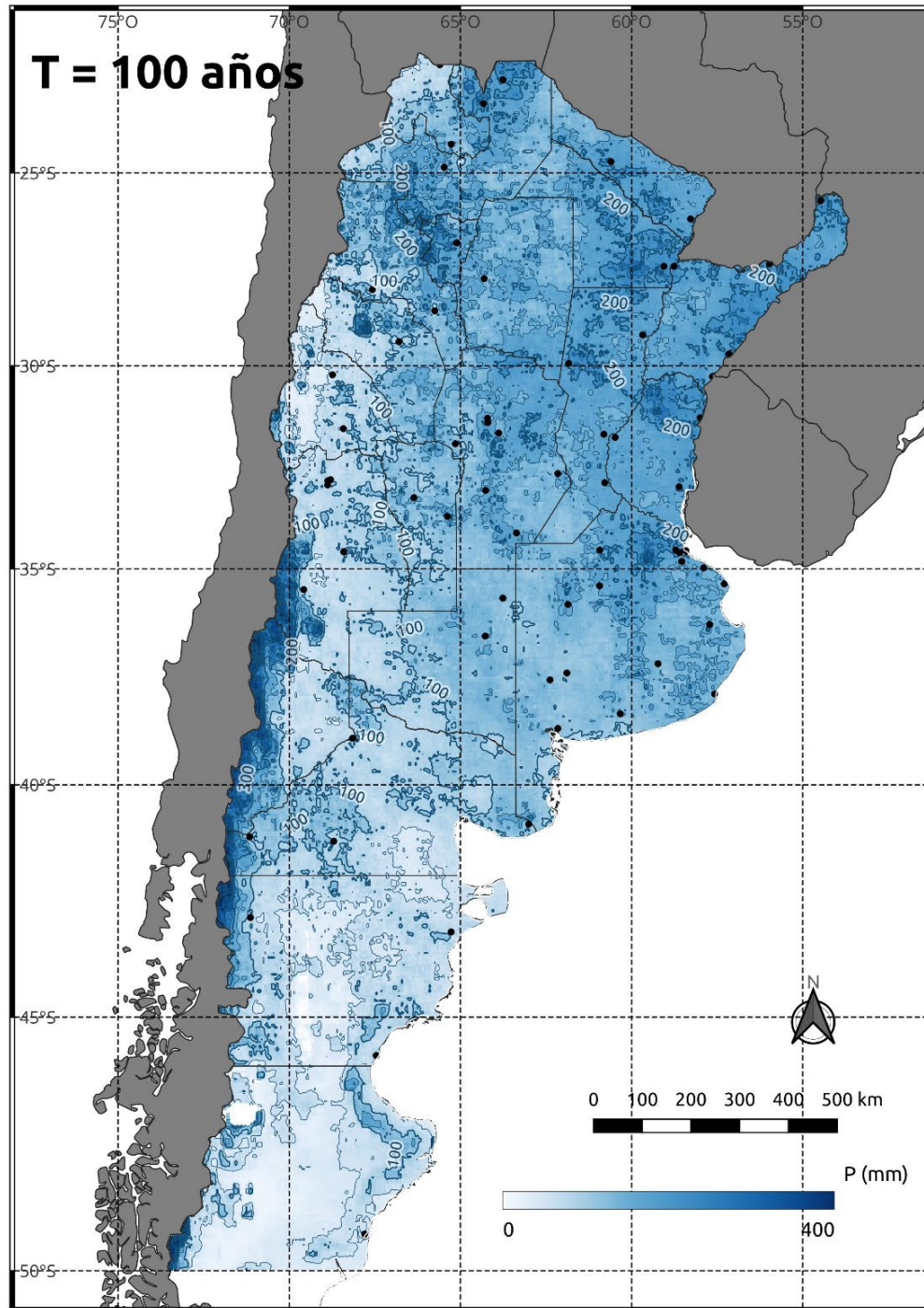


Figura 16. Precipitaciones de diseño estimadas para un periodo de retorno de 100 años. Equidistancia: 50 mm.

Resultados de la validación

Las precipitaciones de diseño obtenidas en las 30 estaciones pluviométricas reservadas para la validación se compararon con las extraídas de los mapas sintéticos generados a partir de las precipitaciones virtuales. En la Figura 17 se presentan, a título de ejemplo, las precipitaciones reales (series pluviométricas) y virtuales (CHIRPS) de diseño, en función del periodo de retorno; agregando a las precipitaciones de diseño reales el intervalo de confianza obtenido para un nivel del 90 % de confianza para 4 de las 30 estaciones. Se agregan también las estimaciones de estas lluvias de diseño obtenidas a partir del método de Devoto.

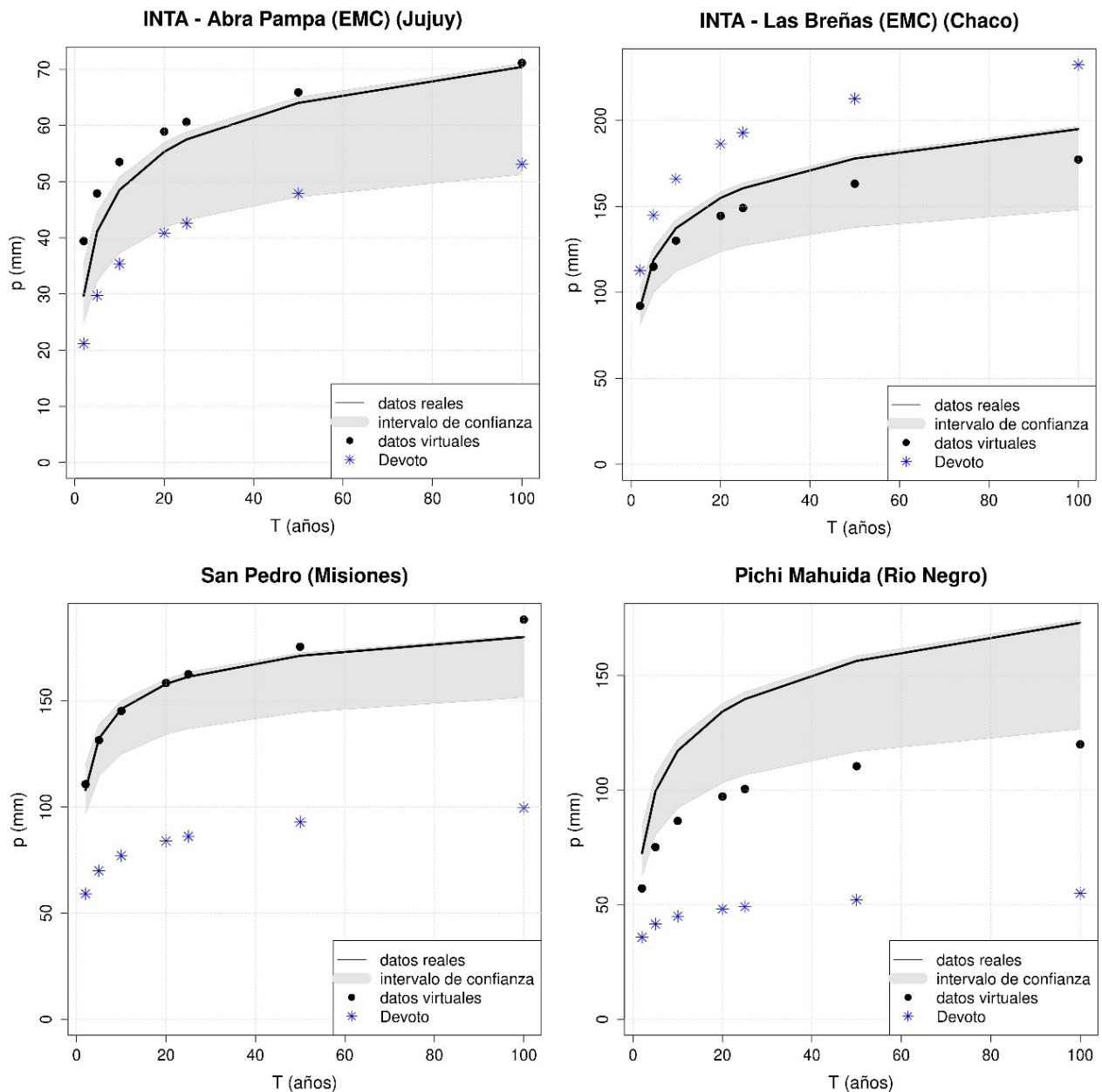


Figura 17. Precipitaciones de diseño de validación estimadas a partir de los datos pluviométricos (datos reales), junto a su intervalo de confianza del 90 %, y de los datos de precipitaciones derivados de satélites (datos virtuales). Estaciones Abra Pampa (Jujuy), Las Breñas (Chaco), San Pedro (Misiones) y Pichi Mahuida (Río Negro).

En la Figura 18 se presentan, como ejemplo, unos gráficos de correlación entre las precipitaciones de diseño obtenidas a partir de los datos reales y los virtuales en las 30 estaciones de validación, para los periodos de retorno de 10 y 25 años, junto con las barras de error asociadas con el intervalo de confianza del 90 %; también se superponen los valores estimados por el método de Devoto (también representados sobre el eje horizontal) en relación con los valores reales.

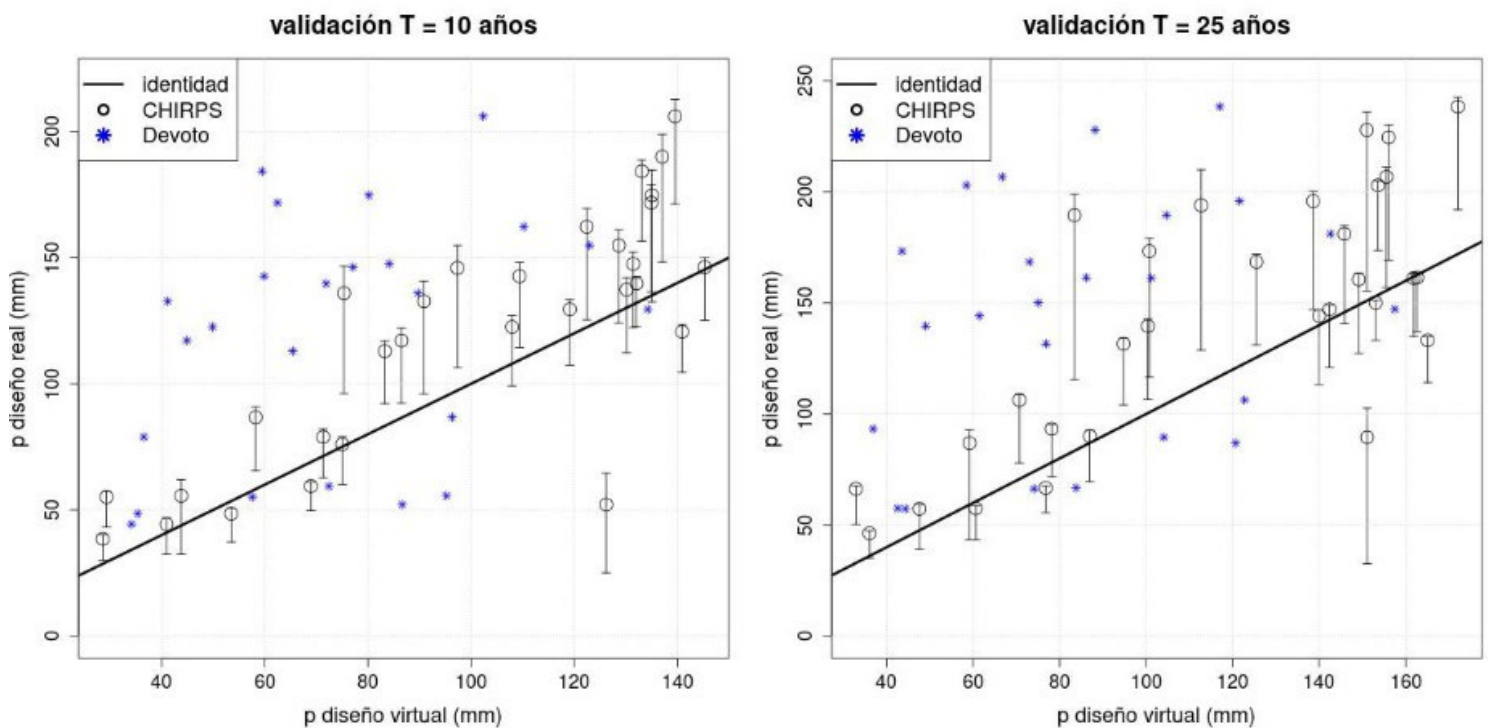


Figura 18. Precipitaciones de diseño virtuales *versus* reales (con su intervalo de confianza) en las 30 estaciones de validación para los periodos de retorno de 10 años (izquierda) y 25 años (derecha). Se incluyen las estimaciones por el método de Devoto.

En la Figura 19 (izquierda) se presenta un gráfico de correlación entre las precipitaciones de diseño obtenidas a partir de los datos reales y los virtuales en las 30 estaciones de validación para todos los periodos de retorno considerados, junto con las barras de error asociadas con el intervalo de confianza del 90 %; mientras que a la derecha se observa el error relativo porcentual entre ambas estimaciones, tanto las obtenidas a partir del producto CHIRPS como las obtenidas a partir del método de Devoto.

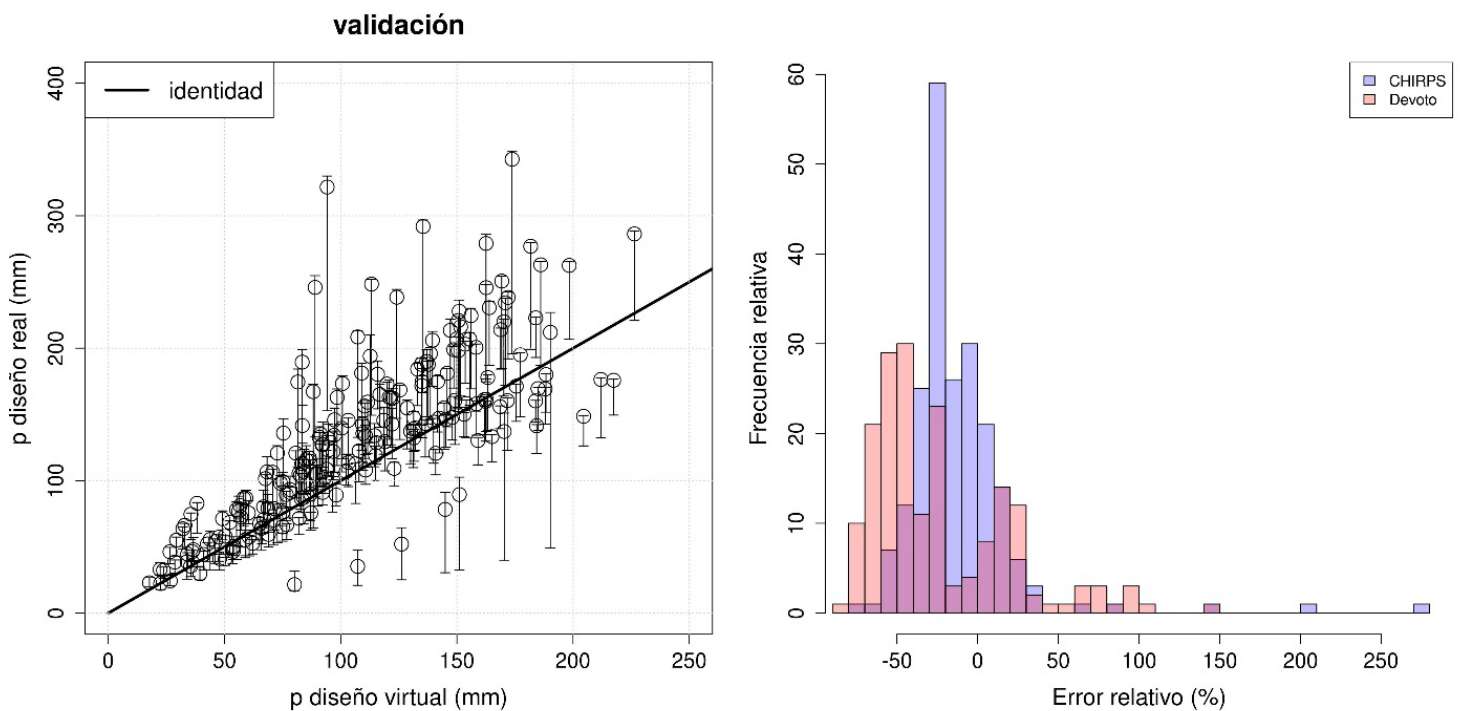


Figura 19. A la izquierda: precipitaciones de diseño virtuales *versus* reales (con su intervalo de confianza) en las 30 estaciones de validación. A la derecha: histograma de frecuencias relativas de los errores relativos porcentuales entre las precipitaciones de diseño virtuales y reales.



Discusión

Las estimaciones de las precipitaciones diarias de diseño, basadas en el producto CHIRPS, presentan errores relativos menores a los dados por el método de Devoto, en correspondencia con las 30 estaciones de validación consideradas. Esto puede observarse globalmente en los histogramas de errores de la Figura 19 (derecha), y en particular y a modo de ejemplo para dos periodos de retorno en la Figura 18. Más específicamente, de las 30 estaciones de validación consideradas, el método de Devoto presenta un menor error en la descripción de las precipitaciones de diseño en función del periodo de retorno en cuatro estaciones; en dos de ellas presenta resultados similares a los obtenidos con CHIRPS; mientras que en las 24 estaciones restantes, la función $p(T)$ es mejor aproximada a partir de los datos satelitales (Figura 17).

Los mapas de precipitaciones de diseño, función del periodo de retorno considerado (Figura 10, Figura 11, Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15 y Figura 16), muestran una gran variabilidad espacial, mayor a la obtenible mediante la aplicación del método de Devoto. En la Figura 20 se presenta la distribución espacial de la relación R para el periodo de retorno de 25 años: definiendo R como la relación entre las precipitaciones de diseño obtenidas a partir de CHIRPS y las correspondientes dadas por el método de Devoto. Cabe destacar que solo se presenta el sector norte del país debido a que el método de Devoto arroja valores inconsistentes de las precipitaciones de diseño para el sector central y occidental de la Patagonia: es probable que esto radique

en que para la confección de los mapas del método, este autor no contó con estaciones en esa región, por lo que se asume que las isolíneas publicadas surgen por extrapolación (Figura 1). Cabe destacar que la distribución espacial reportada en la Figura 20 es similar para otras recurrencias. En esta Figura, valores de R menores a 1 (tonos fríos) representan zonas donde el método de Devoto sobreestima las estimaciones satelitales, mientras que valores de R mayores a 1 (tonos cálidos) corresponden a zonas donde las estimaciones satelitales superan a los valores dados por el método de Devoto y, por tanto, las lluvias (y otros resultados derivados del modelado hidrológico, como por ejemplo los caudales) dadas por este método podrían estar subdimensionadas.

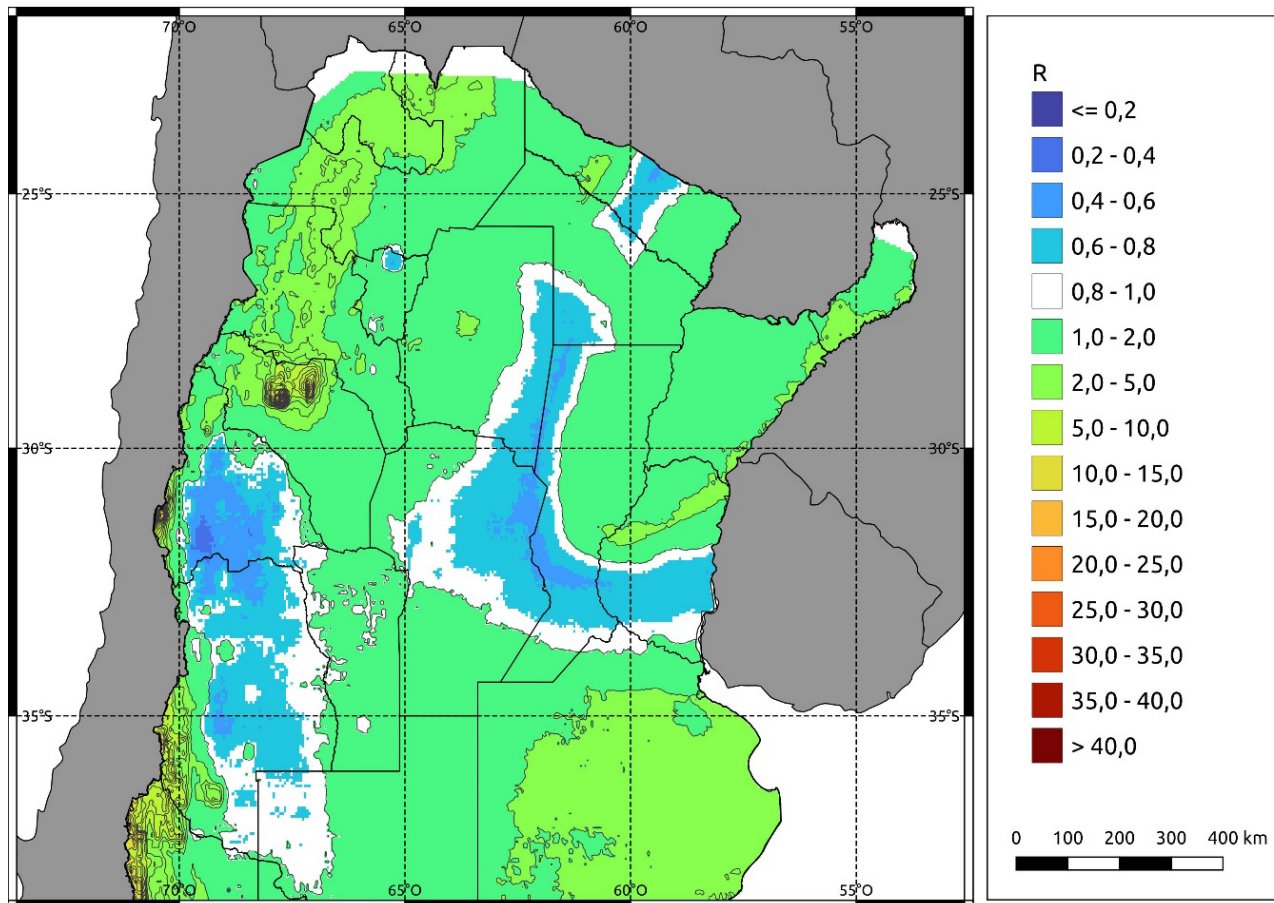


Figura 20. Distribución espacial de la relación R entre las precipitaciones diarias de diseño ($T = 25$ años) estimadas con base en los datos de precipitación derivados de satélite y de acuerdo con el método de Devoto.

La distribución espacial de las precipitaciones diarias de diseño reportadas en la Figura 10, Figura 11, Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15 y Figura 16 presenta un patrón que acompaña la variabilidad climática del país. En efecto, se observan sistemáticamente para todos los periodos de retorno considerados núcleos de altos valores sobre la región cordillerana de la Patagonia, las que, dado el régimen pluviométrico

indicado en la Figura 5 (temporada húmeda invernal) son principalmente de carácter níveo. Asimismo, se presentan en la región norte, central y litoral del país valores relativamente altos, si bien de menor magnitud que los patagónico-cordilleranos antes mencionados. Ambos sectores están separados por una amplia región con bajos valores de las precipitaciones de diseño, en correspondencia con la diagonal semiárida que divide climáticamente al territorio. Si bien el método de Devoto acompaña en términos generales esta variabilidad espacial inducida por la orografía y el clima, no logra captar las condiciones locales con el detalle que lo hacen las estimaciones dadas por CHIRPS. En la Figura 21 (izquierda) se presentan, a título de ejemplo, cuatro transectas que atraviesan regiones con amplia variabilidad climática y orográfica del país. Para cada una de estas transectas se muestra la distribución altimétrica (perfil topográfico) junto con la distribución, a título de ejemplo, de las precipitaciones diarias de diseño estimadas con CHIRPS y por el método de Devoto para 25 años de recurrencia. Puede observarse que las estimaciones satelitales presentan una correspondencia con la topografía (en fase o en contrafase, de acuerdo con las condiciones climáticas locales) que el método de Devoto no logra identificar en detalle. Estos patrones se replican para otras transectas y otras recurrencias.

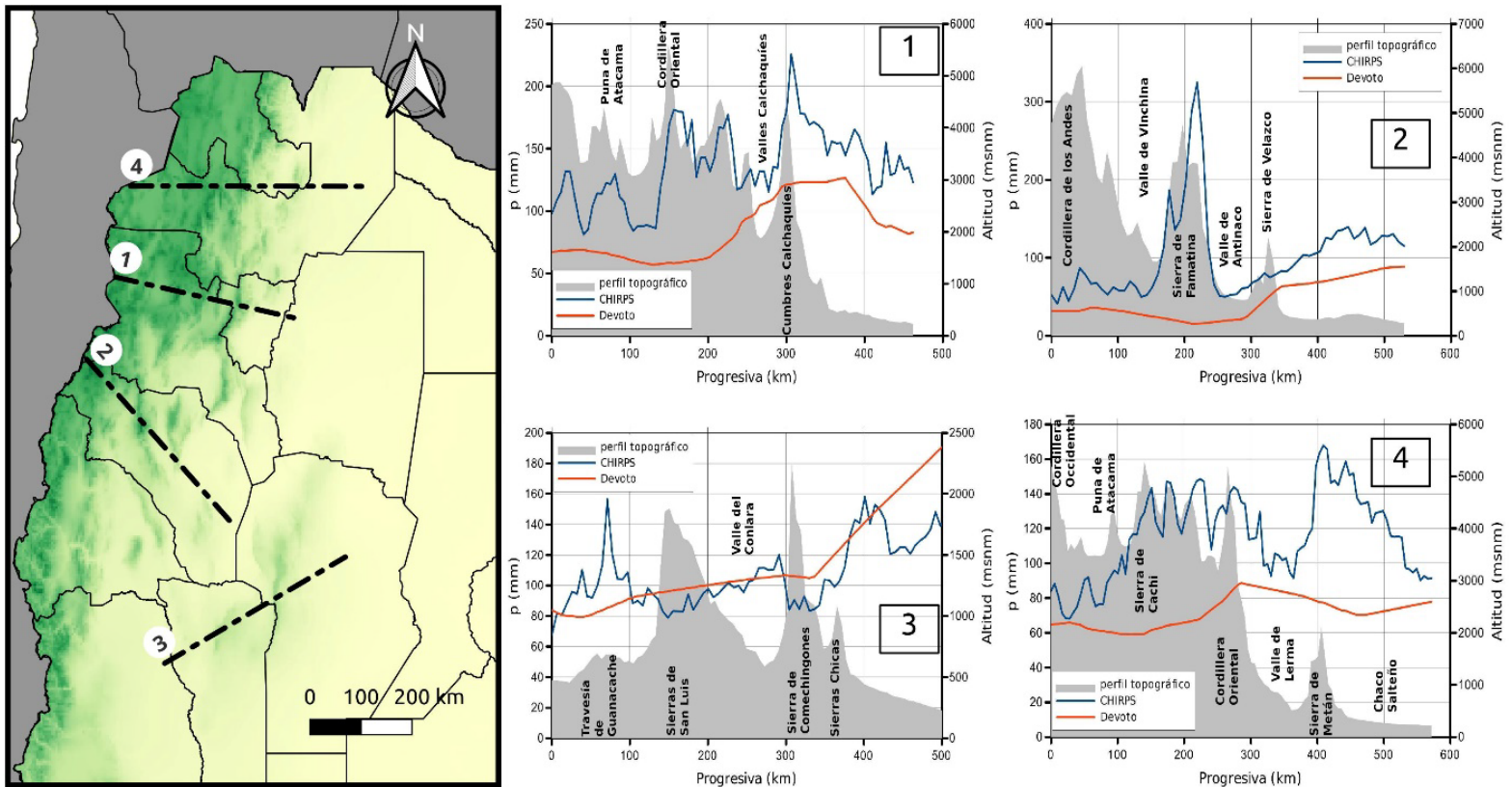


Figura 21. Distribución espacial de las precipitaciones diarias de diseño ($T = 25$ años) estimadas con base en los datos de precipitación derivados de satélite y de acuerdo con el método de Devoto, junto con el perfil topográfico para cuatro transectas. En las figuras de la derecha se incluyen los topónimos para su identificación geográfica.

Conclusiones

Fue posible desarrollar una metodología de estimación de precipitaciones diarias de diseño para la República Argentina con base en el uso del conjunto de datos de precipitación derivados de satélites CHIRPS. Para

ello, se desarrollaron herramientas computacionales que permitieron la adquisición y el análisis automático de datos de precipitación derivados de satélites en general y del producto CHIRPS en particular.

Fue posible caracterizar estadísticamente las series de precipitaciones diarias máximas anuales (pdMa) obtenidas a partir de los datos de precipitación derivados de satélites mediante el procesamiento (a través de códigos especialmente desarrollados) de la información ráster adquirida.

La comparación directa entre los datos de precipitación derivados de satélite (DPDS) y las precipitaciones registradas en un conjunto de 64 estaciones pluviométricas del Servicio Meteorológico Nacional, día con día, muestran una muy baja o nula correlación. Esto desalienta su uso para el modelado hidrológico de eventos históricos, en particular para cuencas de pequeñas y mediana superficie. Incluso la comparación de las precipitaciones diarias máximas anuales virtuales (DPDS) y reales (pluviométricas) tampoco evidencia una buena correlación (Figura 7 y Figura 8, izquierda); por lo tanto, estas series virtuales de pdMa tampoco serían de utilidad para el análisis de series de tiempo (autocorrelación temporal, por ejemplo). Sin embargo, el necesario ordenamiento de estas series (requisito para la asignación de probabilidades empíricas de no excedencia, según su posición de ploteo) mejora significativamente esta correlación (Figura 7 y Figura 8, derecha) y, en consecuencia, habilita su uso para la estimación de precipitaciones de diseño.

Ha sido posible generar, a partir de los datos de precipitación derivados de satélite del producto CHIRPS, mapas de precipitaciones diarias de diseño para periodos de retorno comprendidos entre 2 y 100 años para la mayor parte del territorio continental argentino. Los mapas

generados, con una resolución espacial de 5 km, permiten describir la distribución espacial de esta variable en amplias regiones del país donde no se dispone de series pluviométricas de extensión y calidad suficientes para implementar un análisis de hidrología estadística clásico. Se considera que los resultados obtenidos superan en calidad a los reportados por el método propuesto por Devoto (2002), también de alcance nacional. Asimismo, se considera que estos mapas describen de forma más adecuada la variabilidad espacial de las precipitaciones de diseño considerando los efectos orográficos y climáticos en la amplia extensión territorial de Argentina, en relación con el método de Devoto precedente (Figura 21).

Estos resultados podrán ser de utilidad para diversas aplicaciones de diseño hidrológico, en particular en las regiones donde exista la escasez de información antes mencionada.

El procedimiento descrito podrá ser actualizado en el futuro, con cierta frecuencia, en la medida que los DPDS amplíen su cobertura temporal; ello permitirá reducir los intervalos de confianza asociados y aumentar las recurrencias de las precipitaciones de diseño a obtener.

Se considera que los datos de precipitación derivados de satélites, mediante una corrección de los errores sistemáticos basados en datos de estaciones de campo, resultan útiles para la generación de campos de lluvias diarias de diseño en Argentina. Se considera que, además, el procedimiento descrito puede ser de utilidad para otras regiones en las que exista escasez de información pluviométrica.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Tecnológica Nacional por el financiamiento recibido a través del proyecto UTN 4779, y al Servicio Meteorológico Nacional por los datos pluviométricos utilizados.

Referencias

- AghaKouchak, A., Behrangi, A., Sorooshian, S., Hsu, K., & Amitai, E. (2011). Evaluation of satellite-retrieved extreme precipitation rates across the central United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116 (D2). DOI: 10.1029/2010JD014741
- Ashouri, H., Hsu, K.-L., Sorooshian, S., Braithwaite, D. K., Knapp, K. R., Cecil, L. D., & Prat, O. P. (2015). PERSIANN-CDR: Daily precipitation climate data record from multi-satellite observations for hydrological and climate studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(1), 69-83. DOI: <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-13-00068.1>
- Bortagaray, N. (2018). *Desarrollo e implementación de algoritmos para QGIS en análisis de series de tiempo* (tesis de licenciatura). Facultad de Matemática, Astronomía y Física, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. Recuperado de <https://rdu.unc.edu.ar/handle/11086/6546>
- Brito-Hoyos, D. M. (2015). *Precipitación histórica mediante serie temporal de datos TRMM*. Programa de Bienes Públicos Regionales, Programa Regional de Empleo de Información Satelital para la Producción Agrícola BPR-CONAE. Recuperado de http://200.16.81.92/data/pdf/Precipitacion_Historica.pdf

- Brizuela, A. B., Nosetto, M. D., Aguirre, C. A., & Bressán, M. P. (2015). Comparación de datos de precipitación estimada por TRMM con mediciones en estaciones meteorológicas de Entre Ríos, Argentina. *UD y la Geomática*, 10, 18-26. Recuperado de <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/UDGeo/article/view/7919>
- Brovelli, M. A., Cannata, M., & Longoni, U. M. (2004). LIDAR data filtering and DTM interpolation within GRASS. *Transactions in GIS*, 8(2), 155-174. DOI: 10.1111/j.1467-9671.2004.00173.x
- Caamaño-Nelli, G., & Dasso, C. M. (2003). *Lluvias de diseño*. Córdoba, Argentina: Universitas.
- Canavos, G. C. (2003). *Probabilidad y estadística. Teoría y aplicaciones*. México, DF, México: McGraw-Hill Interamericana.
- Castillo, E. (2012). *Extreme value theory in engineering*. San Diego, USA: Elsevier Science Publishing.
- Catalini, C. G., García-Rodríguez, C. M., Caamaño-Nelli, G. E., & Ordoñez, S. (mayo, 2014). *Regionalización paramétrica y valores límites estimados en la región central argentina*. IV Taller de Regionalización de Precipitaciones Máximas, Tucumán.
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. (1994). *Hidrología aplicada*. Santafé de Bogotá, Colombia: McGraw Hill.
- Devoto, G. (2002). *Regionalización de lluvias intensas en Argentina*. XIX Congreso Nacional del Agua, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.

- Fernández, P. C., Fornero, L. A., & Rodríguez, S. (1999). *Sistemas hidrometeorológicos en tiempo real - lluvias, tormentas y alerta hidrológica de Mendoza*. Mendoza, Argentina: Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria.
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., & Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 150066. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>
- Gavilán, S., Pastore, J. I., Uranga, J., Ferral, A., Lighezzolo, A., & Aceñolaza, P. (2019). Metodología operativa para la obtención de datos históricos de precipitación a partir de la misión satelital Tropical Rainfall Measuring Mission. *Revista De La Facultad De Agronomía*, 118(1), 111-121. <https://doi.org/10.24215/16699513e011>
- GDAL/OGR contributors. (2021). GDAL/OGR Geospatial Data Abstraction software Library. Open Source Geospatial Foundation [Software]. Recuperado de <https://gdal.org>
- Gebremichael, M., & Hossain, F. (2010). *Satellite rainfall applications for surface hydrology*. New York, USA: Springer.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

Guillén, N. F., Botelli, M. C., García, C. M., & Catalini, C. G. (abril, 2015). *Estimación de láminas de lluvias máximas diarias y parámetros estadísticos en el centro y norte de Argentina*. Segundo Taller sobre Estudios Hidrológicos en Regiones Áridas y Semiáridas de la República Argentina – EHRAS 2015, Córdoba.

Harris, C. R., Millman, K. J., van der Walt, S. J., Gommers, R., Virtanen, P., Cournapeau, D., Wieser, E., Taylor, J., Berg, S., Smith, N., Kern, R., Picus, M., Hoyer, S., van Kerkwijk, M., Brett, M., Haldane, A., Fernández-del-Río, J., Wiebe, M., Peterson, P., Gérard-Marchant, P., Sheppard, P., Reddy, T., Weckesser, W., Abbasi, H., Gohlke, C., & Oliphant, T. (2020) Array programming with NumPy. *Nature* 585, 357-362. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2649-2>

Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., Wolff, D. B., Adler, R. F., Gu, G., & Stocker, E. F. (2007). The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of Hydrometeorology*, 8(1), 38-55. DOI: <https://doi.org/10.1175/JHM560.1>

Hurtado-Montoya, A. F., & Mesa-Sánchez, Ó. J. (2014). Reanalysis of monthly precipitation fields in Colombian territory. *Dyna*, 81(186), 251-258. DOI: <https://doi.org/10.15446/dyna.v81n186.40419>

Joyce, R. J., Janowiak, J. E., Arkin, P. A., & Xie, P. (2004). CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *Journal of Hydrometeorology*, 5, 487-503. DOI: [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2004\)005<0487:CAMTPG>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2004)005<0487:CAMTPG>2.0.CO;2)

- Linsley, R. E., & Franzini, J. B. (1972). *Ingeniería de los recursos hidráulicos* (4a imp. en español; en inglés: 1964). México, DF, México: Editorial Continental.
- Miao, C., Ashouri, H., Hsu, K. L., Sorooshian, S., & Duan, Q. (2015). Evaluation of the PERSIANN-CDR daily rainfall estimates in capturing the behavior of extreme precipitation events over China. *Journal of Hydrometeorology*, 16(3), 1387-1396. DOI: <https://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0174.1>
- Naghattini, M., & Andrade-Pinto, É. J. (2007). *Hidrologia estatística. Belo Horizonte: CPRM.* Recuperado de <http://dspace.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/454>
- Neteler, M., & Mitasova, H. (2013). *Open source GIS: A GRASS GIS approach* (vol. 689). New York, USA: Springer Science & Business Media.
- Oosterbaan, R. J. (2019). Software for generalized and composite probability distributions. *International Journal of Mathematical and Computational Methods*, 4, 1-9. Recuperado de [https://www.iiar.org/iiar/filedownloads/ijmcm/2019/001-0001\(2019\).pdf](https://www.iiar.org/iiar/filedownloads/ijmcm/2019/001-0001(2019).pdf)
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS geographic information system. Open source geospatial foundation project* (software). Recuperado de <https://www.qgis.org/>

- Saha, S., Moorthi, S., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Behringer, D., Hou, Y., Chuang, H., Iredell, M., Ek, M., Meng, J., Yang, R., Mendez, M. P., van den Dool, H., Zhang, Q., Wang, W., Chen, M., & Becker, E. (2014). The NCEP Climate Forecast System. Version 2. *Journal of Climate*, 27(6), 2185-2208. DOI: <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00823.1>
- Sepulcri, M. G., Di-Bella, C. M., & Moschini, R. C. (2009). Validación de la ocurrencia de lluvia estimada a partir del algoritmo 3B42 de TRMM con datos pluviométricos en la región pampeana. En: *X Congreso Argentino de Meteorología-CONGREMET X*. Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <https://inta.gob.ar/documentos/validacion-de-la-ocurrencia-de-lluvia-estimada-a-partir-del-algoritmo-3b42-detrmm-con-datos-pluviometricos>
- Su, F., Hong, Y., & Lettenmaier, D. P. (2008). Evaluation of TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) and its utility in hydrologic prediction in the La Plata Basin. *Journal of Hydrometeorology*, 9(4), 622-640. DOI: <https://doi.org/10.1175/2007JHM944.1>
- Sun, Q., Miao, C., Duan, Q., Ashouri, H., Sorooshian, S., & Hsu, K.-L. (2018). A review of global precipitation data sets: Data sources, estimation, and intercomparisons. *Reviews of Geophysics*, 56, 79-107. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/2017RG000574>

- Vidal, L., Salio, P., & Pappalardo, L. (2011). *Uso combinado de datos TRMM/PR y disdrómetro para corrección de reflectividad de radares meteorológicos en Argentina*. Primer Encuentro de Jóvenes Investigadores en Recursos Hídricos - IFRH 2012. Ezeiza, Buenos Aires, Argentina, Instituto Nacional del Agua. Recuperado de https://www.ina.gob.ar/pdf/ifrrhh/03_036_Vidal.pdf
- Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T. E., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., Burovski, E., Peterson, P., Weckesser, W., Bright, J., van der Walt, S. J., Brett, M., Wilson, J., Millman, K. J., Mayorov, N., Nelson, A. R. J., Jones, E., Kern, R., Larson, E., Carey, C. J., Polat, I., Feng, Y., Moore, E. W., VanderPlas, J., Laxalde, D., Perktold, J., Cimrman, R., Henriksen, I., Quintero, E. A., Harris, C. R., Archibald, A. M., Ribeiro, A. H., Pedregosa, F., van Mulbregt, P., & SciPy 1.0 Contributors (2020). SciPy 1.0: fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nature Methods*, 17(3), 261-272. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41592-019-0686-2>
- Weber, J. F., González-Castillo, R., & Peña-Pollastri, H. (2017). *Información pluviométrica y pluviográfica en la provincia de La Rioja*. XXVI Congreso Nacional del Agua, Conagua 2017, del 20 al 23 de septiembre de 2017, Córdoba, Argentina.
- Weber, J. F., & Guillén, N. (2018). *Láminas diarias de diseño en la provincia de La Rioja*. VI Taller sobre Eventos Hidrometeorológicos Extremos. Mendoza, Argentina.
- Zamanillo, E., Larenze, G., Tito, M. J., Pérez, M. & Garat, M. E. (2008). *Tormentas de diseño para la provincia de Entre Ríos*. Buenos Aires, Argentina: Universidad Tecnológica Nacional.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-09

Notes

Improving rural water supply in Mexico in times of pandemics

Mejoramiento del suministro de agua rural en México en tiempos de pandemia

Jorge Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

¹Instituto Politécnico Nacional, Mexico City, Mexico,
j.a.silva@outlook.com

Corresponding author: Jorge Silva, j.a.silva@outlook.com

Abstract

The efficacy of public administration strategies has been gauged on how they handle pandemics and the knock-on effects that occur on the environment or society, and in this case, in the rural water supply in Mexico in times of pandemics. Water access in rural Mexico and how the government has managed the rise in demand during pandemics are explored using a systematic review into 51 documents. Mexico's water system is below par and there is a need for more investments to be pumped into community management schemes. The involvement of the



public in the development of community management schemes is necessary to find a solution to the changing demand and supply.

Keywords: COVID-19, pandemic, rural water, SARS-COV-2, water supply.

Resumen

La eficacia de las estrategias de la administración pública se ha medido en la forma en que manejan las pandemias y los efectos en cadena que se producen en el medio ambiente o la sociedad, y en este caso, en el abastecimiento de agua rural en México en tiempos de pandemia. El acceso al agua en las zonas rurales de México y cómo el gobierno ha manejado el aumento de la demanda durante las pandemias se exploran mediante una revisión sistemática de 51 documentos. El sistema de agua de México está por debajo de la media y es necesario realizar más inversiones en los planes de gestión comunitaria. Se requiere la participación de la ciudadanía en el desarrollo de esquemas de gestión comunitaria para encontrar una solución a la demanda y oferta cambiantes.

Palabras clave: COVID-19, pandemia, agua rural, SARS-COV-2, suministro de agua.

Received: 06/10/2020

Accepted: 23/12/2021



Introduction

Binswanger-Mkhize, De-Regt, and Spector (2010) highlight that intrinsic and extrinsic factors like the increased population, as well as agriculture, have led to the pressure on water resources intensifying. This, in turn, leads to increased tensions, conflicts among communities, and the exertion of pressure on the environment (Carlsson & Berkes, 2005; Castro, 2006; Binswanger-Mkhize *et al.*, 2010).

The continued demand for water access in Mexico has been propagated by the basic strategies used by Mexican health authorities in a bid to stem a jump in coronavirus infections. Esposito (2020) cites that the authorities have made the phrases "stay at home" and "wash your hands" their mantras. Suffice to say that implementing such initiatives in the ground level is easier said than done especially because most people living in rural Mexico are mired in poverty, and they lack the requisite access to clean water (Esposito, 2020; Fewtrell & Bartam, 2001; Hargrove, Borrok, Heyman, & Tweedie, 2013; Mott-Lacroix & Megdal, 2016).

The new dilemma posed by the lack of access to clean water has raised concerns on whether it is high time for the government to recognize, in practice, the human right to water and put in place strategic initiatives that will allow for an effective and equitable democratic governance of water systems. The concern is guided by the sustainable

development goals overview presented by Holmes (2020), who argues that the main objectives of Mexico at the start of the millennium were to;

- Achieve equitable and universal access to water for all.
- Provide adequate and equitable sanitation and hygiene to all, with special attention being paid to gender inequality.

The attainment of the aforementioned sustainable development goals has, however, been undermined by the fact that there is a general lack of confidence in the government when it comes to the provision of access to clean water (Holmes, 2020). A report presented by Esposito (2020) highlights that Mexico has the highest per capita consumption of bottled water in the world at 127 gallons annually. Addendum to this, only 11 % of the homes in rural areas receive water at least two times a week with Feldman (2020) noting that five million people lack access to clean water. Feldman (2020) cites that women and children are tasked with collecting water in rural areas, with the men deciding how water rights will be allocated. This has created conflicts and increased inequality with the United Nations recognizing water problems as environmental justice challenges (Esposito, 2020; Feldman, 2020; Coates & De-Albuquerque, 2020).

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (OECD, 2020) indicates that governments have to balance the demands and supply of the rural and urban centers, especially because the former provide essential goods and services such as food and energy during the confinement period. Moreover, most people have shifted from the urban areas since the start of the pandemic to rural areas in a bid to observe social distancing guidelines and avoid being caught up in crowded areas.

Taking a longer perspective, it goes without saying that the coronavirus has exerted more pressure on the government to improve water access and supply to the rural areas (Hargrove & Heyman, 2020; Hargrove & Devlin, 2010; Rodríguez-Izquierdo, Pérez-Jiménez, Merino-Pérez, & Mazari-Hiriart, 2020; Delgado-Ramos, 2015; Gleeson, Wada, Bierkens, & van Beek, 2012).

The main objective of this paper is to examine water access in rural Mexico and how the government has managed the rise in demand during pandemics. The researcher asks to what extent is the constitutional right to water-related to improved water access. Also, the query on how the government can improve the current infrastructure and shield rural communities from water scarcity in the future is explored. The paper theorizes that rights likely operate more effectively when they take place in a milieu which is characterized by democratic governance of water infrastructure.

The subsequent paper is divided into five major sections, with the first focusing on the tools used in the collection of the data. The methodology section will also present a summary of the specific documents which are important to the topic at hand. The second section is the results that will briefly highlight the number of documents that were chosen and why some of them were excluded. The third section is the discussion section, which will offer an in-depth analysis of the chosen articles and how they are related to each other. The section will also provide recommendations to the Mexican government on how it can handle the rising demand for water access in rural areas. The final section is the conclusion which will comprise of the deductions derived from the

study. The researcher will offer a foundation for future research based on the limitations of the current research paper.

Methodology

As a novel topic revolving around the ongoing COVID-19, the researcher deemed it fit to implement a systematic literature review into previous pandemics and how they have influenced the demand and supply of water in rural Mexico. The main reason why this research methodology was chosen is that it improves the quality and strength of conventional literature review in a select number of ways. First, it increases the breadth of the literature review while retaining focus on pandemics and water access (Mallett, Hagen-Zanker, Slater, & Duvendack, 2012; Boaz, Ashby, & Young, 2002; DFID, 2011). Also, it focuses on empirical evidence presented on pandemics like Ebola or SARS with the knowledge not being preconceived. This is important in mitigating any internal or external bias found in most opinion pieces (Sorensen, Wojahn, Manske, & Calfee, 2013; Vandenbroucke, 2007). Thirdly, the systematic literature review is transparent and replicable, with both criticism-based and government-sponsored articles being used to find a one-size-fits-all strategy (Dixon-Woods & Fitzpatrick, 2001; Gough & Elbourne, 2002; The PLoS Medicine Editors, 2011).

The first step in the data collection process involved going through the SCOPUS database in a bid to identify any peer-reviewed literature focused on previous and current pandemics. The identification process was guided by the Scimago institutions ranking, which is important in narrowing down the scope of research (Martín-Martín, Orduña-Malea, Thelwall, & López-Cózar, 2018). Created by the Scimago Research Group, the ranking tool is commonly used by researchers to determine whether the journal has the necessary sway in its discipline. The sway is validated by increased visibility and influence levels with impact scores that are normalized, helping pick quality papers for use. The efficacy of research is determined by ratio scales that rank the impact score at either below one or above 1. In the case that a paper has a score of 1, then it means that it is preferred highly by researchers. Having a score of below 1, on the other hand, means that the paper is not of top quality; thus, there is a need for caution to be exercised before referencing it. Additionally, papers with a score of above 1 are of high quality, with scholars being prompted to apply the results as they are replicable, genuine, and authentic.

The researcher further implemented a production scheme that was gauged using percentage variations. The production scheme helped in the determination of the time periods of the journals or literature used. Summative dispositions from the systematic literature review show that the only way to gauge the success of the government in improving water access in rural areas during the coronavirus pandemic is to go back in history. This thus means that the journal articles to be used in the systematic literature review should have been published between 1990 and 2020. The researcher would estimate the percentile variation

between the years by subtracting the normalized impact of the studies from both years.

The third step in the systematic literature review required the researcher to adopt the Newcastle Ottawa Scale, which is vital in assessing the quality of studies that are non-randomized. The tool implemented at least three quality parameters that divided the studies in terms of their outcomes, comparison levels, and the quality of the content (Wells *et al.*, 2019). The parameters were then categorized across eight major items, which differed in the percentage scores. Specific changes were made on the parameter of comparison to ensure that the scale items did not exclude papers that were important in answering the research questions and informing the researcher more on the topic (Martín-Martín *et al.*, 2018).

The final step in the review focused on using the STROBE checklist, which contained 21 items that help in classifying research papers (Vandenbroucke, 2007). Au contraire, the researcher deemed it fit to use only 18 of the items since the remaining lot excluded important government and international institutions policy papers, which shed light on previous strategies used in improving water access. The checklist also helped determine the scope of the database used at first with deductions highlighting that there is a need for more databases to be used. The final decision saw the Environment Index, World Bank, Google Scholar, Base, Scopus, and Web of Science being picked as the final databases to conduct the research. The researcher typed in keywords like rural water supply, Mexico, coronavirus, pandemic, the impact of a pandemic, and strategies to improve water supply.

After all the articles had been sourced, it was time for the researcher to determine manually whether they met the inclusion criterion. The first condition of the criteria required the sources to explore the nexus between government agencies and private agencies in water supply and access. The second condition explored whether the papers were quantitative/informative by nature with the information presented, having to meet set standards of analysis. Also, the researcher required the papers to offer future recommendations on how governments can handle future pandemics using conventional or contemporary strategies. The final criteria required the papers to define how stakeholder engagement can help in the formulation of major decisions on how water resources can be allocated to all and sundry to meet sustainable development goals.

Results

The four-step systematic literature review produced at least 65 papers. Out of the 65, 10 were deemed to not be applicable to the research since their scope was set in the Latin American continent rather than in Mexico. The researcher then removed 5 of the remaining papers since they did not meet the requirements presented in the inclusion criteria and the STROBE checklist. The remaining 50 documents were deemed to be important for the paper as the results explored previous and current water

management practices, definition of pandemics as well as offered recommendations to future research. The results derived are shown in Table 1 below.

Table 1. Literature selected.

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
Governing the commons: The evolution of institutions for collective action	Book	Ostrom (1990)	It provides insight into community management of water resources
Rural Reform in Mexico: The view from the Comarca Lagunera	Report	Gortari and González (1994)	It explores how water systems have been reformed in rural Mexico
Sanitation and hygiene promotion: Programming guidance	Report	WHO (2005)	It explores the importance of promoting hygiene and sanitation
Meeting the need for safe drinking water in rural Mexico through point-of-use treatment	Article	Lang, Kaser, Reygadas, Nelson, and Kammen (2006)	It evaluates key strategies to be used in treating water in rural Mexico
Playing it forward: path dependency, progressive incrementalism, and the “Super Wicked” problem of global climate change	Article	Bernstein, Cashore, Levin, and Auld (2007)	It analyzes the impact of climate change on water access
Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security	Report	FAO (2007)	It explores the issue of water access in rural Mexico

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
An integrated method for evaluating community-based safe water programs and an application in rural Mexico	Journal article	Kolb, Milman, Flores, Salmerón, and Ray (2008)	It offers insight into water access strategies to be used in rural Mexico
Stakeholder participation for environmental management: A literature review	Journal article	Reed (2008)	It offers a literature into the importance of community involvement in water management strategies
Turning water stress into water management success: Experiences in the Lerma-Chapala River Basin	Book chapter	Hidalgo and Peña (2009)	It identifies key strategies that can be used to manage water stress
Integrated water resources management in practice: Better water management for development	Book	Lenton and Muller (2009)	It offers information into better water management strategies
Community managed rural water supply systems in the Dominican Republic: assessment of sustainability of systems built by the National Institute of Potable Water and Peace Corps, Dominican Republic	Master's thesis	Schweitzer (2009)	It assesses the role of community engagement in water management
What is a pandemic?	Website	WHO (2010)	It defines a pandemic

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
social participation in Mexican river basin organizations: The resilience of coalitions	Book chapter	Mollard, Vargas, and Wester (2010)	It explores the importance of social participation in water management
Building the capacity of local government to scale up community-led total sanitation and sanitation marketing in rural areas	Report	Rosensweig and Kopitopoulos (2010)	It explores how communities can implement water management strategies
Water communities	Book chapter	Shaw and Thaitakoo (2010)	It explores the concept of water communities in Mexico.
Sustainable water resource management and participatory system dynamics. case study: Developing the Palouse basin participatory model	Journal article	Beall, Fiedler, Boll, and Cosens (2011)	It explores the outcome of effective water schemes in rural Mexico
Supporting rural water supply	Book	Lockwood and Smits (2011)	It explores the outcome of effective water schemes in Mexico
SISAR: An innovative sustainable management model for small decentralized water and wastewater systems in developing countries	Article	Meleg (2011)	It offers insight into the success of water management strategies in divergent nations

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
Drinking Water infrastructure and environmental disparities: Evidence and methodological considerations	Journal article	VanDerslice (2011)	It explores key issues undermining water management
Regional strategies for the accelerating global problem of groundwater depletion	Journal article	Aeschbach-Hertig and Gleeson (2012)	It offers strategies to be used in water management
Climate vulnerability and adaptive strategies along the Rio Grande/Rio Bravo border of Mexico and the United States	Journal article	Hurd (2012)	It offers strategies to be used in water management
Regional climatic considerations for borderlands sustainability	Journal article	Gutzler (2013)	It explores key factors to be considered in order to improve watershed sustainability
Selecting five common modeling approaches for integrated environmental assessment and management	Journal article	Kelly <i>et al.</i> (2013)	It defines key strategies to be used in water management
Collaborative modeling for decision support in water resources: Principles and best practices	Journal article	Langsdale <i>et al.</i> (2013)	It defines key strategies to be used in water management

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
OECD studies on water: Making water reform happen in Mexico	Report	OECD (2013)	It highlights the main strategies used to improve water access in Mexico
The dilemma of water management 'Regionalization' in Mexico under centralized resource allocation	Book chapter	Scott and Banister (2013)	It analyzes the issues faced in managing water sources in Mexico
Constructing a framework for National Drought Policy: The way forward in Mexico	Journal article	Korenfeld- Federman, Arreguín-Cortés, and López-Pérez (2014)	It analyzes how Mexico can improve its drought and water management policies
Collective action in water resource management: theoretical perspectives and propositions	Book chapter	Ray (2014)	It defines how communities can be involved in water management
Chasing water: A guide for moving from scarcity to sustainability	Book	Richter (2014)	It defines the strategies used to manage water in Mexico
Global rise in human infectious disease outbreaks	Journal article	Smith <i>et al.</i> (2014)	It explores the outbreak of diseases in modern day society
Community water management in Latin America and the Caribbean: Challenges for Mexico	Journal article	Silva-Rodriguez-de-San-Miguel, Trujillo-Flores, Lámbarry-Vilchis, Rivas-Tovar, and Bernal-Pedraza (2015)	It presents recommendations on how communities/government s can manage waters sources better

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
Rural water sustainability in Latin America and the Caribbean	Doctoral thesis	Prado (2015)	It analyzes the main issues affecting water availability
Stakeholder engagement for inclusive water governance: "Practicing What We Preach" with the OECD water governance initiative	Journal article	Akhmouch and Clavreul (2016)	It explores how communities can be engaged in water management
Estadísticas del agua en México	Report	Conagua (2016)	It provides an overview of the success of water policies in Mexico
Drought risk management in Mexico: Progress and challenges	Journal article	Ortega-Gaucin, López-Pérez, and Arreguín-Cortés (2016)	It provides an assessment of the main schemes used for water management
Environmental-mechanistic modelling of the impact of global change on human zoonotic disease emergence: a case study of Lassa fever	Journal article	Redding, Moses, Cunningham, Wood, and Jones (2016)	It highlights key strategies to be used to determine the impact of diseases on communities
UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging issues of environmental concern	Report	UNEP (2016)	It offers recommendations on how to improve water access and management

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
A half-baked solution: Drivers of water crises in Mexico	Journal article	Godinez-Madriral, van der Zaag, and van Cauwenbergh (2018)	It analyzes the main factors behind water crises in Mexico
The economics of aquifer protection plans under climate-water stress: New insights from hydro-economic modeling	Journal article	Ward, Mayer, Garnica, Townsend, and Gutzler (2019)	It offers recommendations on how to improve water access and management
The coronavirus pandemic should focus our attention on the water crisis	Communication	Barbier (2020)	It explores how the coronavirus has affected water sources
Opinion: COVID-19 a collective failure, an unprecedented opportunity	Article	Coates and De-Albuquerque (2020)	It defines the coronavirus and its impact on society
A comprehensive process for stakeholder identification and engagement in addressing wicked water resources problems	Journal article	Hargrove and Heyman (2020)	It highlights the importance of involving stakeholders in water management
Increase access to water, sanitation, hygiene (SDG 6.1 & 6.2)	Article	Holmes (2020)	It explores the importance of attaining sustainable development goals
The impact of COVID-19 on the water and sanitation sector	Report	International Finance Corporation (2020)	It explores the impact of coronavirus on water security

Title of document	Type of Document	Authors and date	Comments
Assessment of the impact of COVID-19 pandemic on water, environment and related ecological and human systems	Report	Kumar <i>et al.</i> (2020)	It explores the impact of coronavirus on water security
Preparedness for emerging epidemic threats: A Lancet infectious diseases commission	Journal article	Lee <i>et al.</i> (2020)	It highlights how communities can prepare for epidemics
Water in Mexico	Report	Netherlands Enterprise Agency (2020)	It explores the availability of water in Mexico
The pandemic is laying bare a global water crisis	Article	Nicol (2020)	It explores the impact of coronavirus on water security
Policy implications of coronavirus crisis for rural development	Note	OECD (2020)	It explores the impact of coronavirus on rural development
Water in the COVID-19 crisis: Response, recovery, and resilience	Report	Sadoff and Smith (2020)	It explores the impact of coronavirus on water security

Source: own elaboration.

Discussion

Scientists have explored the concept of zoonotic diseases ever since the 1930's with specific reference being drawn on how they replicate themselves once they get into the human body (Redding *et al.*, 2016). One of the topmost zoonotic diseases of modern times is the coronavirus, with causes diseases in birds and mammals. The first-ever case of the coronaviruses was discovered in the 1930s when domesticated chickens were shown to have infectious bronchitis virus (UNEP, 2016). The virus caused widespread mortality rates for newborn chicks, with practitioners being unable to control its spread. However, more studies were put in place to study how the disease was transmitted from the birds to human beings with the first-ever pandemic being recorded in 2003 in the form of the SARS-COV, followed by the HCoV-NL63 in 2004 and the most recent SARS-COV-2 in 2019 (Decaro & Lorusso, 2020).

Nicol (2020) highlights that the modus operandi for the pandemics was and still remains the same as they started out as isolated cases and then spread all over the world, bringing the international community to a halt. Redding *et al.* (2016) cite that the epidemics were further influenced by key factors like change in land usage, deforestation, destruction of habitat, and extractive activities, which reduced the barriers between host animals and humans. Furthermore, the increased interaction between mammals and the coronavirus carrying birds altered the distribution of the vectors and reservoirs of the diseases which in turn caused an influx

in the manner through which they are transmitted (Lee *et al.*, 2020; UNEP, 2016; Prado, 2015). Some scholars have argued that the causal factors behind the occurrence of the disease are correlated to climate change, whereby an increase in landscape suitability has also accentuated the rate of contact between the birds and humans (Lee *et al.*, 2020).

The SARS-COV-2 initially started in China as an epidemic with its epidemiologic features typifying acquisition from common sources as well as a short period of incubation which is likened to the previous pandemics (Smith *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2020). The spreading process occurred through coming into contact with an infected person or surface, with the attack rates being high (WHO, 2010; Coates & De-Albuquerque, 2020). Contrary to pretensions to historicize previous finds but consonant with the novel nature of the virus, it goes without saying that the international community has been unable to control the spread of the disease or even find a cure (Smith *et al.*, 2014).

As it stands, Mexico confirms at least 4 000 cases in a day, although the number is lower than the actual cases because of limited testing. Just like any other nation, Mexico was blindsided by the pandemic; thus, they did not have the necessary resources in place to test people. This has, in turn, forced governments to put in place regulations such as lockdowns, curfews as well as hygiene and sanitation programs (Gobierno de México, 2020; Infobae, 2020).

Barbier (2020) cites that cleaning infected surfaces and washing hands frequently have been deemed to be elementary measures. The issue, however, is that water is essential when implementing the tasks with most people having no idea where the water is coming from, who or how it is supplied, and the costs incurred when paying for it (Barbier,

2020). The virus came at a time when there is a rise in freshwater scarcity in the international community, whereby 2.4 billion people are living in watersheds that lack the necessary supplies and are more susceptible to climate change (Holmes, 2020; Hargrove & Heyman, 2020).

Barbier (2020) denotes that even though the areas are influenced by environmental factors, the main culprit behind the lack of access is the policies, governance structures, and institutions used in managing water. The author argues that most of the institutions were formulated at a time when the resource was abundant, although, with time, demand led to it becoming a scarce commodity. The end outcome is continued exploitation of freshwater as if it is abundant even as the communities and entities recognize its growing scarcity (Beall *et al.*, 2011; VanDerslice, 2011).

International Finance Corporation (2020) backs the findings presented by Barbier (2020), whereby it argues that the domestic and international water sector was influenced by rapid urbanization, aging infrastructure, and an influx in the number of people living in areas that faced water scarcity prior to the pandemic. The occurrence of the disease and its spread, however, led to water access improvement plans being shelved to channel the resources into other crucial sectors such as health which form the backbone of the society (International Finance Corporation, 2020; Redding *et al.*, 2016). The resource allocation was done with the insight being drawn on the operational expenditure and capital expenditure to be used in the restoration or establishment of water access schemes. Investor insight shows that most international firms have stopped funding domestic initiatives out of fear of the looming economic recession (International Finance Corporation, 2020). The International Finance Cooperation (2020) cites that the disease has

increased the cost of disruption with shifts in the demand and supply rates bringing to light newer operational needs. This has, in turn, affected people living in the rural areas because the government has held out on improving water supply due to the lack of clear cut framework even though the people are expected to practice individual and collective hygiene (International Finance Corporation, 2020).

An article presented by Sadoff and Smith (2020) denote that the virus has shown that the sustainable development goals and objectives of improving water access to all and sundry have been undermined. The article is clear that rural communities are deprived of the most basic protections due to the lack of water access. The researchers used a recovery framework to explore the social and administrative impact of the virus and how society can get back to the right trajectory through water management (Sadoff & Smith, 2020). The framework highlights that water management is significant in the reinforcement of food systems stability. The social impact of the virus on the rural areas has caused a rise in inequality since most people in the areas relied on agricultural cycles where demand and supply were evened out (Beall *et al.*, 2011). The income derived from the cycles would be used in catering to their individual and collective needs, although the virus has led to a dip in both with losses rising by the day (Sadoff & Smith, 2020).

Additionally, there has been a slow resumption in Mexico's activities, which has caused a small rise in demand. Sadoff and Smith (2020) argue that this presents a new dilemma to the public administrators as the demand of irrigation water is rising, especially with the looming dry season. However, the demand for irrigation water will not be addressed by the government, as mentioned earlier, because the funds

have already been diverted into getting personal protective equipment for the medical practitioners (Sadoff & Smith, 2020). This will cause an endless cycle of poverty and increase the gap between the rich and the poor (Bernstein *et al.*, 2007; Aeschbach-Hertig & Gleeson, 2012).

Efficacy of current water supply infrastructure in Mexico

Lang *et al.* (2006) presented a research paper which explored the conventional water supply structures used in Mexico. The authors indicate that most people in rural Mexico collect untreated water from sources that are unprotected, which exposes them to dangerous waterborne diseases like cholera, shigella, or even salmonella. It is no shock that Mexico has one of the highest rates of waterborne diseases in the world, with most of the cases being recorded in the rural areas (Hidalgo & Peña, 2009; OECD, 2013; International Finance Corporation, 2011). Lang *et al.* (2006) further note that the lack of access to clean water in Mexico cost the government at least 3.6 billion dollars in healthcare expenditures, which could have been avoided or saved if the requisite infrastructures had been put in place.

As of 2006, Lang *et al.* (2006) cite that the coverage of potable water and sanitation was grossly unequal. The percentage of the population served by piped water differed highly from the percentage of

people with access to working sewage systems and drinking water. Conclusive denotations drawn show that the lack of improved water supply and sanitation facilities accentuates the risks of water scarcity and thus creates room for the rise in coronavirus pandemics (Lang *et al.*, 2006).

The Food and Agriculture Organization (FAO, 2007) backed the findings presented by Lang *et al.* (2006) by exploring how and why water access needs to be improved in the rural areas. The author's focus is on crop production, which consumes a lot of water in Mexico. The food production requires at least 3 000 liters of water to produce the daily food needs of a person with 2 to 3 liters being used for daily drinking purposes while 20 to 300 liters per day might be needed for domestic needs. The increase in the rural population means that more people will require more water to cultivate industrial crops, fiber, and food (FAO, 2007). Estimates further show that the food and crop demand has doubled in the previous years, with the main factors driving the trends being inclusive of dietary change and population growth (FAO, 2007). Due to the fact that the rural area is the backbone for food production, more water is needed to counter the threat of food scarcity (Schweitzer, 2009; Ortega-Gaucin *et al.*, 2016; Richter, 2014).

The Food and Agriculture Organization (FAO, 2007) further explains that rising incomes and continued urbanization has exerted pressure on the rural areas to meet the food demand because food habits have changed towards varied diets. The end outcome has been a shift in consumption patterns among cereal crops with livestock and fish products being preferred. Also, Food and Agriculture Organization (FAO, 2007)

argue that the opportunities for increased productivity cannot be attained because the gap in the national water balance in Mexico is unsustainable.

As per Godinez-Madrugal *et al.* (2018), Mexico's current gap stands at 11 500 hm³yr⁻¹ with the water use of all users being set at 78 400 hm³yr⁻¹. At least 36 % of the water used in Mexico is derived from groundwater, with the gap being expected to double from the 11 500 to 23 000 hm³yr⁻¹ by 2030 (Godinez-Madrugal *et al.*, 2018). The widening process is linked intermittently to agricultural, public, and industrial use. The nation currently has six rivers among the most depleted freshwater sources in the world, with high competition between the users exerting more pressure on the people in rural areas. Summations highlight that at least 23 % of the aquifers in Mexico present saline intrusion and overexploitation with this making it the largest groundwater user in Latin America (Godinez-Madrugal *et al.*, 2018; Ward *et al.*, 2019).

Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015) opine that the management and provision of water supplies to the rural communities, coupled with rural sanitation, has provided the national and local government with a major dilemma. Most of the concern revolves around the financial toll that comes with setting up and managing the infrastructure with the income derived from providing water services to the people in Mexico being nominal by nature, even though water is a significant source of revenue for most nations (WHO, 2005). The Organization for Economic Cooperation and Development (OECD, 2013) highlights that the Mexican government has, over time, now been the subject of criticism because they have ignored the intricacies and complexities that come with rural water management (OECD, 2020). Scholars agree that there has never been a clear-cut strategy in place

since the start of the century, which can be used to provide people in rural areas with the necessary access to water resources. However, the increased criticism prompted the government to put in place changes that are geared towards decentralizing the water supply in Mexico.

Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015) indicate that the first initiative put in place by the Federal Government of Mexico has been building new water treatment plans and expanding the water networks into the rural areas. This mandate was specifically implemented by the Programme for the Construction and Rehabilitation of Drinking Water and Sanitation Systems in Rural Areas (Prossapys), which addresses the water access needs of rural communities with below 2 500 inhabitants. Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015) argue that the national government coordinates the Prossapys, and its correspondents to the implementation of state laws even though it is not involved in the development of policies. The scheme has undergone a myriad of structural changes with the latest version providing community organizations with the autonomy to implement the set regulations.

Fewtrell and Bartam (2001), and Scott and Bannister (2013) denote that before the improvements, only 30 % of the people in rural Mexico had access to clean water and sanitation facilities. The investments are extensive and ongoing with the Federal Government of Mexico achieving a high level of cooperation in rural areas with the sanitation levels going up to 70 % and water access up to 80 %.

Deductions drawn by Gortari and González (1994) indicate that the decentralization systems put in place before the 21st century have seen the federal government tasking both water supply and sanitation to every municipal area. Juntas or water boards are used to regulate the supply of

water to every homestead in rural areas with several mechanisms that are facilitated by government legislation being used to control the processes (Scott & Banister, 2013). Gortari and González (1994) provide an example of how the Juntas work whereby they are required to set up sustainable development and community organizing initiatives. The initiatives have to be guided by the sustainable development goals, with the federal government continuously reviewing their performances to check whether the strategies have been effective (Gortari & González, 1994).

Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015) quipped in with some insight into community water management in Mexico, and the challenges faced. The article highlights that the management strategies used by juntas in Mexico are latent, but they have never been the subject of consolidation. The juntas are established under article 4 of the constitution, which requires the state to guarantee people with the requisite access to water and sanitation. Additionally, their formation is often done after the communities meet and start their own alliances and incentives to improve water access. There are four different strategies, according to Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015) that can be used for water management which include:

1. Self-regulation and management which allows the rural communities to manage the water resources how they deem fit.
2. Scaled operations which are aimed at driving the systems to operate under scalable economies.
3. Capacity development whereby the ability of the leaders to accentuate delivery of services is improved.

4. Cooperative management wherein the national, regional, and municipal governments work together to develop public policies, regulation as well as guidelines for management.

Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015) note that providing support to community-based management is bound to improve the delivery of services. However, the implementation process has to be done using major alliances, namely, private community partnerships and public community partnerships. Specific agreements must be established, which will guarantee the flow of financial and technical resources to the identified alliances (Akhmouch & Clavreul, 2016; Netherlands Enterprise Agency, 2020).

Lockwood and Smits (2011) introduce the triple S Model, which highlights how nations can implement community management strategies in lieu of the available structures at the local, regional, and national levels. The model shows that service supply should be decentralized with specific responsibilities being accorded based on the government level (Lockwood & Smits, 2011). Take, for instance, the national level should be marked by the formulation of policies and normative functions. The regional level will explore service authority functions while the lower level will require the implementation of the policies by the service provider. Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2015) denote that applying this model in policy formulation is important, although it has to be detailed and revamped to match the needs of the country where it is applied at.

Innovation is also a key cornerstone in the water access methodology used in Mexico with Scott and Bannister (2013), citing that Conagua has applied such methods in fulfilling the program objectives of the Prossapys. Conagua (2016) reports an increase in the coverage for

drinking water in rural areas in 2015 after an investment of 8 886 million pesos was channeled into conventional infrastructure. The investment was 18.5 % higher than the one recorded in the previous year, with more improvements in water management being made as a result of community water management.

Korenfeld-Federman *et al.* (2014) note that the success of programs geared towards improving water access in rural areas like Prossapys have helped the federal government to relieve some of the pressure noted in rural areas especially in the wake of the fact that a good chunk of the nation's utilities are performing poorly. The reports show that fewer people are willing to spend money on water services because water quality is low, with funding being gleaned because of the utilization of institutional measures and increased public awareness that water is an economic good. Recommendations drawn by Hargrove *et al.* (2013) cite that increasing consumer education can help in ending the vicious cycle whereby customers do not want to pay for services. The education will allow for the collection of funds, which will help improve the status of the facilities.

Recommendations

Many infectious diseases leading to pandemics are caused by zoonotic pathogens that were transmitted to humans due to increased contacts with animals through breeding, hunting and global trade activities. The understanding of the mechanisms of transmission of pathogens to humans allowed the establishment of methods to prevent and control infections. During centuries, implementation of public health measures such as isolation, quarantine and border control helped to contain the spread of infectious diseases and maintain the structure of the society. In the absence of pharmaceutical interventions, these containment methods have still been used nowadays to control COVID-19 pandemic (Piret & Boivin, 2020).

The time of onset and the pathogen that will cause the next pandemic are unpredictable. Therefore, pandemic preparedness plans emphasize that non-pharmaceutical interventions should be implemented first to control human-to-human transmission of the pathogen. Furthermore, pharmaceutical interventions should be developed to improve the global response to the pandemic (Piret & Boivin, 2020).

In the case of Mexico, in lieu of the rising number of infections and the need to minimize growing mortality rates, it is important for the national, regional, and local governments to put up infrastructure which will improve water access in the rural areas. Lang *et al.* (2006) indicate that Mexico is fortunate to have a select number of federal institutions

that are not only capable but also enjoy strong networks that extend into the impoverished areas. The first recommendation provided is for the institutions to implement solutions to rural water quality issues. The solutions should be innovative with educational modules being put in place, which will create value for adequate hygiene practices and clean water (Lang *et al.*, 2006; Shaw & Thaitakoo, 2010). Addendum to this, a nation-wide program should be used to promote and implement the treatment of water in rural communities. The program has to be led by the Secretary of Health and the Secretary of Social Development. Local support from the municipalities and states is required, with the program being based on existing infrastructure, resources, and expertise (Rosensweig & Kopitopoulos, 2010; Ray, 2014). The government should provide training and technical support to researchers who have the ability to formulate innovative solutions (Gutzler, 2013; Reed, 2008).

In as well, federal programs should be set up, which will target communities that are marginalized and accord a subsidy on the price of most technologies so that the most vulnerable or poorest groups can gain access to water. The state government is prompted by Lang *et al.* (2006) to send out deputy or sub-deputies who will act as local representatives in the decentralization of the water resources and or programs. The authors also call on institutional cooperation across all sectors and scales for water access to improve in rural Mexico. Owing to the inchoate limitations of single institutions, there is a need for cooperative programs to be formulated to take advantage of the individual strengths of actors in the nonprofit, public and private sectors (Langsdale *et al.*, 2013; Lenton & Muller, 2009; Meleg, 2011; Mollard *et al.*, 2010). The communities and external agencies can liaise through nongovernmental organizations that

will also help in incorporating water quality testing and hygiene education programs (Ostrom, 1990).

Barbier (2020) provides the third recommendation, which is to allow for the flourishing of markets that trade water. Summative dispositions highlight that the predominant use of water in Mexico is irrigated agriculture, with at least 80 % of water withdrawals being required. Due to the fact that the demand is higher in urban areas, the people are willing to pay for it compared to the rural farmers. The farmers are therefore left to their own devices, thus calling for the creation of markets for trading water (Barbier, 2020). The markets will be characterized by farmers selling part of their water rights or even leasing their water over a set number of years. The finances collected from the markets will then be used to maintain the water supply infrastructure in rural areas.

Barbier (2020) also recommends that the federal government should stop placing subsidies on water and sanitation services during the pandemic. The author notes that current prices rarely cover the full cost of the water services, with governments paying for all of the investment costs. The overpricing of water and sanitation services will help the local, regional, and national governments to improve cost recovery with the services being expanded to the households that lack them. Also, a fixed service charge has to be introduced, which will pay for the costs incurred when operating and maintaining the water system (Barbier, 2020). There is a high probability that water conservation will be increased if a two-tier block rate charge is imposed on households. Due to the fact that rural community households use less water, the government should put a low price on the first block of water. Monthly water use that goes above 30 to 300 cubic meters will, however, require a higher price (Barbier, 2020).

The fourth recommendation by Barbier (2020) implores governments and the juntas to finance the adoption of water-saving technologies by rural families in Mexico through rebates and discounts. The juntas will introduce additional programs that will target low-income families and allow for the adoption of solar power irrigation pumps to help in their agricultural endeavors. A normal pump costs at least \$1 000.00, with financing models being put in place to subsidize the cost and make them easy to purchase. Nicol (2020) cites that the challenge of water availability being balanced with water quality still remains at the domestic level. Au contraire, new and emerging technologies can be implemented in the long term which will help in monitoring water resources in an accurate and fast manner (Korenfeld-Federman *et al.*, 2014; Kolb *et al.*, 2008). Specific technologies like drones and satellites will allow scientists to identify water-related risks and prepare the communities for any changes in supply and demand (Nicol, 2020; Hurd, 2012).

Nicol (2020) concludes that taking an innovative and data-driven approach will help in managing water access during the coronavirus pandemic. Remote sensing technology is momentous in gathering continent-wide data in Mexico over the next few years, with the information being stored ready to be analyzed in a database that is open source (Nicol, 2020). The objective is to equip the regional and governmental agencies with the information needed to formulate decisions concerning water access and resource management (Nicol, 2020; Kelly *et al.*, 2013). The information will also help in understanding the complexities and trade-offs of water allocation addendum to safeguarding the future of environmental flows in Mexico's aquifers.

The principal recommendation to prevent the spread of COVID-19 is to wash your hands frequently, washing surfaces and remaining hydrated remain high on the list as well. Certain organizations are focusing on working together with water-scarce communities to decentralize water supplies by harvesting rainwater (Terrell, 2020).

Also, what has been implemented by Conagua in the short term, and it needs to continue while the pandemic lasts, is the following (Jiménez-Cisneros, 2020): 1. Strategy to serve institutions of Health, due to the quantity of water demanded for example in hospitals; 2. Coordination with states and municipalities; 3. Emerging strategy to attend to vulnerable population, 4. Collaboration with the private sector to serve the population, and 5. Strategy to support agriculture, to ensure food safety.

Conclusions

Water access and health improvement are two factors that are intimately linked. The preceding research highlights that shortages of water make it hard for people in rural Mexico to gain basic protection against the novel coronavirus. In addition, the decreased access to water has upset the day-to-day income-generating activities of the rural communities, thus maintaining the vicious cycle of sickness and poverty. It is against this

backdrop that the paper provides recommendations on how the current water access infrastructure can be improved with findings from systematic literature being used.

The papers explored in the discussion section have all offered a new insight into water use in Mexico and pandemics, which undoubtedly contributes to the understanding of the situation that exists since 2019 due to SARS-COV2 and its effects on rural water supply. The results derived from examining the existence of the rights to water and health, as well as governance, is momentous in bridging the existent gap of knowledge into pandemics and water access. They will contribute to future studies on how Mexico can improve its water sustainability measures. Also, the success of the recommendations such as the implementation of solutions by institutions to rural water quality issues, the cooperation across all sectors and scales for water access, and the formulation of cooperative programs to take advantage of the individual strengths of actors in the nonprofit, public and private sectors. The recommendations will provide autonomy to community management entities like juntas, thus improving trust between the government and the people. Nevertheless, additional research in each Mexican entity is necessary to comprehend the particularities of the rural water supply problem.

References

Aeschbach-Hertig, W., & Gleeson, T. (2012). Regional strategies for the accelerating global problem of groundwater depletion. *Nature Geoscience*, 5, 853-861. DOI: 10.1038/ngeo1617



- Akhmouch, A., & Clavreul, D. (2016). Stakeholder engagement for inclusive water governance: "Practicing What We Preach" with the OECD Water Governance Initiative. *Water*, 8(5), 204. DOI: 10.3390/w8050204
- Barbier, E. (2020). *The coronavirus pandemic should focus our attention on the water crisis*. Recovered from <https://sustainabilitycommunity.springernature.com/posts/62586-the-coronavirus-pandemic-should-focus-our-attention-on-the-water-crisis>
- Beall, A., Fiedler, F., Boll, J., & Cosens, B. (2011). Sustainable water resource management and participatory system dynamics. Case study: Developing the Palouse Basin participatory model. *Sustainability*, 3(5), 720-742. DOI: 10.3390/su3050720
- Bernstein, S., Cashore, B., Levin, K., & Auld, G. (2007). *Playing it forward: Path dependency, progressive incrementalism, and the "Super Wicked", problem of global climate change*. Recovered from <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.464.5287&rep=rep1&type=pdf>
- Binswanger-Mkhize, H. P., De-Regt, J. P., & Spector, S. (2010). *Local and community driven development: Moving to scale in theory and practice*. Washington, DC, USA: The World Bank.
- Boaz, A., Ashby, D., & Young, K. (2002). *Systematic reviews: What have they got to offer evidence based policy and practice?* (Working Paper 2). Recovered from <https://www.kcl.ac.uk/sspp/departments/politicaconomy/research/cep/pubs/papers/assets/wp2.pdf>

- Carlsson, L., & Berkes, F. (2005). Co-management: Concepts and methodological implications. *Journal of Environmental Management*, 75(1), 65-76. DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.11.008
- Castro, J. E. (2006). *Water, power, and citizenship: Social struggle in the basin of Mexico*. New York, USA: Palgrave Macmillan.
- Coates, S., & De-Albuquerque, C. (2020). *Opinion: COVID-19 a collective failure, an unprecedented opportunity*. Recovered from <https://www.wsscc.org/media/resources/opinion-covid-19-collective-failure-unprecedented-opportunity-sue-coates-and>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.
- Decaro, N., & Lorusso, A. (2020). Novel human coronavirus (SARS-CoV-2): A lesson from animal coronaviruses. *Veterinary Microbiology*, 244, 108693. DOI: 10.1016/j.vetmic.2020.108693
- Delgado-Ramos, G. C. (2015). Water and the political ecology of urban metabolism: The case of Mexico City. *Journal of Political Ecology*, 22(1), 98-114. DOI: 10.2458/v22i1.21080
- DFID, Department for International Development. (2011). *Feature: Systematic reviews in international development: An initiative to strengthen evidence-informed policy making*. London, UK, East Kilbride, Scotland: Department for International Development.
- Dixon-Woods, M., & Fitzpatrick, R. (2001). Qualitative research in systematic reviews. *British Medical Journal*, 323(7316), 765-766. DOI: 10.1136/bmj.323.7316.765

- Esposito, A. (2020). *Water shortage leaves poorer Mexicans high and dry in coronavirus fight*. Recovered from <https://www.reuters.com/article/us-health-coronavirus-mexico-water/water-shortage-leaves-poorer-mexicans-high-and-dry-in-coronavirus-fight-idUSKCN2262Z3>
- Feldman, D. (2020). *Coronavirus spotlights the link between clean water and health*. Recovered from <https://www.downtoearth.org.in/blog/water/coronavirus-spotlights-the-link-between-clean-water-and-health-69888>
- Fewtrell, L., & Bartam, J. (eds.) (2001). *Water quality: Guidelines, standards, and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- FAO, Food and Agriculture Organization. (2007). *Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security*. Recovered from <http://www.fao.org/3/a-i3015e.pdf>
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P., & van Beek, L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488, 197-200. DOI: 10.1038/nature11295
- Gobierno de México. (2020). *Información general*. Recovered from <https://coronavirus.gob.mx/datos/>
- Godinez-Madrigal, J., van der Zaag, P., van Cauwenbergh, N. (2018). A half-baked solution: Drivers of water crises in Mexico. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 376, 57-62. DOI: 10.5194/piahs-376-57-2018
- Gortari, R. S., & González, J. L. (1994). *Rural reform in Mexico: The view from the Comarca Lagunera*. La Jolla, USA: Center for US Mexican Studies.

- Gough, D., & Elbourne, D. (2002). Systematic research synthesis to inform policy, practice and democratic debate. *Social Policy and Society*, 1(3), 225-236. DOI: 10.1017/S147474640200307X
- Gutzler, D. S. (2013). Regional climatic considerations for borderlands sustainability. *Ecosphere*, 4(1), 1-12. DOI: 10.1890/ES12-00283.1
- Hargrove, W. L., & Heyman, J. M. (2020). A comprehensive process for stakeholder identification and engagement in addressing wicked water resources problems. *Land*, 9(4), 119. DOI: 10.3390/land9040119
- Hargrove, W. L., & Devlin, D. (2010). The road to clean water: Building collaboration and stakeholder relationships. *Journal of Soil Water Conservation*, 65(5), 104A-110A. DOI: 10.2489/jswc.65.5.104A
- Hargrove, W., Borrok, D., Heyman, J., & Tweedie, C. (2013). Water, climate, and social change in a fragile landscape. *Ecosphere*, 4(2), 1-13. Recovered from <https://doi.org/10.1890/ES12-00269.1>
- Hidalgo, J., & Peña, H. (2009). Turning water stress into water management success: Experiences in the Lerma-Chapala River Basin. In: Lenton, R., & Muller, M. (eds.). *Integrated water resources management in practice: Better water management for development* (pp. 107-120). London, UK, Virginia, USA: Earthscan.
- Holmes, L. (2020). *Increase access to water, sanitation, hygiene (SDG 6.1 & 6.2)*. Recovered from <https://wateractionhub.org/sdgs/12/d/increase-access-to-water-sanitation-hygiene-sdg-61-6/>
- Hurd, B. (2012). Climate vulnerability and adaptive strategies along the Río Grande/Río Bravo Border of Mexico and the United States. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 149(1), 56-63. DOI: 10.1111/j.1936-704X.2012.03127.x

- Infobae. (2020). *Mapa del coronavirus en México 15 de junio: la riesgosa transición a semáforo naranja con más de 4,000 contagios en un día*. Recovered from <https://www.infobae.com/america/mexico/2020/06/15/mapa-del-coronavirus-en-mexico-14-de-junio-la-riesgosa-transicion-a-semaforo-naranja-con-mas-de-4000-contagios-en-un-dia/>
- International Finance Corporation. (2011). *Bringing water to where it is needed most*. Recovered from <https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/6bebb899-afce-4f0f-8de1-02ce5e45ade1/SmartLessonsWater.pdf?MOD=AJPERES&CVID=IKbKgLr>
- International Finance Corporation. (2020). *The impact of COVID-19 on the water and sanitation sector*. Washington, DC, USA: United States International Finance Corporation.
- Jiménez-Cisneros, B. (2020). *El papel de la Conagua ante la contingencia por COVID-19*. Recovered from <https://www.paho.org/es/file/75918/download?token=WNcKbkBD>
- Kelly, R. A., Jakeman, A. J., Barreteau, O., Borsuk, M. E., ElSawah, S., Hamilton, S. H., Henriksen, H. J., Kuikka, S., Maier, H. R., Rizzoli, A. E., Van Delden, H., & Voinov, A. A. (2013). Selecting five common modeling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environmental Modelling & Software*, 47, 159-181. DOI: 10.1016/j.envsoft.2013.05.005
- Kolb, C., Milman, A., Flores, Y., Salmerón, J., & Ray, I. (2008). An integrated method for evaluating community-based safe water programs and an application in rural Mexico. *Health Policy Plan*, 23(6), 452-464. DOI: 10.1093/heapol/czn017

- Korenfeld-Federman, D., Arreguín-Cortés, F., & López-Pérez, M. (2014). Constructing a framework for national drought policy: The way forward in Mexico. *Weather, and Climate Extremes*, 3, 90-94. DOI: 10.1016/j.wace.2014.04.003
- Kumar, P., Steefel, C. I., Van Breukelen, B. M., Evers, M., Ganguly, A. R., & Franssen, H.-J. H. (2020). *Assessment of the impact of Covid-19 pandemic on water, environment and related ecological and human systems*. Recovered from <https://www.frontiersin.org/research-topics/13978/assessment-of-the-impact-of-covid-19-pandemic-on-water-environment-and-related-ecological-and-human>
- Lang, M., Kaser, F., Reygadas, F., Nelson, K., & Kammen, D. M. (2006). *Meeting the need for safe drinking water in rural Mexico through point-of-use treatment* (Paper No. 5). California, USA: University of California.
- Langsdale, S., Beall, A., Bourget, E., Hagen, E., Kudlas, S., Palmer, R., Tate, D., & Werick, W. (2013). Collaborative modeling for decision support in water resources: Principles and best practices. *Journal of the American Water Resources*, 49(3), 629-638. DOI: 10.1111/jawr.12065
- Lee, V. J., Aguilera, X., Heymann, D. L., Wilder-Smith, A. Bausch, D. G., Briand, S., Brusckke, C., Carmo, E. H., Cleghorn, S., Dandona, L., Donnelly, C., Fall, I. S., Halton, J., Hatchett, R., Hong, F., Horby, P., Ihekweazu, C., Jacobs, M., Khan, K. (...), & Yeo, W. Q. (2020). Preparedness for emerging epidemic threats: A Lancet Infectious Diseases Commission. *The Lancet Infectious Diseases*, 20(1), 17-19. DOI: 10.1016/S1473-3099(19)30674-7.

- Lenton, R. L., & Muller, M. (2009). *Integrated Water resources management in practice: Better water management for development*. London, UK, Virginia, USA: Earthscan.
- Lockwood, H., & Smits, S. (2011). *Supporting rural water supply*. IRC Warwickshire, UK: International Water and Sanitation Centre and AguaConsult.
- Mallett, R., Hagen-Zanker, J., Slater, R., & Duvendack, M. (2012). The benefits and challenges of using systematic reviews in international development research. *Journal of Development Effectiveness*, 4(3), 445-455. DOI: 10.1080/19439342.2012.711342
- Martín-Martín, A., Orduña-Malea, E., Thelwall, M., & López-Cózar, E. D. (2018). Google Scholar, Web of Science, and Scopus: A systematic comparison of citations in 252 subject categories. *Journal of Informetrics*, 12(4), 1160-1177. DOI: 10.1016/j.joi.2018.09.002
- Meleg, A. (2011). *SISAR: An innovative sustainable management model for small decentralized water and wastewater systems in developing countries*. Recovered from http://www.macsbrasilonline.com.br/arquivos/artigos/SISAR_article_AM.pdf
- Mollard, E., Vargas, S., & Wester, P. (2010). Social participation in Mexican river basin organizations: The resilience of coalitions. In: Berry, K. A., & Mollard, E. (eds.). *Social participation in water governance and management. Critical and global perspectives* (pp. 115-135). London, UK, Virginia, USA: Earthscan.

- Mott-Lacroix, K. E., & Megdal, S. B. E. (2016). Explore, synthesize, and repeat: Unraveling complex water management issues through the stakeholder engagement wheel. *Water*, 8, 118. DOI: 10.3390/w8040118
- Netherlands Enterprise Agency. (2020). *Water in Mexico*. Recovered from <https://www.rvo.nl/sites/default/files/2020/01/Water-in-Mexico-sector-overview.pdf>
- Nicol, A. (2020, May 12). The pandemic is laying bare a global water crisis. *Foreign Policy*. Recovered from <https://foreignpolicy.com/2020/05/12/coronavirus-pandemic-global-water-crisis/>
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2013). *OECD Studies on Water: Making Water Reform Happen in Mexico*. Paris, France: OECD Publications.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2020). *Policy implications of coronavirus crisis for rural development*. Recovered from https://read.oecd-ilibrary.org/view/?ref=134_134479-8kq0i6epcq&title=Policy-Implications-of-Coronavirus-Crisis-for-Rural-Development
- Ortega-Gaucin, D., López-Pérez, M., & Arreguín-Cortés, F. I. (2016). Drought risk management in Mexico: Progress and challenges. *International Journal of Safety and Security Engineering*, 6(2), 161-170. DOI: 10.2495/SAFE-V6-N2-161-170
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Piret, J., & Boivin, G. (2020). Pandemics throughout history. *Frontiers in Microbiology*, 11(631736). DOI: 10.3389/fmicb.2020.631736

- Prado, L. A. (2015). *Rural water sustainability in Latin America and the Caribbean*.(doctoral thesis). Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Spain.
- Ray, G. (2014). Collective action in water resource management: Theoretical perspectives and propositions. In: Kobayashi, K., Syabri, I., Dwi, I. R., & Jeong, H. (eds.). *Community based water management and social capital* (pp. 19-41). London, UK: IWA Publishing.
- Redding, D. W., Moses, L. M., Cunningham, A. A., Wood, J., & Jones, K. E. (2016). Environmental-mechanistic modelling of the impact of global change on human zoonotic disease emergence: A case study of Lassa fever. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 646-655. DOI: 10.1111/2041-210X.12549
- Reed, M. S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, 141(10), 2417-2431. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.07.014
- Richter, B. (2014). *Chasing water: A guide for moving from scarcity to sustainability*. Washington, DC, USA: Island Press.
- Rodríguez-Izquierdo, E., Pérez-Jiménez, S., Merino-Pérez, L., & Mazari-Hiriart, M. (2020). *Spatial analysis of COVID-19 and inequalities in Mexico City*. Recovered from <https://www.un.org/development/desa/dpad/wp-content/uploads/sites/45/COVID-19-Mexico-City.pdf>
- Rosensweig, F., & Kopitopoulos, D. (2010). *Building the capacity of local government to scale up community-led total sanitation and sanitation marketing in rural areas*. Recovered from http://www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/WSP_BuildingCapacity_TSSM.pdf

Sadoff, C., & Smith, M. (2020). *Water in the COVID-19 crisis: Response, recovery, and resilience*. Recovered from <https://reliefweb.int/report/world/water-covid-19-crisis-response-recovery-and-resilience>

Schweitzer, R. W. (2009). *Community managed rural water supply systems in the Dominican Republic: Assessment of sustainability of systems built by the National Institute of Potable Water and Peace Corps, Dominican Republic* (master's thesis). Michigan Technological University, Michigan, United States of America.

Scott, C. A., & Banister, J. M. (2013). The dilemma of water management 'Regionalization' in Mexico under centralized resource allocation. In: Biswas, A. K., Benedito, P. F., Tortajada, C., & Palermo, M. (eds.). *Integrated water resources: Management in Latin America* (pp. 61-88). Abingdon, UK: Routledge.

Shaw, R., & Thaitakoo, D. (2010). Water Communities. In: Shaw, R., & Thaitakoo, D. (eds.). *Water Communities* (pp. 54-90). Bingley, UK: Emerald Group Publishing Limited.

Silva-Rodriguez-de-San-Miguel, J. A., Trujillo-Flores, M. M., Lámbarry-Vilchis, F., Rivas-Tovar, L. A., & Bernal-Pedraza, A. Y. (2015). Community water management in Latin America and the Caribbean: Challenges for Mexico. *Journal of Sustainable Development*, 8(3), 102-112. DOI: 10.5539/jsd.v8n3p102

Smith, K. F., Goldberg, M., Rosenthal, S., Carlson, L., Chen, J., Chen, C., & Ramachandran, S. (2014). Global rise in human infectious disease outbreaks. *Journal of the Royal Society Interface*, 11, 20140950. DOI: 10.1098/rsif.2014.0950

Sorensen, A. A., Wojahn, R. D., Manske, M. C., & Calfee, R. P. (2013). Using the strengthening the reporting of observational studies in epidemiology (STROBE) statement to assess reporting of observational trials in hand surgery. *Journal of Hand Surgery*, 38(8), 1584-1589. DOI: 10.1016/j.jhsa.2013.05.008

Terrell, D. (2020). Water in the time of coronavirus. *The Journal of Values-Based Leadership*, 13(2), 28-31. DOI: 10.22543/0733.132.1325

The PLoS Medicine Editors. (2011). Best practice in systematic reviews: The importance of protocols and registration. *PLoS Medicine*, 8(2), e1001009. DOI: 10.1371/journal.pmed.1001009

UNEP, United Nations Environment Programme. (2016). *UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern*. Recovered from https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7664/Frontiers_2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Vandenbroucke, J. P. (2007). The making of STROBE. *Epidemiology*, 18(6), 797-799. DOI: 10.1097/EDE.0b013e318157725d

VanDerslice, J. (2011). Drinking water infrastructure and environmental disparities: Evidence and methodological considerations. *American Journal of Public Health*, 101(S1), S109-S114. DOI: 10.2105/AJPH.2011.300189

Ward, F. A., Mayer, A. S., Garnica, L. A., Townsend, N. T., & Gutzler, D. S. (2019). The economics of aquifer protection plans under climate-water stress: New insights from hydro-economic modeling. *Journal of Hydrology*, 576, 667-684. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.06.081

Wells, G. A., Shea, B., O'Connell, D., Peterson, J., Welch, V., Losos, M., & Tugwell, P. (2019). *The Newcastle-Ottawa Scale (NOS) for assessing the quality of nonrandomised studies in metaanalyses*. Recovered from http://www.ohri.ca/programs/clinical_epidemiology/oxford.asp

WHO, World Health Organization. (2005). *Sanitation and hygiene promotion: programming guidance*. Recovered from https://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/sanhygpromo.pdf?ua=1

WHO, World Health Organization. (2010). *What is a pandemic?* Recovered from https://www.who.int/csr/disease/swineflu/frequently_asked_questions/pandemic/en/

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-10

Notas

**Revisión de métodos de muestreo, detección,
caracterización de microplásticos y control de calidad
en columna de agua y sedimentos**

**Microplastics in water and sediments: Sampling,
detection, characterization methods & quality control-
A review**

Andrea Arredondo-Navarro¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4118-5588>

Deborah Xanat Flores-Cervantes², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0417-9808>

¹Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México, andrea.arredondono@udlap.mx

²Departamento de Ingeniería Química, Alimentos y Ambiental, Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México, deborah.flores@udlap.mx

Autora para correspondencia: Andrea Arredondo-Navarro, andrea.arredondono@udlap.mx



Resumen

Los microplásticos (MPs) ya se consideran como contaminantes emergentes debido a que se encuentran en todos los cuerpos de agua que se han analizado y a que pueden tener efectos adversos en la salud humana. Estimar la cantidad y el tipo de MPs en aguas superficiales es relevante para poder entender la problemática. Sin embargo, aún no se tiene una metodología establecida para la determinación cuantitativa y cualitativa de estos contaminantes en medios acuáticos y por esta falta de estandarización la comparación entre artículos se vuelve complicada. Una metodología estándar podría hacer que futuras investigaciones se enfoquen a la resolución del problema. La presente revisión expone ventajas y limitantes de los diferentes métodos de muestro, detección y caracterización de MPs en agua y sedimentos, con el fin de que futuras investigaciones experimentales de microplásticos puedan utilizar los métodos expuestos en la literatura de manera informada.

Palabras clave: microplásticos, metodología, comparación, contaminantes emergentes.

Abstract

Microplastics (MPs) are already considered emerging pollutants because they are found in every analyzed waterbody and because they can have adverse effects on human health. Estimating the amount and type of MPs in surface waters is relevant to understand the problem. However, there is still no established methodology for the quantitative and qualitative determination of these pollutants in aquatic environments, and because of this lack of standardization, the comparison between articles becomes



complicated. A standard methodology could allow future research to focus on solving the problem. This review presents the advantages and limitations of the different methods for sampling, detection, and characterization of PMs in water and sediments, so that future experimental investigations of microplastics can use the methods presented in the literature in an informed manner.

Keywords: Microplastics, methodology, comparison, emerging pollutants.

Recibido: 23/03/2021

Aceptado: 24/12/2021

Introducción

La incorporación de los plásticos en los años de 1950 fue un parteaguas en la historia del ser humano. Al ser un material liviano, versátil, resistente al oxígeno y humedad, y de bajo costo, el plástico es muy práctico para reemplazar otros materiales de empaque (Andrady, 2011). Actualmente se sintetizan más de 5 300 tipos de polímeros, de los cuales terminan generándose aproximadamente 300 millones de toneladas de residuos anuales y solo 14 % son reciclados (ONU, 2020). De los plásticos restantes (86 %), se estima que entre una y tres millones de toneladas ingresan a los océanos al año debido a malas prácticas de gestión de

residuos, vertidos ilegales, turismo, escorrentía y otras fuentes (Zhang *et al.*, 2020b) Según el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, 2019), para 2030 esta cifra incrementará hasta nueve millones de toneladas.

Debido a que los plásticos no son productos biodegradables se convierten en microplásticos (MPs; 1-5 000 m en su dimensión más larga) con el tiempo y la exposición al medio ambiente. Los MPs generados de esta manera se denominan MPs secundarios y son los más abundantes en los cuerpos de agua. También existen los MPs que son fabricados intencionalmente para aplicaciones específicas, como las microperlas utilizadas en exfoliantes o detergentes, y se les llama MPs primarios (Lambert, 2018; Wessel, Lockridge, Battiste, & Cebrian, 2016). Los MPs se comienzan a considerar contaminantes emergentes, pues se han encontrado en todos los cuerpos de agua (Ambrosini *et al.*, 2019). Son de gran interés debido a que se ha demostrado que pueden tener efectos en la salud de la fauna y flora, presentan un potencial de transferencia trófica y se consideran un riesgo potencial para la salud humana (Zhang *et al.*, 2020a; Zhang *et al.*, 2020b).

Actualmente se busca conocer la manera en que se transportan en ríos u otros medios, para estimar cuánto y cómo los MPs llegan a cuerpos de agua de relevancia económica, social y ecológica, como lagos, ríos y océanos, y poder proponer medidas de remediación y/o mitigación (Ambrosini *et al.*, 2019; Lambert, 2018; Liu, Wang, Wei, Song, & Li, 2019).

Los investigadores que buscan realizar dichas modelaciones se han enfrentado a que las investigaciones de detección y caracterización de MPs no cuentan con estándares en sus mediciones. Esto genera que la

comparación entre artículos o el uso de la información se vuelva complicado y a veces imposible (Correia-Prata, Da-Costa, Duarte, & Rocha-Santos, 2019). Existen diversos artículos internacionalmente que muestran resultados de detección y caracterización de MPs, pero pocos son representativos y reproducibles. De ahora en adelante, para llevar a cabo investigaciones robustas y que funcionen como base para modelar MPs y remediar cuerpos de agua, se debe tomar en cuenta la metodología a seguir.

La presente revisión pretende presentar y comparar diferentes técnicas de muestreo, separación, detección y/o caracterización de MPs en cuerpos de agua y sedimentos, además de señalar procedimientos clave de control de calidad en cada paso.

Toma de muestras

La toma de muestras es la primera parte de la sección experimental de un trabajo, por lo que debe llevarse a cabo de manera que la muestra resulte representativa del cuerpo de agua de interés. El muestreo de MPs ha sido un tema de interés, pues los polímeros tienen diferentes tamaños, formas y densidades, por lo que no se muestrea lo mismo con un equipo que con otro, así como no se encuentran los mismos MPs a diferentes profundidades de una columna de agua. A continuación se hablará de los

métodos encontrados en la literatura de muestreo de MPs en agua y sedimentos.

Sedimentos

En sedimentos se realizan por lo general los tipos de muestreo que se describen a continuación.

Muestreo deliberado (crítico o por juicio)

Son métodos que se aplican en la mayoría de las investigaciones (Zhang *et al.*, 2020a) Se llevan a cabo eligiendo directamente los MPs de muestras ambientales. Este tipo de método es adecuado para la recolección de MPs de 1 a 6 mm (Karlsson *et al.*, 2017). Las herramientas comúnmente utilizadas son muestreador de caja, pala de acero o dragas “Van Veen” (Rocha-Santos & Duarte, 2015).

Esta manera de muestrear tiene las ventajas de que es simple, rápida, y que las herramientas pueden utilizarse en muchas condiciones ambientales (lluvia, corrientes, etc.); pero sus desventajas son la subjetividad del reconocimiento visual humano, el limitado rango de

muestreo, la alta probabilidad de perder parte de la muestra y que se trata de una muestra perturbada por el movimiento generado con la herramienta (Zhang *et al.*, 2020a)

Muestreo global

Son métodos menos comunes para muestrear sedimentos, ya que se conserva toda la muestra. Son adecuados cuando el reconocimiento de MPs a simple vista es complicado (Dümichen, Braun, Bannick, Jekel, & Senz, 2015; Gong & Xie, 2020; Zhang *et al.*, 2020a; Zhang *et al.*, 2020b) Para este tipo de muestreo se utilizan herramientas más sofisticadas, como perforadoras o saca-testigos.

Las ventajas de este tipo de muestro son que permite relacionar la concentración de MPs con eventos en el tiempo, como la implementación de normativa u otros (Stock, Kochleus, Bänsch-Baltruschat, Brennholt, & Reifferscheid, 2019); que se trata de una muestra no perturbada, y que no hay pérdida de sedimentos al muestrear, lo cual permite que se establezca el volumen muestreado en la minuta para futura reproducibilidad del método. Las desventajas principales de estas muestras son que las herramientas que se requieren son más costosas que las utilizadas para un muestreo deliberado y que normalmente contienen materiales no deseados, lo cual aumenta la carga de trabajo (Wang & Wang, 2018).

Algunos autores han propuesto herramientas novedosas que permiten realizar muestreos globales, pero que resultan costosos y poco prácticos para monitoreo regular; Mani, Primpke y Lorenz (2019) utilizaron una campana de buceo para minimizar la perturbación de la muestra, y Frei *et al.* (2019) recogieron sedimentos mediante extracción de núcleos por congelación.

Control de calidad en muestro de sedimentos

Hay factores que es importante considerar al realizar la estrategia de muestreo, ya que la distribución de MPs es irregular y es influenciada por lo siguiente: las propiedades del polímero y sus aditivos, las del cuerpo de agua y las condiciones ambientales fluctuantes estacionales (olas, viento, deposición de materiales fluviales). La concentración de MPs también puede variar por zona (actividades industriales a lo largo del río o cuerpo de agua) y por la profundidad de muestreo, pues se ha observado que hay concentraciones mayores (transectos) que pueden generar una sobre o subestimación de los polímeros (Adomat & Grischek, 2021; Correia-Prata *et al.*, 2019; Hanvey *et al.*, 2017).

Estándares que especifiquen el número de réplicas a realizar, la profundidad, puntos específicos de muestro y el volumen de muestra a analizar no han sido establecidos y por lo tanto pocos estudios proporcionan esta información. De acuerdo con Correia-Prata *et al.* (2019) es necesario definir la profundidad de muestreo en sedimentos,



ya que en los primeros 5 cm la concentración de MPs es mayor que en capas más profundas. El número de réplicas se debe definir, pues la recolección de una muestra puntual no es representativa de todo un cuerpo de agua debido a que las matrices de sedimentos están influenciadas por los factores mencionados anteriormente (Adomat & Grischek, 2021). Besley Vijver, Behrens y Bosker (2016) recomiendan tomar 11 muestras por cada 100 metros en la playa (debe estandarizarse para otros cuerpos de agua) y según la MSFD Technical Subgroup on Marine Litter (2013), el muestreo debe realizarse aguas arriba para facilitar la interpretación de datos. El volumen de muestreo también depende del objetivo de la investigación y del mínimo requerido para un análisis posterior en el laboratorio (Adomat & Grischek, 2021; Koelmans *et al.*, 2019).

Las unidades en las que se reporta la concentración de MPs en sedimentos varían en cada estudio, pero podrían ser comparables si datos como la profundidad de muestreo, la densidad y el peso seco del sedimento se reportan en cada análisis hasta que se defina una métrica estándar (Adomat & Grischek, 2021; Van Cauwenberghe, Devriese, Robbens, & Janssen, 2015).

Columna de agua

En agua se realizan generalmente los siguientes tipos de muestreos.



Método de muestra concentrada

Son métodos en los que se filtran y/o tamizan muestras en el sitio de interés, reteniendo los MPs para un análisis posterior (Gong & Xie, 2020). Dicho tipo de muestreo es el más utilizado en la toma de muestras en columna de agua (Correia-Prata *et al.*, 2019).

Las herramientas para realizar este tipo de muestreo por lo común son redes de arrastre mediante embarcación, compuestas por un marco rígido que mantiene una apertura de red rectangular o circular en la superficie, y en el extremo un recolector donde se concentra la muestra. La Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés) apoya esta metodología y proporciona orientación a través de su manual de métodos (Masura, Baker, Foster, Arthur, & Herring, 2015). Los tipos de red se distinguen entre sí por la profundidad a la cual muestrean y su tamaño. A todas se les puede colocar el tamaño de apertura de red deseado, pero los proveedores por lo general manejan tamaños estándar. Las redes mencionadas se dividen en las siguientes subtipos y sus características.

Redes de arrastre

- Redes de pesca de plancton: red básica que maneja un tamaño de apertura de poro de 100 a 500 m, y puede ocuparse para aguas superficiales a diferentes profundidades (Boyle & Ömerci, 2020).
- Red de manta: red más pequeña y manejable para muestrear MPs en los primeros centímetros de la columna de agua gracias a los flotadores entre los que se encuentra el marco de red. También maneja un tamaño de apertura de poro de 100 a 500 m (Gong & Xie, 2020).
- Red de Neutson: red que puede utilizarse durante tormentas y para aguas cercanas a la superficie, comúnmente utilizada en ambientes marinos. Permite el muestreo de profundidades distintas (Correia-Prata *et al.*, 2019).
- Red Bongo: red ideal para aguas de nivel medio. Consiste en una estructura con un doble aro que permite obtener dos muestras en cada muestreo. De esta manera se obtienen las muestras por duplicado o se puede muestrear con dos redes de plancton de diferente tamaño (Gong & Xie, 2020).

Todas las redes descritas presentan diversas ventajas: pueden muestrear grandes volúmenes de agua haciendo que la muestra sea representativa; las profundidades de muestreo se pueden ajustar para así especificar en la metodología este dato omitido en muchos estudios, y se concentra la muestra reduciendo el costo de transporte en grandes contenedores.

También presentan desventajas en común: requieren de un medio de transporte acuático (bote); cuando se utilizan tamaños más pequeños de apertura de malla (< 300 m), las redes presentan atascamiento y cuando se utilizan mayores, la cuantificación de MPs puede ser subestimada. Actualmente, el tamaño de apertura de red más común tiene un diámetro de 300 m (Correia-Prata *et al.*, 2019; Gong & Xie, 2020; Li, Liu, & Chen, 2017).

Bombas para la reducción de la muestra *in situ* acopladas con filtros o tamices

Las bombas centrífugas, de teflón o de tornillo excéntrico se han utilizado para muestrear MPs en determinadas profundidades del agua para alimentar tamices en cascada o de acero (Stock *et al.*, 2019).

Tienen la ventaja de que pueden ser construidas de distintos materiales; permiten tomar muestras desde la superficie hasta profundidades de 6 a 100 metros. La cantidad de MPs obtenidos con este método puede ser determinada a partir de la elección del tamaño de apertura de los tamices y/o filtros acoplados (Correia-Prata *et al.*, 2019).

Algunos autores como Correia-Prata *et al.* (2019) no recomiendan su uso, ya que pueden contaminar la muestra. Sedlak, Sutton, Box, Sun y Lin (2017) la recomiendan para muestrear MPs menores a 300 m, pues es el límite de detección en redes de arrastre. Por ejemplo, Enders, Lenz,

Stedmon y Nielsen (2015) detectaron MPs marinos de hasta 10 μm bombeando agua subterránea desde una profundidad de tres metros con una bomba que no contaminaba la muestra por ser de titanio y acero inoxidable. Tampoco existe aún una estandarización de tiempos de muestreo con bombas, ya que pueden trabajar durante horas en un mismo punto de muestreo o durante minutos en diferentes estaciones (Correia-Prata *et al.*, 2019).

Muestras globales

Con este tipo de muestreo pueden recolectarse todos los tamaños de MPs, pero la muestra es de volumen pequeño, por lo que se puede afectar la representatividad de la misma (Wang & Wang, 2018). La herramienta utilizada para realizar las muestras globales de agua se comenta a continuación.

Envases de almacenamiento

Normalmente se utilizan envases de vidrio (para evitar contaminación de la muestra) que se transportan al laboratorio para su análisis posterior. Sus ventajas son que puede lograr representatividad (dependiendo de



factores como volumen, tamaño de MPs, etc.) y es más económico debido al equipo sencillo que se utiliza (Wang & Wang, 2018).

La desventaja principal es que los envases de vidrio no pueden procesar volúmenes grandes que aseguren la calidad de la muestra, por lo que se han encontrado variaciones en este método. Dicha desventaja puede ser vencida definiendo un volumen mínimo de muestra (Correia-Prata *et al.*, 2019) obtenido a partir del análisis de qué tanto cambia la muestra a diferentes volúmenes y establecer el ideal. Este muestreo se recomienda para MPs < 100 m (Koelmans *et al.*, 2019; Wang & Wang, 2018).

Control de calidad en muestreo de la columna de agua

Para las muestras concentradas es importante incluir un medidor de flujo que estime el volumen de agua filtrada; en el caso de las redes, la cantidad de flujo se puede calcular con el tamaño de la apertura neta y la longitud del transecto, que a su vez puede calcularse como la distancia entre los puntos inicial y final (Eriksen *et al.*, 2018). Todavía no hay una estandarización en cuanto al volumen de agua que debe ser muestreado, pero toda investigación debe reportarlo (Cutroneo *et al.*, 2020). Koelmans *et al.* (2019) proponen un volumen mínimo de 500 litros para agua superficial muestreada con redes (MPs > 300 m). También proponen que para MPs < 100-300 m se requieren volúmenes de muestra mucho menores (Cabernard, Roscher, Lorenz, Gerdtts, & Pimpke, 2018).



Según Sedlak *et al.* (2017), conviene combinar los métodos o usar unos sobre otros, dependiendo del tamaño de MPs a estudiar. Los autores, por ejemplo, realizaron arrastres con redes de manta para el muestreo de MPs > 355 μ m. Para MPs de 20 μ m a 5 μ m utilizaron una bomba diseñada y construida especialmente, que incluye un filtro para capturar partículas de un volumen de 10 litros de agua superficial. Para los nano-plásticos (NPs; < 1 μ m) llenaron un frasco de vidrio de 1 litro con agua superficial en cada sitio. Este procedimiento puede modificarse si el laboratorio analítico determina que se requiere una muestra más grande para identificar MPs. Esta división les permitió ser más exactos en sus estimaciones.

Durante el muestreo, las fuentes potenciales de contaminación pueden ser la ropa, el equipo que está en contacto con la muestra (contenedor, pintura del contenedor) y los dispositivos utilizados para mover la muestra de los recolectores a los envases de almacenamiento. Por esto se recomienda utilizar ropa 100 % de algodón, guantes de nitrilo o de látex, y que los instrumentos de laboratorio no sean de plástico (preferentemente de vidrio o metal). También es importante el prelavado de los utensilios y equipo de laboratorio con agua destilada o prefiltrada, solución de 70 % etanol (Cutroneo *et al.*, 2020). Para minimizar errores, se recomienda tener un blanco de procedimiento (agua pura) y un blanco enriquecido (agua pura con una cantidad conocida de MPs) (Mai, Bao, Shi, Wong, & Zeng, 2017).

Para que el método de muestro pueda ser reproducible es indispensable reportar todo lo realizado, como la profundidad a la cual se

muestra, la velocidad y duración del arrastre, y todos los parámetros elegidos (Fok, Ling-Lam, Li, & Xu, 2019).

Separación de MPs de la muestra

Las muestras tomadas en campo para la identificación de MPs contienen partículas naturales orgánicas e inorgánicas que deben ser removidas para para un análisis posterior (Peller, Nelson, Babu, Iceman, & Kostelnik, 2020; Yang, Zhang, Kang, Wang, & Wu, 2021).

Antes de la separación o identificación en sedimentos es deseable realizar un secado para facilitar las técnicas posteriores y reportar los resultados en peso seco, pues la humedad varía entre distintos sedimentos. Se han utilizado diversos métodos de secado, pero el secado con horno es el más común, sencillo y rápido (Adomat & Grischek, 2021). Las principales técnicas de separación se dividen en las que se indican a continuación.

Filtración o tamizado

En el tamizado y la filtración se pasan las muestras de sedimento por tamices o filtros de diferentes tamaños. El material de los tamices



normalmente es de acero inoxidable o cobre, y el de los filtros es fibra de vidrio, nitrato de celulosa, policarbonato o nylon (algunos autores no recomiendan esta última por posible contaminación). El diámetro de poro del filtro es mucho menor que el usado en el tamiz (0.22-20 m) (Bretas, Mendoza-Roca, & Bes-Piá, 2020; Cutroneo *et al.*, 2020; Fok *et al.*, 2019).

El tamizado normalmente se realiza previo a otros métodos de separación y la filtración se realiza después. Hacer filtración sin haber llevado a cabo alguna separación por densidad o digestión puede generar la saturación del filtro (Kang, Ji, Zhao, & Wei, 2020). Ambos métodos pueden ir de la mano (Gong & Xie, 2020).

Los tamaños de malla del tamiz se eligen de acuerdo con el rango de tamaño de los MP a recolectar y por lo general están en el rango de 38-4 750 μm (Bretas *et al.*, 2020; Wang & Wang, 2018). Clasificar a los MPs por tamaño es relevante, ya que dicho parámetro está relacionado con el comportamiento de su migración en el ambiente y determina la facilidad de entrada de MPs en organismos (Li, Busquets, & Campos, 2019). Aún no existe un estándar en los tamaños de tamices, pero algunos estudios han utilizado un tamiz de 500 μm para obtener fracciones de tamaño mayor y menor a 500 μm , lo que es razonable, pues los MPs > 500 m pueden identificarse visualmente (Hidalgo-Ruz, Guttow, Thompson, & Thiel, 2012; Mai *et al.*, 2017).

La técnica de tamizado en seco para MPs en sedimentos está limitado por el grosor del mismo; entre más fino el sedimento más aglomeración presentará. Por esto, el tamizado en seco se recomienda para tamaños de partícula de 40 a 125 mm; para tamaños menores se

sugiere realizar un tamizado húmedo (Adomat & Grischek, 2021; Retsch, 2015).

Técnica química/bioquímica: métodos de digestión

La necesidad de digestión está relacionada con la cantidad de materia orgánica que presente la muestra; hasta ahora es utilizado mayormente para sedimentos marinos o para muestras biológicas, pero algunos autores lo recomiendan para cualquier muestra. El objetivo principal de la digestión es remover el material orgánico mientras los MPs son los menos afectados (Kang *et al.*, 2020). Es altamente recomendable remover la materia orgánica cuando se hará un análisis visual (puede confundirse con MPs) (Gong & Xie, 2020; Masura *et al.*, 2015). Los métodos más comunes de digestión son los de oxidación, añadiendo compuestos ácidos, alcalinos y/o enzimáticos.

La digestión por oxidación ha sido estudiada por muchos autores, que han variado la concentración y tiempo de exposición de los oxidantes. El oxidante que ha demostrado mayor eficiencia es el H₂O₂ (Bretas *et al.*, 2020). Nuelle, Dekiff, Remy y Fries (2014) reportaron en su investigación que las soluciones de 30 a 35 % H₂O₂ presentaron una mayor remoción de materia orgánica en muestras de sedimentos que las soluciones de NaOH (20, 30, 40 y 50 %) y HCl (20 %), pero tuvieron efectos en el color y tamaño de los MPs. Una modificación que se ha explorado para disminuir

los tiempos de reacción y realizar el experimento a temperatura ambiente es llevar a cabo, como lo recomienda la NOAA, una reacción de Fenton, que consiste en mezclar H_2O_2 y un catalizador (Fe (II)) (Adomat & Grischek, 2021; Babuponnusami & Muthukumar, 2013; Masura *et al.*, 2015).

La digestión ácida tiene diferentes efectos dependiendo del tipo de MP. Algunos estudios que han analizado el uso de HNO_3 descubrieron que es más eficiente removiendo el material orgánico que otros ácidos, pero que disuelve polímeros como el poliestireno (PS) y el polietileno (PE) (Claessens, Van Cauwenberghe, Vandeghechuchte, & Janssen, 2013; Stock *et al.*, 2019). El ácido menos recomendado es el HCl, ya que no remueve toda la materia orgánica (Stock *et al.*, 2019; Strungaru, Jijie, Nicoara, Plavan, & Faggio, 2019).

La digestión alcalina afecta otro tipo de MPs, por ejemplo, el policarbonato (PC), tereftalato de polietileno (PET) y el policloruro de vinilo (PVC) se desintegraron utilizando 10 M de NaOH (Stock *et al.*, 2019). El uso de KOH muestra ser prometedor, ya que Kühn *et al.* (2017) descubrieron que solo afecta al acetato de celulosa (CA) y a otros plásticos “biodegradables”.

La degradación enzimática es eficiente para degradar materia orgánica sin afectar los polímeros, pero es costosa, y por sí sola se ha utilizado solo en muestras de sedimento o biota. Algunas enzimas utilizadas son celulasas, lipasa, proteasa y quitinasa, pero la que presentó eficiencias de hasta 97 % es la proteinasa-k (Bretas *et al.*, 2020; Cutroneo *et al.*, 2020; Pico, Alfarhan, & Barcelo, 2019). Sus desventajas principales son que tarda mucho tiempo en digerir las muestras y que requiere

condiciones específicas para mantener las enzimas (Adomat & Grischek, 2021).

Técnica física: separaciones por medio de densidad

La densidad específica de los polímeros varía de modo considerable (0.8-1.6 g/cm³), sin tomar en cuenta aditivos o contaminantes adsorbidos. Debido a que los sedimentos tienen densidades de aproximadamente 2.65 g/cm³, la diferencia puede utilizarse para que los MPs ligeros se separen del sedimento con ayuda de un compuesto más denso (Bretas *et al.*, 2020; Stock *et al.*, 2019; Wang & Wang, 2018). Sin importar la sal usada, la muestra seca debe mezclarse con la solución, dejarse reposar y, por último, los MPs que quedan flotando son separados por medio de filtración, ya sea con vacío o presión normal (Cutroneo *et al.*, 2020; Mai *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2020a). El método de separación por densidad se aplica por lo común después de alguna digestión para remover la materia orgánica (Pico *et al.*, 2019).

Un submétodo desarrollado a partir del principio de separación por densidad es la elutriación, que se basa en el uso de un flujo ascendente de gas o líquido dentro de una columna (Kang *et al.*, 2020). Algunos autores sugieren colocar arriba de la columna tamices que permitan separar los MPs de acuerdo con su tamaño (Kedzierski *et al.*, 2018; Ruggero, Gori, & Lubello, 2020). La elutriación resulta ser

económicamente atractiva y eficiente, ya que alcanza porcentajes de recuperación de 93 a 98 %. Su única desventaja es que lleva mucho tiempo en realizarse (Claessens *et al.*, 2013). El separador de plástico-sedimentos de Munich (MPSS) utiliza un sistema parecido y también presenta recuperaciones del 100 y 95.5 % para MPs de tamaños de 1-5 mm y < 1 mm, respectivamente (Correia-Prata *et al.*, 2019; Imhof, Schmid, Niessner, Ivleva, & Laforsch 2012; Stock *et al.*, 2019).

Existen diversas sales utilizadas para la separación por densidad. La NOAA recomienda usar el NaCl (Masura *et al.*, 2015; MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, 2013) debido a que es económica y amigable con el medio ambiente, pero su baja densidad (1.2 g/cm^3) puede generar una subestimación de MPs, ya que no separa polímeros de alta densidad (PVC o PET) o polímeros que contengan aditivos (Gong & Xie, 2020; Stock *et al.*, 2019).

Otros autores han preferido utilizar NaI o ZnCl_2 en sus investigaciones, pues su densidad es mayor (1.6 g/cm^3) y puede separar polímeros que contengan aditivos (Bretas *et al.*, 2020; Gong & Xie, 2020; Rocha-Santos & Duarte, 2015). El uso de ZnCl_2 tiene las siguientes ventajas: presenta porcentajes de recuperación de hasta 99 %; es económico (Fok *et al.*, 2019; Stock *et al.*, 2019), y la muestra solo necesita un lavado, mientras que con NaCl requiere de tres (Correia-Prata *et al.*, 2019). Su desventaja principal es que es dañino para el medio ambiente y corrosivo (Fok *et al.*, 2019; Stock *et al.*, 2019). El uso de NaI tiene las ventajas principales de que tiene un porcentaje de recuperación del 91 % (Fok *et al.*, 2019), la necesidad de solo un lavado, que recupera fibras oleofóbicas, su bajo impacto al medio ambiente y que puede

reutilizarse hasta diez veces. Sus desventajas son que resulta muy costoso y reacciona con los filtros de celulosa, volviéndolos negros y dificultando la identificación visual. Autores como Correia-Prata *et al.* (2019) y Fok *et al.* (2019) establecieron que es una sal ideal para la separación por densidad.

Finalmente, Frias, Pagter, Nash y O'Connor (2018) recomiendan el tungstato de sodio dihidratado ($\text{Na}_2\text{WO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en el proyecto de monitoreo de MPs en sedimentos "BASEMAN", ya que alcanza una densidad de hasta 1.4 g/cm^3 , no es costoso y no daña el medio ambiente.

Por otro lado, algunos autores recomiendan una técnica de separación de dos pasos, donde se utiliza primero una sal de baja densidad y posteriormente una sal más densa. Esta técnica puede disminuir la cantidad utilizada de sal dañina (Fok *et al.*, 2019; Fu & Wang, 2019).

Control de calidad en separación

Al examinar las muestras tomadas *in situ* en el laboratorio, algunos autores evitan la contaminación a través del uso de una campana de flujo laminar o con una campana extractora (Adomat & Grischek, 2021; Stock *et al.*, 2019; Wang, Yuan, Chen, & Wang, 2018). Para corregir la muestra por contaminación, se recomiendan blancos de análisis cerca del área donde se analizan las muestras de MPs y son estudiados de la misma

manera (Koelmans *et al.*, 2019). Al realizarse todos los pasos para identificación de MPs, es probable que también haya pérdida de partículas, por lo que para establecer el porcentaje de recuperación de MPs, Hermsen, Mintenig, Besseling y Koelmans (2018) recomiendan un control positivo. La limpieza profunda de los materiales y el laboratorio es indispensable, así como reportar la frecuencia en la que se realiza y los detalles de las soluciones utilizadas para el aseo (Adomat & Grischek, 2021).

Para la separación utilizando filtros o tamices hay factores que deben tomarse en cuenta: la forma de los MPs, por ejemplo, las microfibras tienen una alta relación longitud/ancho, por lo que se pueden retener horizontalmente en el tamiz o pasar longitudinalmente (Bretas *et al.*, 2020; Michielssen, Michielssen, Ji, & Duhaime, 2016); la presencia de sólidos particulados que puede bloquear el filtro reduciendo la eficiencia del proceso (Wang & Wang, 2018).

En la fase final del filtrado, los filtros se enjuagan con agua ultrapura para evitar la formación de cristales de sal en los filtros secos, las soluciones restantes en el filtro se pueden eliminar en un horno o secador, o a temperatura ambiente. La temperatura debe elegirse con un análisis previo, ya que algunos plásticos se funden a temperaturas mayores a 100 °C (Cutroneo *et al.*, 2020).

En la separación por digestión se deben considerar factores como la resistencia de los polímeros del estudio a las digestiones propuestas; la forma de los MPs, ya que las partículas con un gran área superficial tienden a flotar con sales de baja densidad y las de fibras o pequeños MPs (200-400 m) no flotan fácilmente (Kang *et al.*, 2020); la cantidad de

materia orgánica en la muestra, y la temperatura de la reacción (Bretas *et al.*, 2020; Correia-Prata *et al.*, 2019). También se recomienda el tratamiento con distintos degradantes y el análisis de la materia orgánica, pues por ejemplo las reacciones ácidas y de Fenton degradan mejor contaminantes orgánicos que interfieren con las señales infrarrojo o Raman; las reacciones alcalinas degradan mejor proteínas, grasas o ceras; y la degradación enzimática es más eficiente en la degradación de biopelículas y material orgánico (Mai *et al.*, 2017; Masura *et al.*, 2015; Lee & Chae, 2020). Es importante resaltar que no se han estudiado los efectos de los compuestos de digestión en los químicos orgánicos que puedan estar afiliados a los MPs (aditivos o material adsorbido) (Mai *et al.*, 2017).

Detección y/o caracterización

Métodos visuales

A través de los métodos visuales, los MPs son identificadas ópticamente, y se separan con pinzas u otros utensilios (Rocha-Santos & Duarte, 2015). El método es simple y económico, pero es subjetivo, y se ha probado en diferentes investigaciones que a menor tamaño del MPs más falsos positivos se cometen (Yang *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2020a).



El método visual permite la clasificación de MPs por tamaño, color y forma, posibilitando la inferencia sobre su origen. Algunos autores proponen que los MPs transparentes derivan de plásticos de un solo uso o empaques, y los azules se relacionan con la acuicultura o actividades pesqueras (Fok *et al.*, 2019). Por esta razón, se recomienda mejorar el método para futuras investigaciones y acompañarlo con caracterización química (Bretas *et al.*, 2020; Correia-Prata *et al.*, 2019; Gong & Xie, 2020). Los equipos más utilizados en los métodos visuales son los que mencionan en los siguientes apartados.

Microscopios ópticos

Estos instrumentos son apropiados para muestras de gran volumen, sobre todo cuando no se dispone de equipos analíticos (Wang & Wang, 2018). Se han utilizado distintos tipos de microscopios para el análisis de MPs, pero los más comunes alrededor del mundo son los estéreo-microscopios o de disección (magnificación de 10-40 X) (Yang *et al.*, 2021). El menor tamaño de partícula que detecta este tipo de microscopio es de 100 μm (Hanvey *et al.*, 2017).

Para optimizar el método visual se han utilizado tintes que ayudan a diferenciar los polímeros de otros materiales, el rojo Nilo (NR) se adsorbe en la superficie del polímero y es identificado través de microscopía de fluorescencia. Este colorante ha demostrado ser el más eficiente para teñir MPs $> 20 \mu\text{m}$ (Bretas *et al.*, 2020), pero tiene



desventajas como la tinción de materiales naturales y el pobre teñido del policloruro de vinilo (PVC) y el poliacetato (PA) (Shim, Song, Hong, & Jang, 2016). También se han aplicado pruebas de fusión (aguja caliente), en las que los MPs se confirman al fundirse (Bretas *et al.*, 2020; Fok *et al.*, 2019); este método puede causar daño al polímero y no se recomienda para MPs < 1 mm (Kang *et al.*, 2020). Estas mejoras son prometedoras, económicas y son una buena herramienta para estandarizar los métodos visuales.

Microscopio electrónico de barrido (SEM)

La diferencia principal entre este tipo de microscopía y la tradicional es que la SEM utiliza un haz de electrones en vez de uno de luz para ampliar la imagen (Wang & Wang, 2018). El SEM tiene una mayor resolución que los microscopios tradicionales, por lo que sus resultados son más precisos y puede detectar MPs hasta de 1 m (Wang, Wagner, Ghosal, Bedi, & Wall, 2017). Lo que más distingue al método es que permite conocer la morfología de las partículas y también la meteorización mediante la observación de grietas (Bretas *et al.*, 2020; Wang & Wang, 2018; Zhung, *et al.*, 2016).

También existen modificaciones del método (SEM), como el SEM, junto con una espectroscopía de rayos X de dispersión de energía (SEM-EDS), que ayuda a diferenciar de manera más sencilla material natural de los MPs a través de imágenes y análisis elemental (Wang & Wang, 2018).



A pesar de ser un método exitoso en la identificación y caracterización de la superficie de los MPs, la preparación de la muestra requiere de mucho tiempo y esfuerzo, por lo que no es viable usarlo en un gran número de muestras (Wang & Wang, 2018), además de que al igual que los microscopios tradicionales, el SEM no tiene la capacidad de identificar el tipo de polímero, con excepción del PVC (que contiene cloro) (Elkhatib & Oyanedel-Craver, 2020; Silva *et al.*, 2018).

Métodos de espectroscopía vibratoria

Existen dos métodos que se utilizan mayormente para detección y/o caracterización de MPs. K ppler *et al.* (2016) recomiendan complementar las dos técnicas para mejores resultados. Ambas presentan las ventajas de que no son destructivas, son precisas y pueden usarse como complementarias de métodos visuales.

Espectroscopía de transmisión de infrarroja con transformada de Fourier (FTIR)

Se basa en el fenómeno del cambio de momento dipolar, a partir de energía aplicada al sistema (luz infrarroja), que da como respuesta un porcentaje de absorbancia a distintas longitudes de onda (espectro), que se caracteriza dependiendo de los grupos funcionales encontrados. Este método tiene dos maneras de identificar MPs: con la configuración de transmitancia o la de reflectancia (Bretas *et al.*, 2020).

La identificación con FTIR no es afectada por el tamaño de MP, forma, etcétera. Tiene la ventaja de ser capaz de identificar los MPs sin que el resultado sea afectado por fluorescencia. No solo provee la información del tipo de MP, sino que también detecta la meteorización del material (importante para la modelación) (Gong & Xie, 2020; K ppler *et al.*, 2016).

Sus limitaciones son que identifica MPs > 500 m, que se debe analizar una partícula a la vez (tardado), y los resultados pueden ser afectados por la presencia de CO₂ y H₂O (Zhang *et al.*, 2020a).

Se han realizado modificaciones a la configuración de reflectancia, como la FTIR de reflectancia total atenuada (ATR-FTIR), técnica más sensible que mejora la información sobre MPs irregulares, y en contraste con el FTIR también se puede aplicar a muestras gruesas u opacas (Shim *et al.*, 2016), pero en la cual los MPs corren el riesgo de adherirse al cristal y requiere de mucho tiempo para llevarse a cabo. Se recomienda su uso

solo para MPs > 300 m (Bretas *et al.*, 2020; Gong & Xie, 2020). Otra modificación es la micro-FTIR, que genera un mapa de alta resolución de la muestra sin necesidad de preselección (MPs de hasta 20 m), su desventaja es que se trata de una técnica más tardada y no automatizable; Imhof *et al.* (2016) solo pudieron analizar 1.6 % de un filtro, utilizando este método. Este inconveniente puede superarse usando FTIR con un detector de matriz de plano focal (FPA) (Joachim-Löder, Kuczera, Mintenig, Lorenz, & Gerdts, 2015; Käßpler *et al.*, 2016).

Aunque aún no se ha estudiado profundamente, se espera un futuro prometedor para la configuración de transmitancia en el análisis de MPs en filtro; las partículas investigadas deben ser delgadas (< 100 m) para evitar la absorción total en el espectro FTIR, pero mayores a cinco micras para que tengan absorbancia suficiente (Joachim-Löder *et al.*, 2015).

Espectroscopía Raman

El método de espectroscopía Raman está basado en el fenómeno de la polarizabilidad de los enlaces químicos de las moléculas en las partículas, causada por la aplicación de energía externa (luz monocromática). Esto genera como respuesta un porcentaje de intensidad de luz emitida a distintas frecuencias y se le conoce como espectro molecular (Correia-Prata *et al.*, 2019). Dicho espectro permite conocer la estructura química de los componentes en la muestra (Araujo, Nolasco, Ribeiro, & Ribeiro-Claro, 2018).



Este método permite obtener información de grupos funcionales no polares adsorbidos en la superficie del MP y la morfología microscópica local (Zhang *et al.*, 2020a). Además, las técnicas Raman tienen menor interferencia con el agua que los métodos FTIR (Araujo *et al.*, 2018).

Las desventajas principales de la técnica Raman son que tarda mucho tiempo en procesar imágenes (más que FTIR); que es propenso a la interferencia por fluorescencia y puede calentar la muestra debido al láser utilizado como fuente de luz, ocasionando una emisión de fondo y a veces la degradación del MP (Araujo *et al.*, 2018); y el equipo Raman es hasta cinco veces más caro que uno FTIR (Mai *et al.*, 2017). Los tiempos de análisis pueden ser drásticamente reducidos utilizando algún programa, como el que emplearon Frère *et al.* (2016).

El método Raman tradicional se utilizó en las primeras investigaciones de detección de MPs. Sin embargo, en investigaciones más recientes, la técnica micro-Raman (m-Raman) ha sido más usada debido a su alto rendimiento para detectar MPs pequeños. Käßler *et al.* (2016) demostraron que en comparación con la micro-FTIR, la micro-Raman tuvo una mejor detección de MPs de 5 a 20 m. Algunos autores establecen que alcanza a detectar polímeros de hasta 1 m (Li *et al.*, 2017). Esto es valioso, pues es posible que los MPs < 40 m representan más del 60 % de MPs del océano (Enders *et al.*, 2015).

La espectroscopía vibratoria está limitada por su alto costo, disponibilidad de equipo, tiempo y esfuerzo requeridos en análisis y procesamiento de muestras, tratamiento de datos complejos, necesidad de personal capacitado y detección limitada, en especial en MPs contaminados. La preselección visual de partículas se emplea a menudo

para reducir estos problemas prácticos, pero puede inducir sesgos (*bias*) (Correia-Prata *et al.*, 2019; Rocha-Santos & Duarte, 2015)

Métodos termoanalíticos

Se basan en la relación entre las propiedades físicas y la temperatura de los MPs bajo condiciones controladas. Se utiliza el termograma obtenido para identificar los componentes de los MPs (Zhang *et al.*, 2020a).

Pirólisis-cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (Py-GC/MS)

El objetivo de este método es determinar la composición química de los MPs a través de su descomposición térmica (pirólisis). El gas formado se separa en una columna de cromatografía y se compara el espectro térmico obtenido con espectros de referencia (Zhang *et al.*, 2020a).

Sus ventajas principales son que puede analizar el tipo de polímero y los aditivos plásticos orgánicos en una sola ejecución (Nuelle *et al.*, 2014); que es adecuado para el análisis cuantitativo de un solo tipo de MPs (Li *et al.*, 2019); la no necesidad un pretratamiento de la muestra, y

su independencia de la forma del MP o la presencia de contaminantes orgánicos.

Sus desventajas principales son que es destructiva; no proporciona información sobre el tamaño o forma; diferentes polímeros producen productos de descomposición similares y eso puede generar errores (Dümichen *et al.*, 2015; Shim *et al.*, 2016); no puede identificar fibras sintéticas debido a su baja masa y poca sensibilidad de los iones indicadores; el equipo solo puede analizar < 5 mg por experimento, y el tamaño de los MPs que puede identificar está limitado a 100-1 500 m (Peñalver, Arroyo-Manzanares, López-García, & Hernández-Córdoba, 2019). Otros inconvenientes encontrados son que el equipo requiere de mantenimiento constante, ya que los restos provenientes de la degradación del MP pueden condensarse en el capilar entre la cámara de pirólisis y el GC, contaminando la muestra; los resultados de análisis son dependientes del tamaño y la pureza del MP; y no detecta aditivos inorgánicos o polímeros con subunidades polares (Lee & Chae, 2020; Li *et al.*, 2019; Strungaru *et al.*, 2019).

Se han realizado modificaciones de este método, como la termoextracción y desorción junto con cromatografía de gases y espectroscopía de masas (TED-GC-MS), en el que se combina un análisis termogravimétrico (TGA), donde los productos volátiles generados se concentran adsorbiéndose en fibras analizadas posteriormente por desorción térmica en GC-MS. Las ventajas de este método sobre la Py-GC-MS son que el tamaño de las muestras puede ser más grande (100 mg) (Boyle & Örmeci, 2020); permite la identificación y cuantificación de polímeros en muestras ambientales sin preselección, ya que es

independiente de la pureza del MP, y evita problemas de obstrucción que se presentan en la Py-GC-MS (Correia-Prata *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2019; Peñalver *et al.*, 2019).

Calorimetría de barrido diferencial (DSC)

El principio de este método es que al cambiar de fase sólida a líquida o a gas, el material absorbe calor y genera un pico endotérmico a una temperatura específica que permite la identificación química y la determinación de la masa de las partículas de un polímero específico (Zhang *et al.*, 2020a). Esta técnica requiere usar polímeros de referencia para la identificación y correspondencia de una muestra con MP.

La ventaja principal de este método es que es simple y rápido, pero también es destructivo, y se ha demostrado que el tamaño del MP incide en el rendimiento cualitativo y cuantitativo de las señales DSC (Rodríguez-Chialanza, Sierra, Pérez-Prada, & Fornaro, 2018).

Majewsky, Bitter, Eiche y Horn (2016) realizaron una variación al DSC; análisis termogravimétrico acoplado a la calorimetría de barrido diferencial (TGA-DSC). Descubrieron que el método muestra ventajas de ambas técnicas térmicas, pues se opera de manera sencilla, es rentable y puede dar información relacionada con otras impurezas de la muestra. Las desventajas son que presenta dependencia del tamaño y forma del

MP; es destructiva; puede haber superposición en el cambio de fase que genera; que no se puedan identificar polímeros como PVC, PE, PA y PET.

Algunos autores consideran que los métodos vibratorios y térmicos, al dar información valiosa, pero diferente, pueden ser complementarios o elegirse de acuerdo con el objetivo de la investigación. Para el modelado y los balances de masa y su monitoreo, las técnicas térmicas son más adecuadas; mientras que para la identificación y detección de MPs más pequeños, los métodos vibratorios resultan mejores (Primpke, Fischer, Lorenz, Gerdt, & Scholz-Böttcher, 2020).

Las técnicas presentadas son utilizadas ampliamente, pero aún presentan limitaciones; solo se pueden emplear para pocos parámetros; en el caso de muestras complejas y/o con bajo contenido de MPs, la fiabilidad de los datos obtenidos es baja. Por tanto, el desarrollo de métodos analíticos multiparamétricos con sustratos complejos y muestras con baja concentración de MPs tendría aplicaciones más amplias. Además, se requieren métodos de detección más rápidos. Por esto, los autores consideran necesario mejorar y desarrollar métodos o equipo novedosos (Correia-Prata *et al.*, 2019; Lambert, 2018; Zhang *et al.*, 2020a).

Control de calidad métodos de espectroscopía vibratoria y térmicos

La MSFD Technical Subgroup on Marine Litter (2013) recomienda someter al menos el 10 % de los MPs de 100-500 m muestreados y todas las



partículas sospechosas de serlo de 20-200 m a este tipo de análisis. Se puede necesitar más del 10 % para partículas más grandes debido a la variabilidad en la identificación visual (Correia-Prata *et al.*, 2019). Si se separa con filtración, aunque el tiempo de medida sea largo, Koelmans *et al.* (2019) recomiendan analizar al menos el 25 % del filtro.

Como ya se mencionó, muchos autores recomiendan combinar los métodos vibratorios y térmicos con los visuales para reducir costos y aumentar la confiabilidad del estudio. Otro aspecto que comentan Ribeiro-Claro, Nolasco y Araujo (2017) es la urgencia de incluir MPs de referencia no típicos (MPs de PTARs o que tengan desgaste).

Algunas buenas prácticas se han probado para reducir los problemas de fluorescencia y señales débiles en la espectroscopía Raman. Para minimizar la primera, una digestión adecuada es esencial para la remoción de orgánicos que promuevan la fluorescencia. A veces incluso con la digestión quedan restos de agentes colorantes; una solución propuesta para estos casos es realizar un fotoblanqueo a la muestra, colocándola bajo el láser hasta que se degrade el agente fluorescente, pero no es adecuada para muestras propensas a fotodegradarse o a la pirólisis, y no siempre funciona (Araujo *et al.*, 2018). Otra fuente de fluorescencia puede ser el filtro utilizado con el equipo, por ejemplo, Ossman *et al.* (2017) analizaron algunos filtros comerciales y tres diseñados por ellos, y descubrieron que el filtro de membrana de policarbonato recubierto de aluminio (hecho por ellos) fue el que menor fluorescencia emitía en el análisis de muestras con MPs; es importante resaltar que cualquier filtro de bajo fondo Raman es más costoso (siete veces o más) que los tradicionales. Para mejorar la señal, algunos autores

han propuesto emplear detectores mejorados en el espectrofotómetro Raman; por ejemplo, cambiar el comúnmente utilizado dispositivo de carga acoplada (CCD) por un dispositivo de carga acoplada multiplicadora de electrones (EM-CCD), que permite que el detector supere el límite de ruido de lectura, por lo que este tipo de detectores permitirá realizar las muestras en menor tiempo (Araujo *et al.*, 2018; HORIBA, 2021).

Conclusiones

Se concluye que a pesar del gran avance que se está llevando a cabo en materia de muestreo, separación e identificación de MPs, aún falta mucho por cubrir. La falta de estandarización en los métodos genera que estudios alrededor del mundo no puedan ser comparables ni utilizados para modelación. Una modelación para estimar los flujos de entrada salida y transformación es urgente para poder atacar la problemática de raíz, e implementar normativas y medidas de remediación adecuadas.

También se puede concluir que es importante delimitar las investigaciones a cierto rango de tamaño y tipos de MPs para realizar investigaciones más valiosas y específicas. Por esto se muestra en la Figura 1 un resumen del tamaño de MPs adecuado para los tipos de muestreo y detección y/o caracterización.

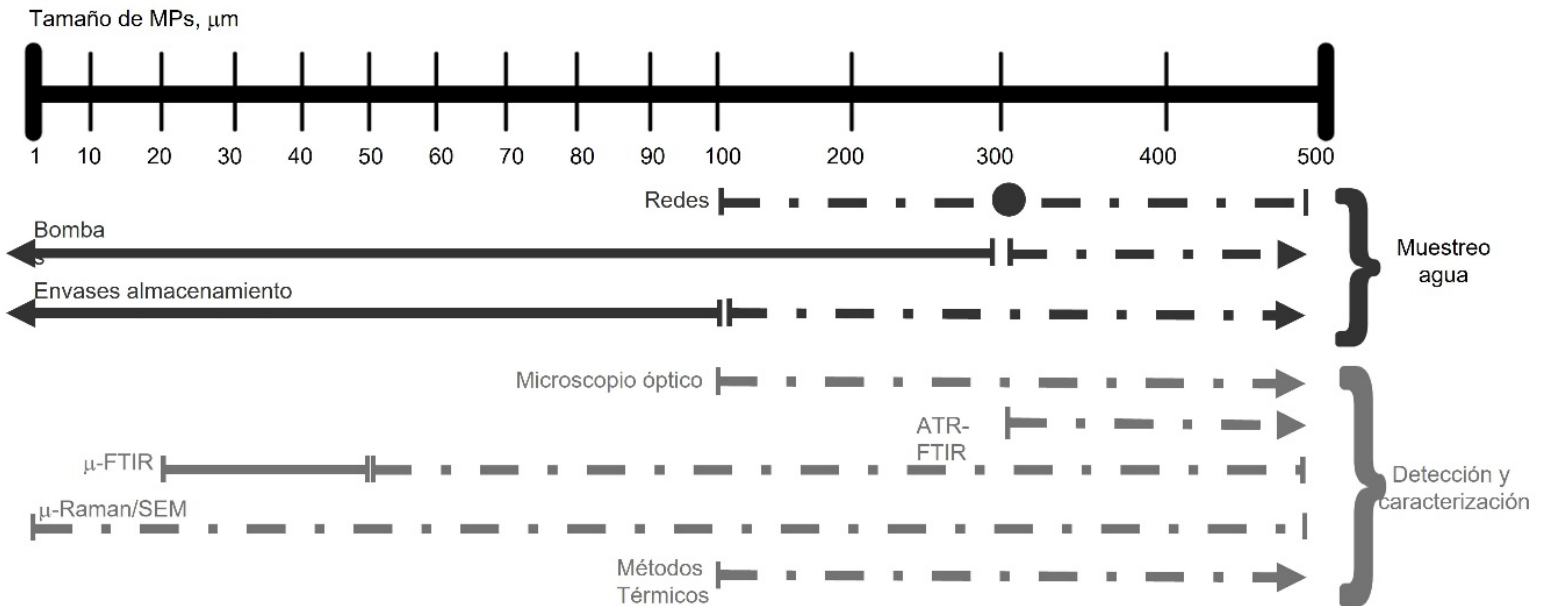


Figura 1. Tamaños de MPs relacionados que aplican a cierto tipo de muestreos, detección y caracterización. Las líneas punteadas representan la capacidad, mientras las líneas rectas representan la recomendación de uso conforme lo revisado.

Referencias

- Adomat, Y., & Grischek, T. (2021). Sampling and processing methods of microplastics in rivers. *Science of the Total Environment*, 758. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143691
- Ambrosini, R., Azzoni, R. S., Pittino, F., Diolaiuti, G., Franzetti, A., & Parolini, M. (2019). First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris. *Environmental Pollution*, 253, 297-301. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.005.
- Andrady, A. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030



- Araujo, C., Nolasco, M., Ribeiro, A., & Ribeiro-Claro, P. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142, 426-440. DOI: 10.1016/j.watres.2018.05.060
- Babuponnusami, A., & Muthukumar, K. (2013). A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 557-572. DOI:10.1016/j.jece.2013.10.011
- Besley, A., Vijver, M., Behrens, P., & Bosker, T. (2016). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 77-83. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.055
- Boyle, K., & Örmeci, B. (2020). Microplastics and nanoplastics in the freshwater and terrestrial environment: A review. *Water (Switzerland)*, 12(9). DOI: 10.3390/w12092633
- Bretas, A., Mendoza-Roca, J., & Bes-Piá, A. (2020). Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques. *Journal of Environmental Management*, 255. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109739
- Cabernard, L., Roscher, L., Lorenz, C., Gerdts, G., & Pimpke, S. (2018). Comparison of Raman and Fourier transform infrared spectroscopy for the quantification of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 52, 13279-13288. DOI: 10.1021/acs.est.8b03438

- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M., & Janssen, C. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 227-233. DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.03.009
- Correia-Prata, J., Da-Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159. DOI:10.1016/j.trac.2018.10.029
- Cutroneo, L., Reboa, A., Besio, G., Borgongno, F., Canesi, L., Canuto, S., Dara, M., Enrile, F., Forioso, I., Greco, G., Lenoble, V., Malatesta, A., Mounier, S., Petrillo, M., Rovetta, R., Stocchino, A., Vagge, G., & Capello, M. (2020). Microplastics in seawater: Sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 8938-8952. DOI: 10.1007/s11356-020
- Dümichen, E., Braun, U., Bannick, C., Jekel, M., & Senz, R. (2015). Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Research*, 85, 451-457. DOI: 10.1016/j.watres.2015.09.002.
- Elkhatib, D., & Oyanedel-Craver, V. (2020). A critical review of extraction and identification methods of microplastics in wastewater and drinking water. *Environmental Science y Technology*, 54(12), 7037-7049. DOI: 10.1021/acs.est.9b06672

- Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C., & Nielsen, T. (2015). Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10 \mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 70-81. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.027
- Eriksen, M., Liboiron, M., Kiessling, T., Charron, L., Alling, A., Lebreton, L., Richards, H., Roth, B., Ory, N.O., Hidalgo-Ruz, V., Meerhoff, E., Box, C., Cummins, A., & Thiel, M. (2018). Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific. *Environmental Pollution*, 232, 430-439. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.09.05
- Fok, L., Ling-Lam, T., Li, H., & Xu, X. (2019). A meta-analysis of methodologies adopted by microplastic studies in China. *Science of the Total Environment*, 718. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135371
- Frei, S., Piehl, S., Gilfedder, B., Löder, M., Krutzke, J., Wilhelm, L., & Laforsch, C. (2019). Occurrence of microplastics in the hyporheic zone of rivers. *Scientific Reports*, 9. DOI: 10.1038/s41598-019-51741-5
- Frère, L., Paul-Pont, I., Moreau, J., Soudant, P., Lambert, C., Huvet, A., & Rinnert, E. (2016). A semi-automated Raman micro-spectroscopy method for morphological and chemical characterizations of microplastic litter. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 461-468. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.10.051
- Frias, J., Pagter, E., Nash, R., & O'Connor, I. (2018). Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. *JPI-Oceans BASEMAN Project*. DOI: 10.13140/RG.2.2.36256.89601/1

- Fu, Z., & Wang, J. (2019). Current practices and future perspectives of microplastic pollution in freshwater ecosystems in China. *Science of the Total Environment*, 691, 697-712. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.167
- Gong, J., & Xie, P. (2020). Research progress in sources, analytical methods, eco-environmental effects, and control measures of microplastics. *Chemosphere*, 254. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126790
- Hanvey, J., Lewis, P., Lavers, J., Crosbie, N., Pozo, K., & Clarke, B. (2017). A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Analytical Methods*, 1369-1383. DOI: 10.1039/C6AY02707E
- Hermsen, E., Mintenig, S., Besseling, E., & Koelmans, A. (2018). Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples: A critical review. *Environmental Science & Technology*, 52(18), 10230-10240. DOI: 10.1021/acs.est.8b01611
- Hidalgo-Ruz, V., Guttow, L., Thompson, R., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075. DOI: 10.1021/es2031505
- HORIBA. (2021). *What is an EMCCD detector?* Recuperado de https://www.horiba.com/en_en/technology/measurement-and-control-techniques/spectroscopy/detectors/what-is-an-emccd-detector/
- Imhof, H., Laforsch, C., Wiesheu, A., Schmid, J., Anger, P., Niessner, R., & Ivleva, N. (2016). Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. *Water Research*, 98, 64-74. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.015

- Imhof, H., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N., & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediment of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), 524-537. DOI: 10.4319/lom.2012.10.524
- Joachim-Löder, M., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C., & Gerdts, G. (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 12(5), 563-581. DOI: 10.1071/EN14205
- Kang, P., Ji, B., Zhao, Y., & Wei, T. (2020). How can we trace microplastics in wastewater treatment plants: A review of the current knowledge on their analysis approaches. *Science of the Total Environment*, 745. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140943
- Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K., & Voit, B. (2016). Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Analytical Bioanalytical Chemistry*, 408(29), 8377-8391. DOI: 10.1007/s00216-016-9956-3
- Karlsson, T., Vethaak, A., Almroth, B., Ariese, F., Van Velzen, M., & Leslie, H. (2017). Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Methods development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), 403-408. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.081

- Kedzierski, M., Le-Tilly, V., Bourseau, P., César, G., Sire, O., & Bruzard, S. (2018). Microplastics elutriation system Part B: Insight of the next generation. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 9-17. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.05.011
- Koelmans, A., Mohamed-Nor, N., Hermsen, E., Kooi, M., Minteing, S., & De-France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410-422. DOI:10.1016/j.watres.2019.02.054
- Kühn, S., Van Werven, B., Van Oyen, A., Meijboom, A., Bravo-Rebolledo, E., & Van Franeker, J. (2017). The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2), 86-90. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.11.034
- Lambert, S. (2018). *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* DOI: 10.1007/978-3-319-61615-5
- Lee, J., & Chae, K. (2020). A systematic protocol of microplastics analysis from their identification to quantification in water environment: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 124049. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124049
- Li, C., Busquets, R., & Campos, L. (2019). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of the Total Environment*, 707. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135578

- Li, J., Liu, H., & Chen, J. (2017). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362-374. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.056
- Liu, K., Wang, X., Wei, N., Song, Z., & Li, D. (2019). Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environmental International*, 132. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105127
- Mai, L., Bao, L.-J., Shi, L., Wong, C., & Zeng, E. (2017). A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(12), 11319-11332. DOI: 10.1007/s11356-018-1692-0
- Majewsky, M., Bitter, H., Eiche, E., & Horn, H. (2016). Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC). *Science of Total Environment*, 568, 507-511. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.017
- Mani, T., Primpke, S., & Lorenz, C. (2019). Microplastic pollution in benthic midstream sediments of the Rhine River. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 6053-6062. DOI: 10.1021/acs.est.9b01363
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C., & Herring, C. (2015). Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. *NOAA Technical Memorandum NOS-ORyR-48*. Washington, DC, USA: National Oceanic and Atmospheric Administration.

- Michielssen, M., Michielssen, E., Ji, N., & Duhaime, M. (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 1064-1073. DOI: 10.1039/c6ew00207b
- MSFD Technical Subgroup on Marine Litter. (2013). *Guidance on Monitoring of Marine Litter In European Seas: A guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive*. DOI: 10.2788/99475
- Nuelle, M., Dekiff, J., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161-169. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.07.027
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2020). *Reciclaje de plástico: el sector está listo para un nuevo impulso*. Recuperado de <https://www.unep.org/es>
- Ossman, B., Sarau, G., Schmitt, S., Holtmannspötter, H., Christiansen, S., & Dicke, W. (2017). Development of an optimal filter substrate for the identification of small microplastic particles in food by micro-Raman spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 409(16), 4099-4109. DOI: 10.1007/s00216-017-0358-y4099-4109.
- Peller, J., Nelson, C., Babu, B., Iceman, C., & Kostelnik, E. (2020). A review of microplastics in freshwater environments: Locations, methods, and pollution loads. In: Ahuja, S., & Loganathan, L. *Contaminants in Our Water: Identification and Remediation Methods* (pp. 65-90). Washington, DC, USA: American Chemical Society. DOI: 10.1021/bk-2020-1352

- Ribeiro-Claro, P., Nolasco, M., & Araujo, C. (2017). Characterization of microplastics by Raman spectroscopy. In: Rocha-Santos, T., & Duarte, A. (eds.), *Characterization and analysis of microplastics*. Vol. 75 (pp. 119-151). DOI: 10.1016/bs.coac.2016.10.001
- Peñalver, R., Arroyo-Manzanares, N., López-García, I., & Hernández-Córdoba, M. (2019). An overview of microplastics characterization by thermal analysis. *Chemosphere*, 242. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125170
- Pico, Y., Alfarhan, A., & Barcelo, D. (2019). Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation. *Trends in Analytical Chemistry*, 113, 409-425. DOI: 10.1016/j.trac.2018.08.022
- Primpke, S., Fischer, M., Lorenz, C., Gerdt, G., & Scholz-Böttcher, B. (2020). Comparison of pyrolysis gas chromatography/mass spectrometry and hyperspectral FTIR imaging spectroscopy for the analysis of microplastics. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 412, 8283-8298. DOI: 10.1007/s00216-020-02979-w
- Retsch. (2015). *Sieve analysis taking a close look at quality: An expert guide to particle size analysis*. Haan, Germany: Retsch.
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47-53. DOI: 10.1016/j.trac.2014.10.011

- Rodríguez-Chialanza, M., Sierra, I., Pérez-Prada, A., & Fornaro, L. (2018). Identification and quantitation of semi-crystalline microplastics using image analysis and differential scanning calorimetry. *Environmental Science Pollution Research International*, 25(17), 16767-16775. DOI: 10.1007/s11356-018-1846-0.
- Ruggero, F., Gori, R., & Lubello, C. (2020). Methodologies for microplastics recovery and identification in heterogeneous solid matrices: A review. *Journal of Polymers and the Environment*, 28, 739-748. DOI: 10.1007/s10924-019-01644-3
- Sedlak, M., Sutton, R., Box, C., Sun, J., & Lin, D. (2017). *Sampling and analysis plan for microplastic monitoring in San Francisco Bay and adjacent national marine sanctuaries*. SFEI Aquatic Science Center, Recuperado de <http://hdl.handle.net/11329/1310>
- Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., & Jang, M. (2016). Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 469-476. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.10.049
- Silva, A., Bastos, A., Justino, C., Da-Costa, J., Duarte, A., & Rocha-Santos, T. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1-19. DOI: 10.1016/j.aca.2018.02.043
- Stock, F., Kochleus, C., Bänisch-Baltruschat, B., Brennholt, N., & Reifferscheid, G. (2019). Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment: A review. *Trends in Analytical Chemistry*, 113, 84-92. DOI: 10.1016/j.trac.2019.01.014

- Strungaru, S., Jijie, R., Nicoara, M., Plavan, G., & Faggio, C. (2019). Micro- (nano) plastics in freshwater ecosystems: Abundance, toxicological impact and quantification methodology. *Trends in Analytical Chemistry*, 110, 116-128. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.025
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Robbins, J., & Janssen, C. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5-17. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.06.007
- Wang, W., & Wang, J. (2018). Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, 108, 195-2021. DOI: 10.1016/j.trac.2018.08.0
- Wang, W., Yuan, W., Chen, Y., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of the Total Environment*, 633, 539-545. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.211
- Wang, Z., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G., & Wall, S. (2017). SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*, 616-626. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.047
- Wessel, C. C., Lockridge, G. R., Battiste, D., & Cebrian, J. (2016). Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 178-183. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.002

- WWF, World Wildlife Fund. (2019). *Solving plastic pollution through accountability*. Gland, Switzerland: Dalberg/World Wildlife Fund.
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment*, 754. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141948
- Zhang, B., Chen, L., Chao, J., Yang, X., & Wang, Q. (2020a). Research progress of microplastics in freshwater sediments in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 31046-31060. DOI: 10.1007/s11356-020-09473-x
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Deonie, A., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020b). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203. DOI: 10.1016/j.earscirev.2020.103118
- Zhung, K., Su, J., Xiong, X., Wu, X., Wu, C., & Liu, J. (2016). Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environmental Pollution*, 219, 450-455. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.05.048