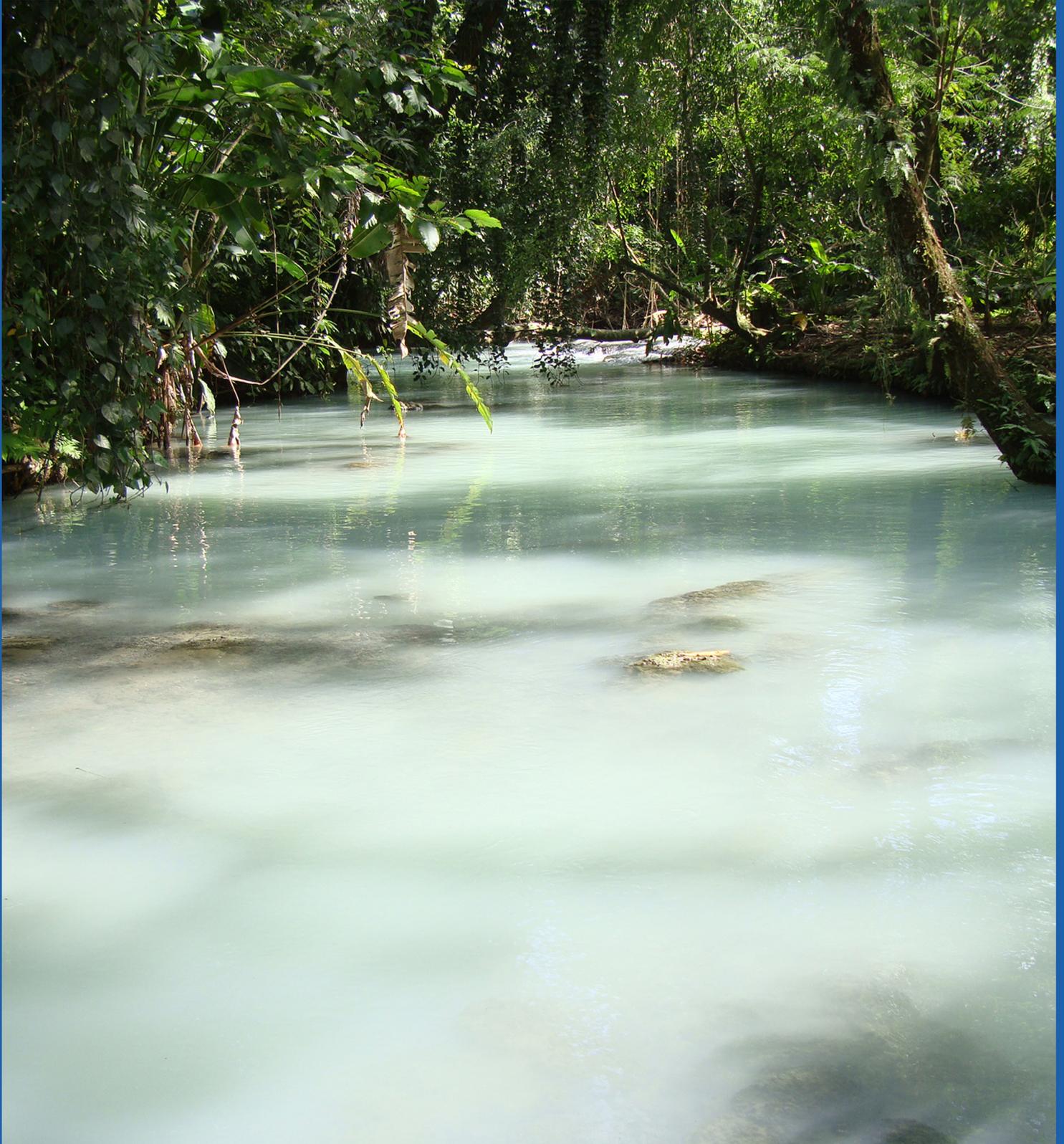




ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua



Tapijulapa, Tabasco, México. Foto: Pablo Gallardo Almanza.



Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

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

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

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

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

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

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

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

Editor en Gestión del Agua
Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

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

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

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

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

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

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

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

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vitorio Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schreiner**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Georguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Ing. Héctor Garduño Velasco**, consultor, México • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino**, Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. José Luis Pimentel Equihua**, Colegio de Postgraduados, México • **José María Gómez Espín**, Universidad de Murcia, España • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, EUA • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do 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)

Estimación del balance hídrico y gestión usando modelos de simulación: caso cuenca del río Cabe

Raymundo Rangel-Parra

Xan Neira

Jorge Dafonte

Aplicación de métodos con enfoque estadístico para estimar caudales mínimos hidrológicos en el Río Dulce (Argentina): índices individuales y régimen de caudales

Gabriela Alejandra Ponce

Mariana Renee Pagot

Andrés Rodríguez

Algoritmos de aprendizaje automático para clasificar zonas de inundación a partir de imágenes de radar de apertura sintética

Juan Pablo Ambrosio-Ambrosio

Juan Manuel González-Camacho

Modelos paramétricos de distribución temporal de precipitaciones en la estación meteorológica Yabú de la provincia Villa Clara, Cuba

Carlos Castillo-García

Ismabel Domínguez-Hurtado

Yoel Martínez-González

Mecanismos legales para el cumplimiento de la normatividad sobre descargas de aguas residuales en México: una evaluación para Baja California Sur

Ana Teresa Valdivia-Alvarado

Alfredo Ortega-Rubio

Rodrigo Serrano-Castro

Alba E. Gámez-Vázquez

Luis Felipe Beltrán-Morales

Félix Alfredo Beltrán-Morales

Dora García-Fernández

Análisis econométrico de la demanda de agua en Tijuana, México

Fidel Bautista-Mayorga

José Alberto García-Salazar

José Saturnino Mora-Flores



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Estimation of water budget and management using simulation models: Case of the Cabe river basin 1

Raymundo Rangel-Parra

Xan Neira

Jorge Dafonte

Application of methods with a statistical approach to estimate minimum hydrological flows in the Dulce River (Argentina): Individual indices and flow regime 40

Gabriela Alejandra Ponce

Mariana Renee Pagot

Andrés Rodríguez

Machine learning algorithms for classifying flood areas from synthetic aperture radar images 107

Juan Pablo Ambrosio-Ambrosio

Juan Manuel González-Camacho

Parametric models of rainfall temporal distribution at the Yabú meteorological station in Villa Clara province, Cuba 155

Carlos Castillo-García

Ismabel Domínguez-Hurtado

Yoel Martínez-González

Legal mechanisms to enforce compliance with regulations on wastewater discharges in México: An evaluation for Baja California Sur 198

Ana Teresa Valdivia-Alvarado

Alfredo Ortega-Rubio

Rodrigo Serrano-Castro

Alba E. Gámez-Vázquez

Luis Felipe Beltrán-Morales

Félix Alfredo Beltrán-Morales

Dora García-Fernández

Econometric analysis of water demand in Tijuana, Mexico 268

Fidel Bautista-Mayorga

José Alberto García-Salazar

José Saturnino Mora-Flores



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Removal of organic matter present in wastewater of a pharmaceutical plant using a RBC (rotating biological contactor)

Jorge Eliecer Velasco

Andrés Felipe Molano

Laura Pramparo

Erosión potencial estimada en el río Papaloapan: eficiencia e incertidumbre en las modelaciones

Mayrén Alavez-Vargas

Giovanni González-Celada

Christian Birkel

Roxana Fonseca

José Agustín Breña-Naranjo

Notas (originales)

Notes (original)

Análisis estadístico y matemática aplicada en la construcción del índice de riesgo en la sostenibilidad de la prestación del servicio de agua y saneamiento, Costa Rica

Mario Villalobos-Arias

Silvia M. Soto-Córdoba

Macario Pino-Gomez

Lilliana Gaviria-Montoya

Impacto del cambio de cobertura y uso de suelo y cambio climático en la respuesta hidrológica de la cuenca de la presa El Rejón mediante el uso de inteligencia artificial

Jassef Gerardo Simental-Nájera

Felipe Ignacio Arreguín-Cortés

Michelle Farfán-Gutiérrez

Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Remoción de materia orgánica presente en aguas residuales de una planta farmacéutica mediante un RBC (contactor biológico rotatorio) 305

Jorge Eliecer Velasco

Andrés Felipe Molano

Laura Pramparo

Estimated potential erosion in the Papaloapan River: Modeling efficiency and uncertainty 349

Mayrén Alavez-Vargas

Giovanni González-Celada

Christian Birkel

Roxana Fonseca

José Agustín Breña-Naranjo

Notas (traducción)

Notes (translation)

Statistical analysis and applied mathematical to determine the sustainable risk in water supply and sanitation, Costa Rica 415

Mario Villalobos-Arias

Silvia M. Soto-Córdoba

Macario Pino-Gomez

Lilliana Gaviria-Montoya

Land use/land cover change and climate change impact on the hydrological response of El Rejón Dam watershed using artificial intelligence 456

Jassef Gerardo Simental-Nájera

Felipe Ignacio Arreguín-Cortés

Michelle Farfán-Gutiérrez

Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes

DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-01

Artículos

**Estimación del balance hídrico y gestión usando
modelos de simulación: caso cuenca del río Cabe**
**Estimation of water budget and management using
simulation models: Case of the Cabe river basin**

Raymundo Rangel-Parra¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8984-8494>

Xan Neira², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1141-6023>

Jorge Dafonte³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4305-1521>

¹Departamento de Ingeniería Agroforestal, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España, rangel.ray@hotmail.com

²Departamento de Ingeniería Agroforestal, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España, xan.neira@usc.es

³Departamento de Ingeniería Agroforestal, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España, jorge.dafonte@usc.es



Autor para correspondencia: Raymundo Rangel-Parra,
rangel.ray@hotmail.com

Resumen

Actualmente se cuenta con métodos y modelos matemáticos para el cálculo y la simulación del ciclo hidrológico, que es una etapa fundamental para la correcta contabilización de los recursos hídricos en una cuenca. El objetivo de este trabajo es el de realizar un nuevo ensamble de modelos de simulación hidrológica y de gestión de recursos hídricos, así como evaluar su desempeño contrastando los resultados con los datos oficiales reportados en el actual Plan Hidrológico para la subcuenca del río Cabe, en Galicia, España. Los resultados de las simulaciones hidrológicas obtenidos se compararon con dos estudios similares en la región para verificar su validez. Finalmente, en la etapa de simulaciones de la gestión de recursos hídricos se encontró que los resultados de este estudio presentan una mayor aproximación a los datos observados en comparación con los resultados reportados en el Plan Hidrológico vigente. Por lo tanto, se considera que el ensamble de métodos y modelos propuestos en este trabajo es una contribución para obtener resultados de calidad que ayuden a mejorar las situaciones de la gestión actual de recursos en la región del río Cabe, así como para hacer frente a los impactos del cambio climático en los recursos hídricos.

Palabras clave: balance hídrico, gestión, simulación, río Cabe, Visual-Balan, AQUATOOL.



Abstract

Currently, there are mathematical methods and models for the calculation and simulation of the hydrological cycle, which is a fundamental stage for the correct accounting of water resources in a basin. The objective of this work is to carry out a new assembly of hydrological simulation and water resources management models, as well as to evaluate their performance by contrasting the results with the official data reported in the current Hydrological Plan, for the Cabe river sub-basin, in Galicia, Spain. The results of the hydrological simulations obtained were compared with two similar studies in the region to verify their validity. Finally, in the water resources management simulation stage, it was found that the results of this study present a greater approximation to the observed data compared to the results reported in the current Hydrological Plan. In this way, it is considered that the assembly of methods and models proposed in this work is a contribution to obtain quality results that help to improve the situations of the current management of resources in the Cabe river region, as well as to face the impacts of climate change on water resources.

Keywords: Water budget, management, simulation, Cabe River, Visual-Balan, AQUATOOL.

Recibido: 08/02/2021

Aceptado: 27/12/2021



Introducción

La definición de “recursos hídricos” se refiere a las cantidades de agua que son utilizadas para las actividades de las sociedades humanas. El ser humano no es el único usuario de los recursos hídricos, ya que todos los ecosistemas, junto a sus elementos bióticos-abióticos, necesitan del agua para su funcionamiento e interacciones. La Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2018) establece que: “El agua es una condición previa para la existencia humana y para la sostenibilidad del planeta”.

Para poder utilizar y gestionar los recursos hídricos sosteniblemente es necesario poder cuantificarlos de manera precisa. De acuerdo con Diamond (2005), desde que se tiene conocimiento de las civilizaciones, como los egipcios, griegos, romanos, mayas y hasta el presente, su supervivencia estuvo marcada por la manera en que gestionaron sus recursos naturales. Diamond muestra en su investigación cómo la incorrecta gestión de los recursos llevó a la extinción o desplazamiento de civilizaciones enteras. En la actualidad y con mayor intensidad desde lo establecido en el protocolo de Kioto en 1997, se ha intensificado el monitoreo y estudio de los recursos hídricos, al grado de que hoy en día se cuenta con técnicas matemáticas asistidas por programas

especializados que facilitan el análisis-investigación de los recursos hídricos desde nivel de cuenca hasta el nivel de ciudades o pueblos.

Para abordar los desafíos de gestión de recursos hídricos por lo general se necesitan respuestas en dos áreas clave: las que aborden cuestiones estructurales, incluyendo la generación y adquisición de datos e información, infraestructura y operaciones y mantenimiento; y las institucionales, que abarcan cuestiones tales como políticas y fijación de precios, o conocimiento e información (GWP & INBO, 2009). Por otra parte, un enfoque propuesto por la Organización de las Naciones Unidas de la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2019) es el denominado Water Accounting and Auditing (WA&A). Una de las perspectivas del Water Accounting está fundamentada en la hidrología. Tal perspectiva hidrológica está firmemente basada en el entendimiento del proceso físico que gobierna los volúmenes y tasas de cambio en el flujo de agua, así como de las existencias en diferentes territorios, y/o bajo diferentes condiciones climáticas o régimen de manejo. Otro aspecto crítico del Water Accounting es que se debe considerar y evaluar tanto la oferta como la demanda de los sistemas de suministro de agua. Del lado de la oferta es importante conocer lo más preciso posible la disponibilidad en espacio y tiempo de lluvia, agua superficial, agua subterránea y fuentes de agua poco convencional. Del lado de la demanda es esencial el conocimiento de la demanda de los usuarios, cómo son satisfechas, patrones de uso consuntivo y no consuntivo, el nivel de servicio que es experimentado por los usuarios y sus beneficios (Batchelor, Hoogeveen, Faures, & Peiser, 2017).

Los modelos de simulación hidrológica son las herramientas utilizadas para investigar los procesos hidrológicos, que van desde pequeñas captaciones hasta modelos globales. Cada modelo tiene sus propias características únicas y sus respectivas aplicaciones. Algunos de ellos son completos y emplean la física de los procesos hidrológicos subyacentes, y se distribuyen en el espacio y el tiempo. También, cada modelo tiene varios inconvenientes, como la falta de facilidad de uso, los grandes requisitos de datos, la ausencia de declaraciones claras de sus limitaciones, etcétera (Gayathri, Ganasri, & Dwarakish, 2015). Sorooshian, Sharma y Wheeler (2008) clasificaron los modelos como los basados en eventos y los continuos. Los primeros producen información solo para periodos de tiempo específicos, mientras que los últimos producen información continua. Una de las clasificaciones más importantes es el modelo empírico, los modelos conceptuales y los modelos de base física.

Según Islam (2011), en resumen, los modelos para la gestión de recursos hídricos se pueden clasificar como: 1) modelos de optimización basados en maximización de beneficios económicos; 2) modelos de optimización basados en minimización de costos de flujo, y 3) modelos de gestión de recursos hídricos basados en sistemas dinámicos. Mayer y Muñoz-Hernández (2009) afirman que la simulación y optimización son los dos enfoques principales para el modelado de cuencas hidrográficas. En la simulación, el comportamiento de los recursos hídricos se simula en función de un conjunto de reglas que rigen las asignaciones de agua y la operación de la infraestructura; mientras que en la optimización, las

asignaciones se optimizan en función de una función objetiva y restricciones asociadas.

La gestión integrada de un sistema de recursos hídricos socioeconómico y medioambiental ha suscitado una atención considerable, y ha demostrado ser más adecuada para la gestión sostenible de los recursos hídricos. Los programas informáticos diseñados para el Soporte de Decisión (Sistemas de Soporte de Decisión, SSD), involucran los recursos hídricos totales y el consumo de agua, con contenido complejo y amplia cobertura. Hoy día, los SSD que ya se han desarrollado incluyen principalmente técnicas de optimización, la técnica de resolución de conflictos y sistemas adaptativos complejos (Fan, Xu, Chen, Li, & Tian, 2020).

Las herramientas de SSD proporcionan soluciones operativas para ayudar a los responsables de la formulación de políticas a abordar los complejos problemas ambientales del socio-ecosistema a diversas escalas. Además de las funciones centrales que apuntan al análisis de decisiones, por lo general incluyen capacidades para modelar y, en algunos casos, también para la gestión de procesos participativos. Estas herramientas de SSD pueden proporcionar el marco operativo para la integración de metodologías y enfoques de modelado de simulación, planeación participativa y análisis de decisión (Giupponi & Sgobbi, 2013).

En la zona noroeste de España (Galicia) existen algunos estudios en cuencas similares que sirven de referencia para el presente trabajo. En específico, se habla de los trabajos de Samper *et al.* (2005); Raposo, Molinero y Dafonte (2012) en Galicia Costa, y Samper y Pisani (2013) en

la subcuenca del río Valiñas. La diferencia encontrada en los resultados se debe posiblemente a que existe una distinta composición geológica entre las subcuencas de Vilasouto y Ponte Pena, en donde casi la mitad (47 %) pertenece a grupo de "cuarcitas, pizarras, areniscas y limotitas", a diferencia de la subcuenca de Vilasouto, donde este mismo grupo tiene solamente un 13.79 %, que resalta la aparición de calizas, ya que esto modifica los parámetros hidrogeológicos del acuífero.

El objetivo de este trabajo fue plantear una metodología a través del ensamble de los modelos matemáticos e informáticos Visual-Balan y AQUATOOL, para estimar el balance hídrico en la subcuenca alta del río Cabe y evaluar las garantías de abastecimiento en sus demandas de agua. A pesar de que en la actualidad existe una planificación hidrológica en esta área de estudio, los reportes oficiales aún muestran un sesgo con la realidad de los flujos de agua al sobrestimar las cantidades de recursos hídricos.

Materiales y métodos

Área de estudio



Al noroeste de España, en la Comunidad Autónoma de Galicia (CAG), dentro la municipalidad de Lugo, se encuentra el Sistema de Explotación Cabe (SEC), que se refiere al aprovechamiento resultante de la subcuenca del río Cabe, la cual forma parte de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil (DHMS). La superficie de la cuenca del SEC es de 735.18 km². Durante su recorrido de 54.94 km recibe afluentes, siendo importantes el Mao, con 49.47 km de longitud; Cinsa y Carabelos, con 15.69 y 11.35 km de longitud, respectivamente. En todo el SEC hay 200.65 km de longitud de masas de agua y 925.05 km de longitud de cauces (MAGRAMA, 2015). Uno de los elementos importantes para la gestión de los recursos hídricos dentro del SEC es el embalse de Vilasouto, que cuenta con una capacidad de 21 Hm³, ubicado en la parte alta de la subcuenca. En la Figura 1 se muestra la ubicación del SEC dentro de la DHMS y su punto de unión con el río Sil.

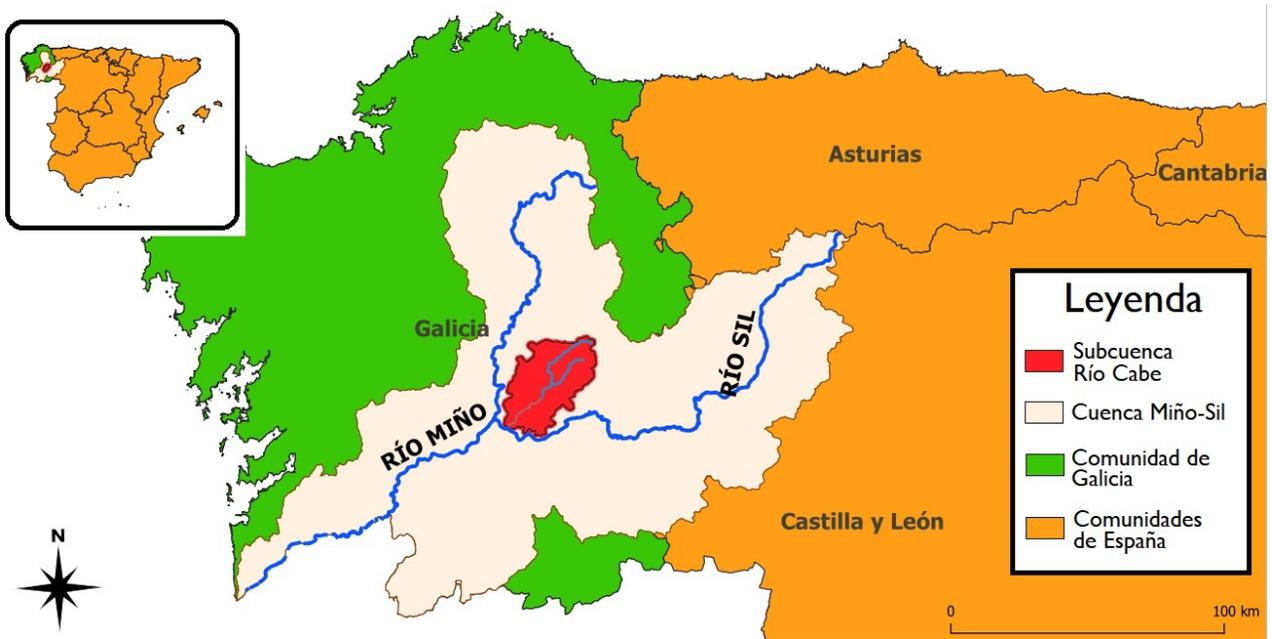


Figura 1. Ubicación de la subcuenca del río Cabe dentro de la Demarcación Hidrográfica Miño-Sil.

El modelo de simulación hidrológica utilizado en el actual Plan Hidrológico (PH) es el modelo conceptual y casi distribuido SIMPA (Sistema Integrado para la Modelación del proceso Precipitación Aportación), actualizado por el Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (Cedex), de España. En la Tabla 1 se muestran los datos estadísticos básicos de las variables hidrológicas según lo reportado por la CHMS en el PH vigente. La precipitación media anual es de 1 041.59 mm y una aportación anual media de 386.42 hm³/año, mientras que otras variables hidrológicas para el SEC son evapotranspiración potencial de 604.1 mm/año; evapotranspiración real de 518.33 mm/año; recarga de acuíferos de

158.66 hm³/año; caudal superficial de 226.60 hm³/año y caudal subterráneo de 159.82 hm³/año; caudal total de 386.42 hm³/año.

Tabla 1. Estadísticos básicos de precipitación y aportación medios para el SEC, serie 1980/81-2011/12. Fuente: CHMS (2015).

Datos anuales	Precipitación (mm/año)	Año ocurrencia	Aportación anual (hm ³ /año)	Año ocurrencia
Valor mínimo	638.9	2011/2012	140.22	2011/2012
Valor medio	1 041.59		386.42	
Valor máximo	1 751.33	2000/2001	841.86	2000/2001
Coef. var.	0.23		0.40	
Coef. sesgo	0.81		0.86	
Autocorrelación	-0.19		-0.22	

En la información reportada en el PH, los usos del agua se dividen por “Unidades de Demanda” de tipo urbana (incluye doméstico, industrial, municipal, comercial y turismo), agrícola, ganadera y recreacional. En la Tabla 2 se pueden observar las cantidades de agua que se extraen de las diversas fuentes para satisfacer los 17.78 hm³ anuales de todas las demandas en el SEC estimadas al 2012. La mayoría del agua se obtiene de fuentes superficiales debido a la disponibilidad natural de agua en la región.

Tabla 2. Origen del abastecimiento en el SEC. Adaptado de CHMS (2015).

Sistema de explotación	Origen de agua en el sistema de explotación			
	Superficial (hm ³ /año)	Subterránea (hm ³ /año)	Manantial (hm ³ /año)	Vol. total (hm ³ /año)
Cabe	14.13	2.43	1.22	17.78

Subcuenca alta del río Cabe

El área de estudio específica para este trabajo de investigación es en realidad una simplificación o reducción del SEC (de 735.18 km²), la cual se trata de la Subcuenca Alta del Río Cabe (SARC), con un área de 426.34 km², que es aproximadamente la mitad del SEC. El punto de la delimitación (salida) de la SARC está dentro de la ciudad de Monforte de Lemos, Lugo. El área de estudio se ha establecido a este punto debido a que la última estación de aforo (EA1765) se encuentra a 4 km aguas arriba en la periferia de la ciudad de Monforte de Lemos. En consecuencia, no es posible calibrar un modelo hidrológico después de la estación de aforo y realizar una simulación hidrológica en áreas sin calibrar generaría resultados con una alta incertidumbre que no son posibles contrastar con alguna realidad. Con este fundamento y por tratarse de Monforte de Lemos, una ciudad con relevancia en la zona, se estableció el punto de

salida de la SARC en las coordenadas latitud 42° 31' 16.23" N y longitud 7° 30' 56.48" O. La demanda de recursos hídricos por cada tipo en la SARC se muestra en la Figura 2, información que ha sido extraída y adaptada del PH vigente. Se puede observar que la unidad de demanda urbana (UDU) es de 4.2 hm³, que representa el 24 % del total y se mantiene relativamente estable a lo largo del año. Lo mismo se observa para las demandas ganaderas (UDG), demanda recreacional (UDP 10), que representan el mínimo de la demanda, al ser del 3 % cada una; la unidad de demanda agrícola (UDA), que representa el 70 %, con 12.1 hm³, y tiene el mayor consumo en los meses de mayo a septiembre y un consumo nulo de noviembre a febrero.

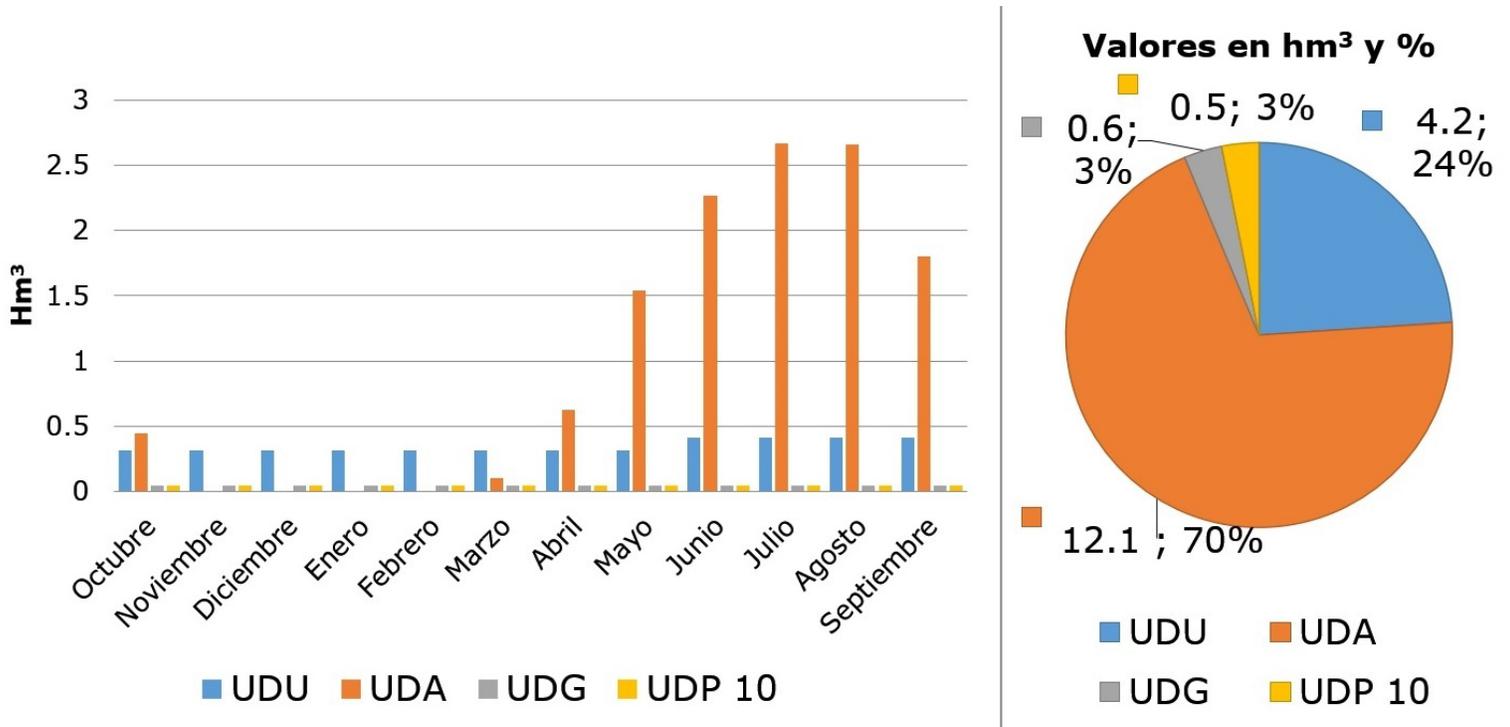


Figura 2. Usos de los recursos hídricos por cada unidad de demanda en la SARC. Adaptado de CHMS (2015).

Metodología

La metodología consiste en un ensamble de métodos matemáticos y de *software* especializados para la simulación de procesos del ciclo hidrológico y gestión de recursos hídricos. En la Figura 3 se muestra el inicio del proceso y el orden en que el ensamble de modelos se va

realizando para llegar a los resultados parciales y final del propósito de este trabajo, donde cada fase está diferenciada en distinto tono de azul; los pasos enmarcados en rojo representan la información de entrada obtenida de diversas fuentes consideradas como oficiales; los enmarcados en negro hacen mención a *software*; en amarillo, a modelos matemáticos, y los recuadros verdes representan resultados que se consideran relevantes para el propósito de este trabajo de investigación. El proceso de la Figura 3 inicia con la definición de las subcuencas que componen el área de estudio, continuando con la obtención de las series completas de los parámetros meteorológicos requeridos por el *software* de modelación hidrológica; después trata de la simulación hidrológica con el *software* Visual-Balan, el cual se alimenta de la información de las dos fases anteriores, además de los todos parámetros físicos de la cuenca y de los datos de las estaciones de aforo. Así, Visual-Balan realiza una primera validación de la simulación hidrológica que, en caso de no cumplir los criterios, necesitará una recalibración de los parámetros físicos de la cuenca hasta obtener una validación aceptable. Para evaluar el comportamiento de modelos, Moriasi *et al.* (2007) recomiendan el número de eficiencia de Nash y Sutcliffe (2003), el coeficiente de determinación (R^2) y la raíz media del error cuadrático (RMSE). Como resultado se obtienen las series de datos de aportación de recursos hídricos para cada subcuenca en el área de estudio. La parte que corresponde a las simulaciones con el *software* AQUATOOL requiere de la información de los flujos de agua dentro del sistema, como son las demandas, retornos, bombeos y red de distribución, entre otros aspectos, para posteriormente generar la red de flujos de agua para el escenario en

estudio. De acuerdo con Andreu, Solera, Capilla y Ferrer (2007), el módulo de SIMGES de AQUATOOL se alimenta de la red de flujos y de las series de datos de aportación, realizando la simulación de la gestión para abastecer las demandas dentro del sistema. Los elementos de almacenamiento (como embalses y reservorios) dentro del sistema de flujos sirven de puntos de control para valorar el correcto funcionamiento del modelo, a fin de poder comparar los niveles simulados en el embalse con los medidos. Como resultado final se obtiene un panorama de la contabilización de los recursos hídricos desde antes de su utilización hasta la distribución y evaluación del abastecimiento de las demandas para el periodo de tiempo evaluado.

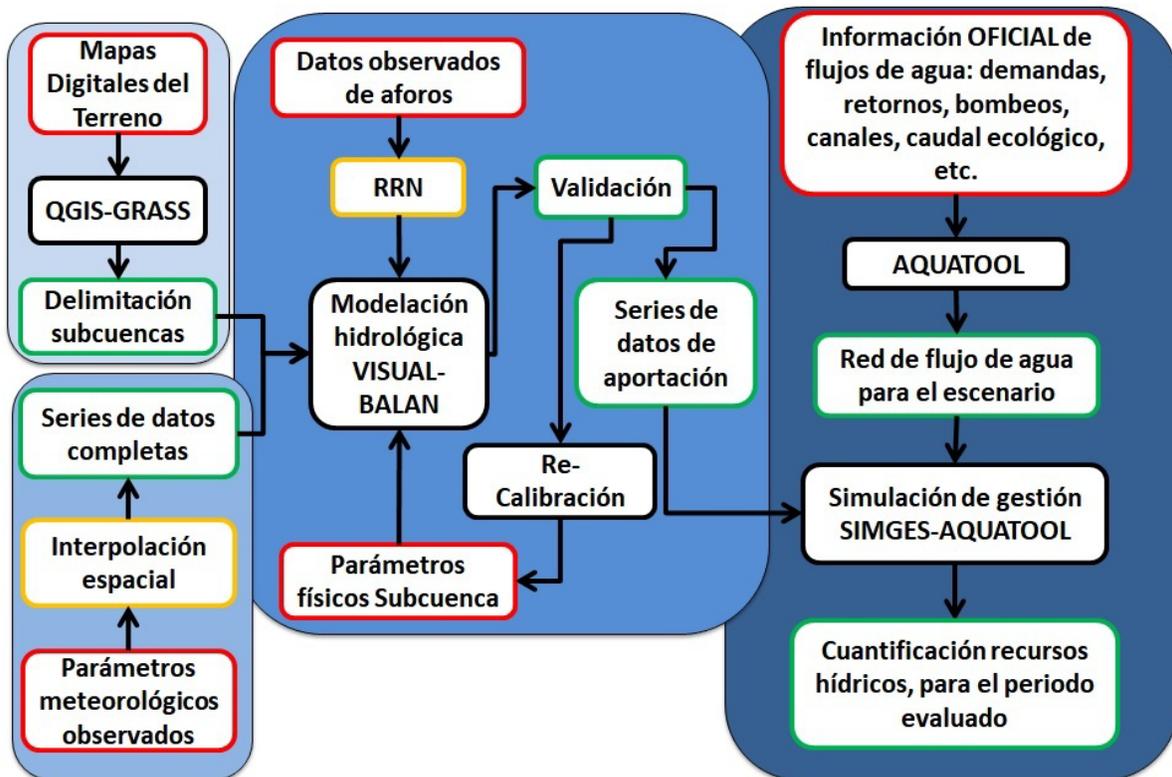


Figura 3. Proceso de ensamble de la metodología.

Para la definición de las subcuencas en el área de estudio se requirió información geoespacial del Instituto Geográfico Nacional (IGN) de España y del *software* QGIS para procesar y obtener los mapas de delimitación de las subcuencas en el área de estudio. Con la información de los modelos digitales del terreno (MDT) se trabajaron con el *software* de información geográfica QGIS y las herramientas de GRASS. A través del IGN se obtuvieron del centro de descargas la información de los mapas con Sistema de Coordenadas de Referencia (SCR) ETRS89, de MDT05 LIDAR (Modelo Digital del Terreno y Laser Imaging Detection and Ranging) y BTN25 (Base Topográfica Nacional).

Dentro de los complementos de QGIS que se usaron en este trabajo están las utilidades y herramientas de GDAL (Geospatial Data Abstraction Library) y GRASS-PROJECT (Geographic Resource Analysis Support System).

En lo que se refiere a las series de datos meteorológicos diarios de temperatura media (T media), precipitación (Pr) y evapotranspiración de referencia (ET_0) para la SARC, se obtienen según los resultados del trabajo de Rangel-Parra (2019), donde se detallan los cálculos de la estimación por interpolación espacial para las variables climáticas mencionadas.

Los parámetros físicos del suelo del área de estudio se obtuvieron en los mapas interactivos de propiedades del suelo de Galicia del Departamento de Edafología y Química agrícola de la Universidad de

Santiago de Compostela (USC, 2018). Los parámetros físicos que no han sido posibles obtener de la bibliografía se ajustaron mediante la herramienta de calibración automática que ofrece el Visual-Balan.

Los datos de aforos observados en los ríos Mao (principal tributario) y Cabe se obtuvieron del anuario del Cedex (Cedex, 2018) para las estaciones de Ribas Altas, Ponte Pena y embalse de Vilasouto. Para la estación de Ponte Pena corresponden al periodo completo de 2007 a 2017; mientras que para la estación en Ribas Altas solo se utilizaron los caudales de invierno de 2006-2017 (cuando no se realiza la actividad de regadío), pues durante el verano se hacen extracciones para regadío que no están debidamente registradas, por lo que sería posible aplicar la restitución al régimen natural. Por último, para el caso del embalse de Vilasouto, sí fue posible y necesario aplicar una restitución al régimen natural (RRN), al contar con los datos diarios del nivel del embalse.

De acuerdo con Lopez-Garcia (1993), para calcular el caudal con restitución al régimen natural, la ecuación general tiene el siguiente planteamiento:

$$N = S + T + B - V - Q - R + E \pm A \quad (1)$$

En donde N es el caudal de un río en régimen natural para el periodo; S , el caudal aforado; T , el caudal derivado o trasvasado por tomas aguas arriba (hacia fuera de la cuenca); B , el caudal detraído por bombeo en acuíferos conectados; V , el caudal vertido por usos aguas

arriba; Q , el caudal trasvasado de otras cuencas (hacia dentro la cuenca); R , el caudal aportado por recarga adicional en acuíferos; E , el caudal evaporado en embalses y masas de agua nuevas, y A es el caudal almacenado o liberado por embalses.

Para este trabajo en particular y aplicado al embalse de Vilasouto, se ha modificado la ecuación para adaptarla al caso en particular, quedando de la siguiente forma. El caudal total con RRN en el punto de salida del embalse se calcula con la siguiente ecuación de balance hídrico para el almacenamiento:

$$A_i = A_{i-1} + P + N - Evap. - Q_{salida} \quad (2)$$

O para la caudal total:

$$N = (A_i - A_{i-1}) + Evap. + Q_{salida} - P \quad (3)$$

En donde para el día i , A_i es el almacenamiento en el embalse para cierto día y A_{i-1} es el almacenamiento del día anterior en unidades de volumen/tiempo que corresponde al día i ; $Evap.$, la evaporación en la superficie del embalse; Q_{salida} , el caudal de salida del embalse, y P es la precipitación que cae en el área del embalse (se multiplica por el área del embalse). La evaporación ($Evap.$) del embalse de Vilasouto se estimó como una fracción de la evapotranspiración de referencia (ET_0) calculada por interpolación espacial para el centro del embalse. La ecuación

reportada por la Asociación Americana de Ingenieros Civiles (ASCE, 1996) es:

$$ET_c = K_c ET_0 \quad (4)$$

Hay que agregar el área del embalse para tener el volumen de toda la evaporación en el embalse para el día correspondiente:

$$K_c (ET_0 * A) = Evap. \quad (5)$$

En donde el valor de K_c es de 0.75 según reportado por ASCE para el agua en superficie abierta. Se considera que ET_c correspondería a la evaporación de la superficie de agua ($ET_c = Evap.$); A es el área del embalse, y ET_0 es la evapotranspiración de referencia en el embalse.

El *software* Visual-Balan realiza balances de agua en el suelo edáfico en la zona no saturada y en el acuífero, utilizando un entorno interactivo de entrada de datos y posproceso de resultados. Los términos fundamentales del balance son las entradas por precipitación y riego; las salidas por escorrentía superficial, evapotranspiración, interceptación, flujo hipodérmico y flujo subterráneo; la variación del contenido de humedad del suelo, de la zona no saturada y del nivel de agua en el acuífero. Estos resultados se pueden comparar con datos disponibles de niveles y aforos (Samper, 1999).

Los criterios que utiliza AQUATOOL para evaluar los fallos en las garantías de abastecimiento han sido los de la Instrucción para la Planificación Hidrológica (IPH) (IPH, 2008) del gobierno de España para demandas urbanas y agrícolas (criterio UTAH DWR): “Para la demanda urbana, se considera fallo cuando en el déficit en un mes es superior al 10 % de la demanda mensual. Para la demanda agrícola, se considera fallo cuando el déficit en un año es superior al 50 % de la demanda anual. (D.A.). Se considera fallo cuando en dos años consecutivos la suma del déficit es superior al 75 % de la D.A., y se considera fallo cuando en diez años consecutivos la suma de déficit es superior al 100 % de la D.A.” (Solera-Solera, Paredes-Arquiola, & Andreu-Álvarez, 2015).

Resultados

En la Figura 4 se muestra el resultado del mapa generado en QGIS, en donde la Subcuenca Alta del Río Cabe (SARC) se representa en bordeado rojo con 426.34 km², así como de las tres subcuencas internas: Ribas Altas, 350.79 km²; Ponte Pena, 35.24 km², y Vilasouto, 49.24 km². Las subcuencas se establecieron en referencia a las estaciones de aforos disponibles. La parte sombreada del mapa corresponde a la subcuenca baja del río Cabe (308.84 km², que no se incluye en este trabajo), la cual se une al río Sil hacia el sur. Las coordenadas geográficas WGS84 de sus centroides son SARC 42° 36' 13" N y 7° 25' 2.9" W; Ribas Altas 42° 37' 40" N y 7° 23' 40" W; Embalse Vilasouto 42° 41' 10" N y 7° 21' 12" W;

por último, Ponte Pena 42° 39' 10" N y 7° 18' 37" W, con proyección ETRS89/UTM zona 29 (EPSG:25829).

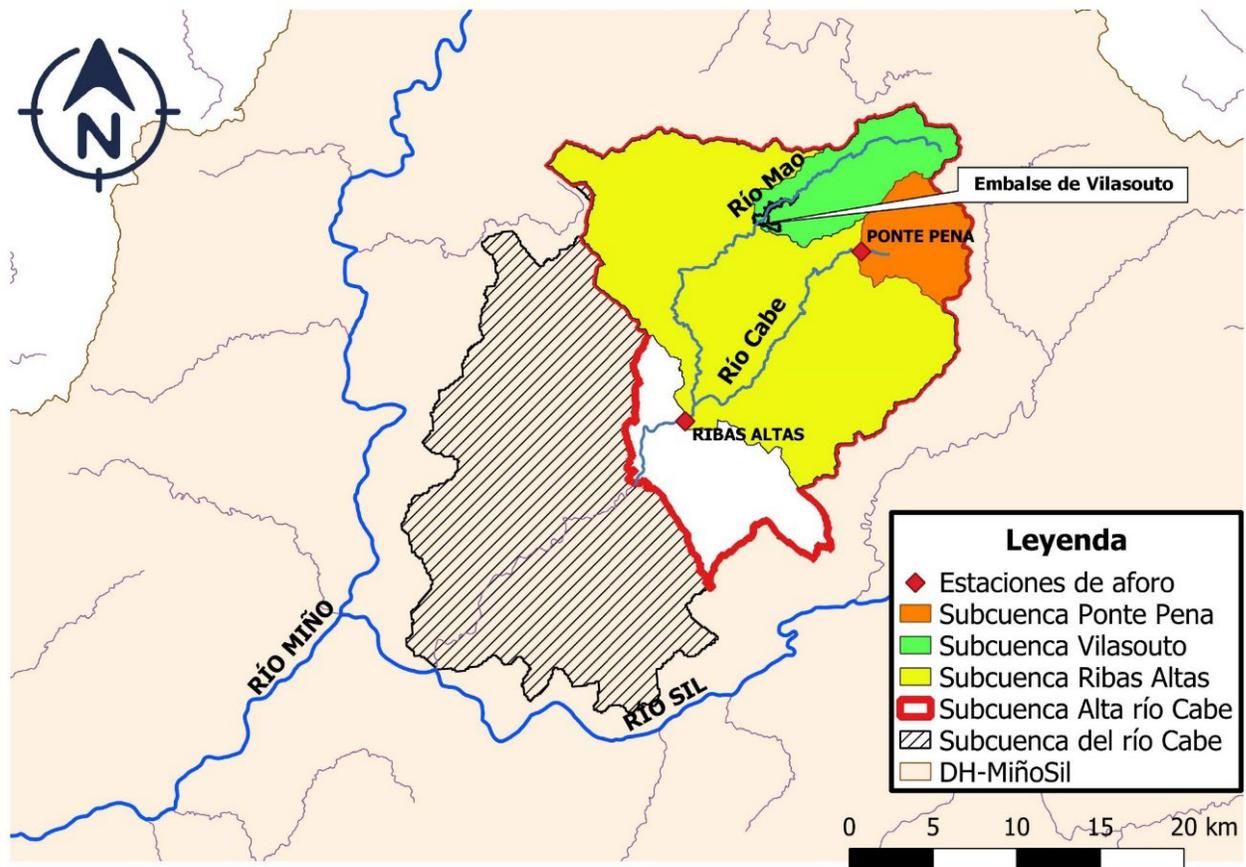


Figura 4. Resultado de la generación de subcuencas dentro de la Subcuenca del río Cabe dentro.

Respecto al cálculo de la restitución al régimen natural (RRN), en la Figura 5 se puede observar el flujo promedio diario de salida en el embalse de Vilasouto restituido. Al graficar este caudal con RRN, se observó que

después del día 20/06/2013 de los 11 años hidrológicos había un comportamiento irregular negativo en los caudales (círculos indicados) debido al error en la estimación de los caudales de salida, y en sus registros y validación. Por tal motivo, solo se utilizaron los datos anteriores a esta fecha de la irregularidad, que corresponde del 01/10/2006 al 19/06/2013, como referencia para calibrar el modelo hidrológico Visual-Balan (puntos azules de la Figura 6) en esta subcuenca.

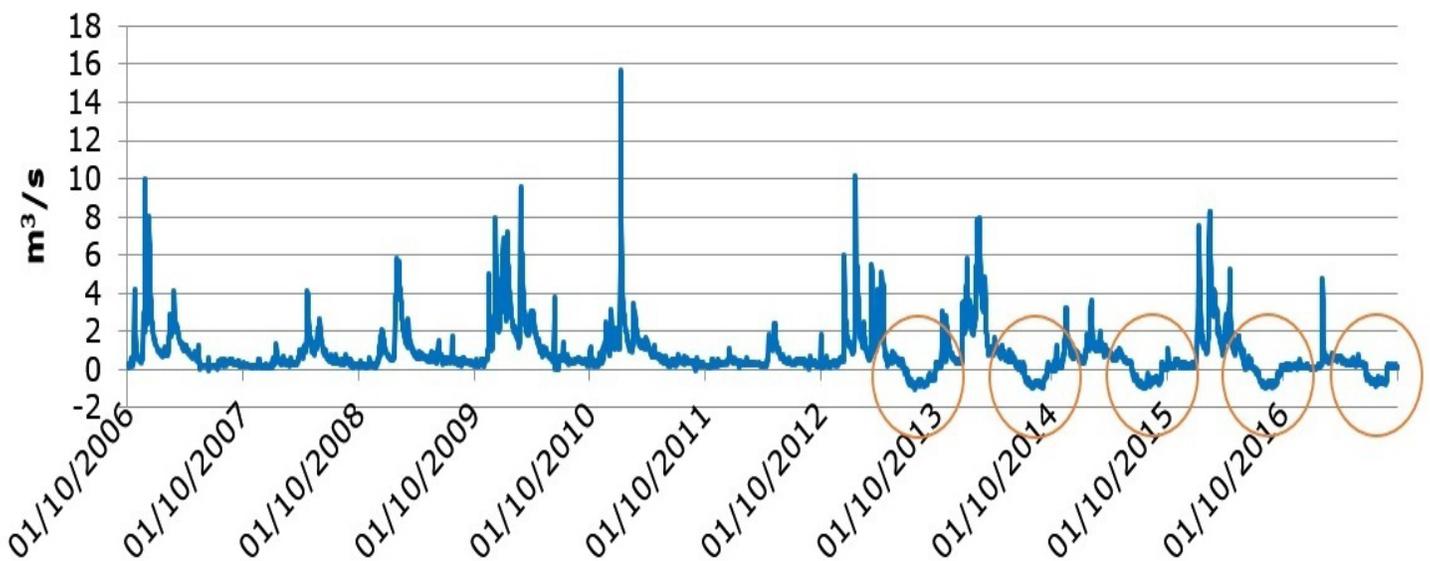


Figura 5. Resultado de la RRN en el embalse de Vilasouto, flujo promedio por día.

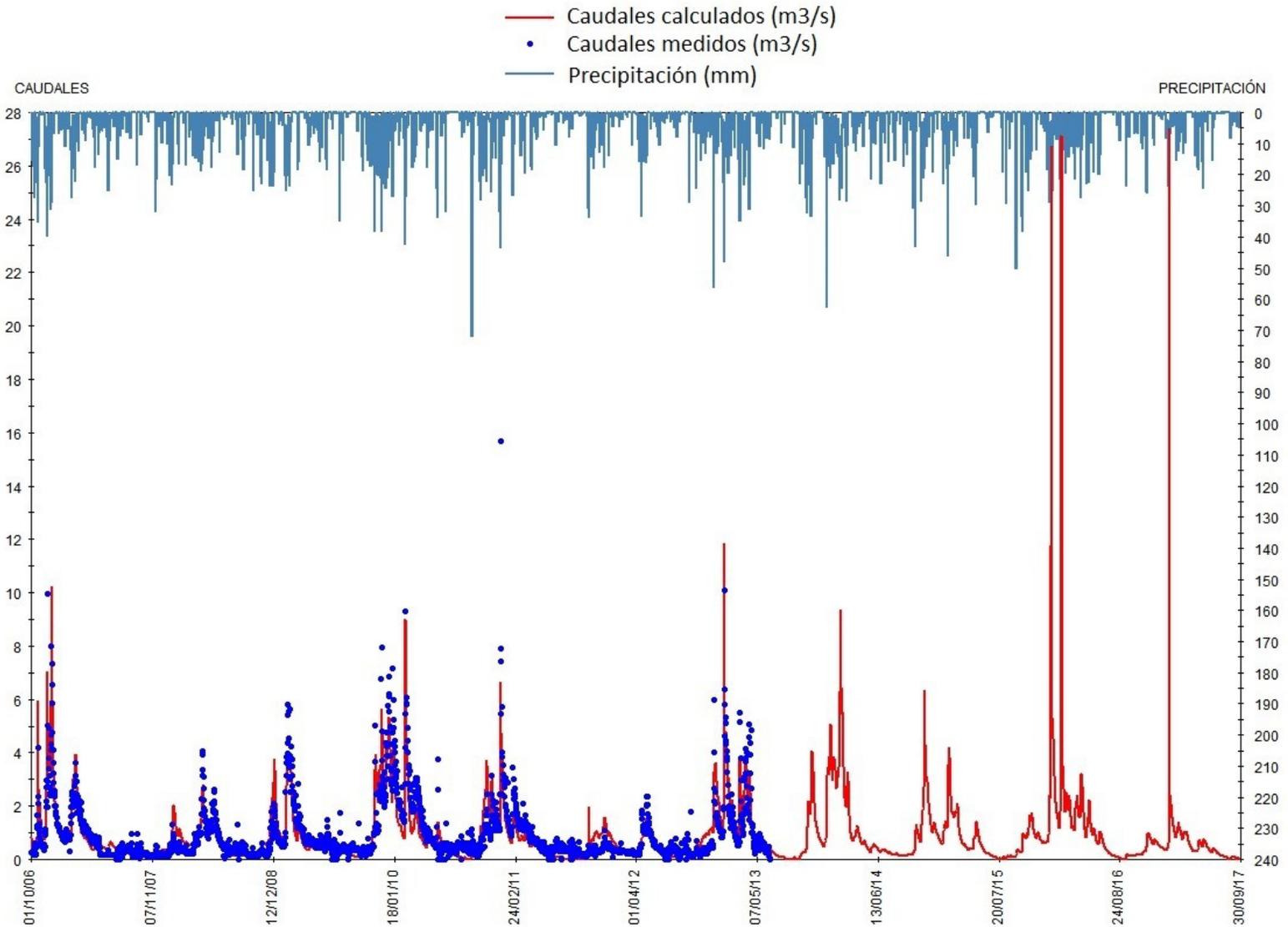


Figura 6. Comparación de la calibración en Vilasouto con los caudales observados y simulados.

En la Figura 6 se muestra el resultado de la calibración en la subcuenca de Vilasouto, comparando los caudales observados y

simulados después de haber eliminado el periodo con flujos negativos explicado en la Figura 5.

En la Tabla 3 se muestra el resultado de aportaciones media anual por subcuenca en la SARC para el periodo 2006-2017; la subcuenca de Vilasouto, 29.71 hm³/año (12 %); Ponte Pena, 24.26 hm³/año (8 %); Ribas Altas, 132.32 hm³/año (62 %); el área restante entre Ribas Altas y el punto de salida de la SARC aporta 29.88 hm³/año (18 %), para un gran total de 216.36 hm³/año. Según lo reportado por la CHMS, el SEC completo aporta 386 hm³/año, por lo que los 216.36 estimados en este trabajo para el SARC representan el 56 % de lo estimado para el SEC.

Tabla 3. Aportación de recursos hídricos por subcuenca de la SARC.

Subcuenca	Aportación (hm ³ /año)	%
Vilasouto	29.71	12
Ponte Pena	24.26	8
Ribas Altas	132.32	62
Remanente SARC	29.88	18
Total en la SARC	216.36	100

Después de estimar el caudal con RRN, se hizo la simulación hidrológica con Visual-Balan en la subcuenca de Vilasouto de forma iterativa y recalibrando los parámetros físicos del suelo, utilizando las

ayudas de las herramientas incluidas en Visual-Balan para análisis de sensibilidad y autocalibración. Los parámetros físicos del suelo del área de estudio se obtuvieron en los mapas interactivos de propiedades del suelo de Galicia del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela (USC, 2018). En la Figura 6 se muestran los caudales simulados con el modelo calibrado y los caudales observados de la base de datos del anuario del Cedex, en donde se obtuvo un valor del coeficiente de Nash-Sutcliffe-Efficiency (NSE) de 0.69. Los caudales simulados se ajustan adecuadamente a la magnitud y tendencias de los datos observados. Por otra parte, el resultado de la simulación hidrológica para Ribas Altas obtuvo una validación de NS de 0.82, y para la subcuenca de Ponte Pena se tuvo un valor de NS de 0.38. Moriasi *et al.* (2007), en su publicación, dieron una clasificación de interpretación a los valores del NSE, los cuales se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Interpretación de los valores del criterio Nash-Sutcliffe-Efficiency.

Calificación del rendimiento	NSE
Muy buena	$0.75 < \text{NSE} < 1$
Buena	$0.65 < \text{NSE} < 0.75$
Satisfactoria	$0.5 < \text{NSE} < 0.65$
Insatisfactoria	$\text{NSE} = < 0.5$

Fuente: Moriasi *et al.* (2007).

El NSE obtenido en la subcuenca de Ponte Pena es el más bajo de las tres subcuencas simuladas, no obstante, solo representa el 8 % en las aportaciones del área de estudio, como se muestra en la Tabla 3. Por otra parte, no se encontró información detallada de los parámetros geológicos y de flujos subterráneos para mejorar la validación de la simulación en Ponte Pena. Para aumentar la consistencia de la calibración obtenida para la SARC (y observar el impacto de resultado obtenido en Ponte Pena), se contrastó la distribución de flujos con otros dos estudios hidrológicos dentro de la zona de Galicia (Raposo *et al.*, 2012) para la Demarcación Hidrográfica, y para el río Valiñas (Samper & Pisani, 2013). En la Tabla 5 se puede observar la similitud en la importancia de los componentes hidrológicos. Además, en la Figura 7 se muestra la distribución gráfica entre los dos resultados de flujos del caso del río Valiñas y la SARC. La coincidencia de tales comparaciones respalda los resultados obtenidos para el área de estudio de este trabajo y la representatividad en la calibración obtenida con Visual-Balan.

Tabla 5. Comparación de los resultados de Visual-Balan para la SARC con dos estudios en la misma zona de Galicia.

Parámetros hidrológicos (valores anuales)	Río Valiñas Samper y Pisani (2013)		Galicia Costa Raposo <i>et al.</i> (2012)		SARC	
Precipitación (mm)	1 081	100 %	1 545.44	100 %	994.32	100 %
Interceptación (mm)	163	15.08 %	118.8	7.69 %	93.21	9.68 %
Escorrentía superficial (mm)	5	0.46 %	92.7	6 %	16.82	1.69 %
ET_0 (mm)	928	-	-	-	997.00	-
ETR (mm)	376	34.78 %	357.8	23.2 %	391.02	39.3 %
Recarga en tránsito (mm)	536	-	-	-	490.28	-
Flujo hipodérmico (mm)	437	40.43 %	592.3	38.3 %	396.17	39.8 %
Recarga al acuífero (mm)	99	-	385	24.9 %	94.38	-
Flujo subterráneo (mm)	98	9.07 %	-	-	94.38	9.49 %
Caudal total (mm)	541	50.05 %	-	-	507.37	51.0 %

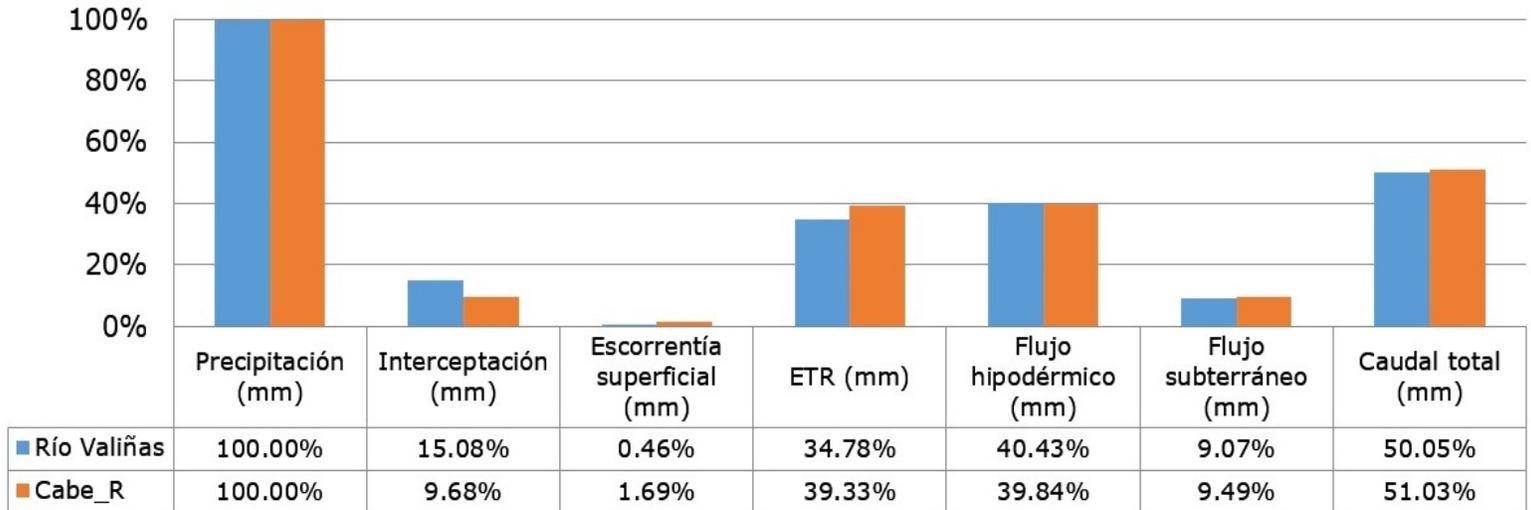


Figura 7. Comparación de los resultados de las variables hidrológicas la SARC y la subcuenca del río Valiñas.

Una de las características de Visual-Balan es la capacidad de realizar una doble calibración frente a caudales superficiales y niveles piezométricos. Sin embargo, en lo que respecta a los recursos hídricos subterráneos, no se cuenta con información sobre los datos de niveles piezométricos en el área, información que es fundamental para mejorar los resultados de calibración del modelo hidrológico-geológico. De nuevo Raposo *et al.* (2012), y Samper y Pisani (2013) coinciden en sus trabajos con el reto de calibrar el modelo hidrológico al trabajar en un área de estudio con variaciones en la geología de la cuenca, y la heterogeneidad de las características de almacenamiento y transmisión del agua subterránea en rocas de tipo cristalino.

Para la simulación de gestión en AQUATOOL, las aportaciones calculadas en Visual-Balan para cada subcuenca se consideran como la información de entrada de recursos hídricos. El esquema de flujos desarrollado en AQUATOOL para la SARC de la Figura 8 es la correspondiente adaptación del existente en el PH 2016-2021 para el SEC. Adicionalmente fue agregado el caudal ecológico (establecido igualmente en el PH para esta subcuenca) en forma de demanda de recurso hídrico; así fue posible evaluar su garantía de cumplimiento.

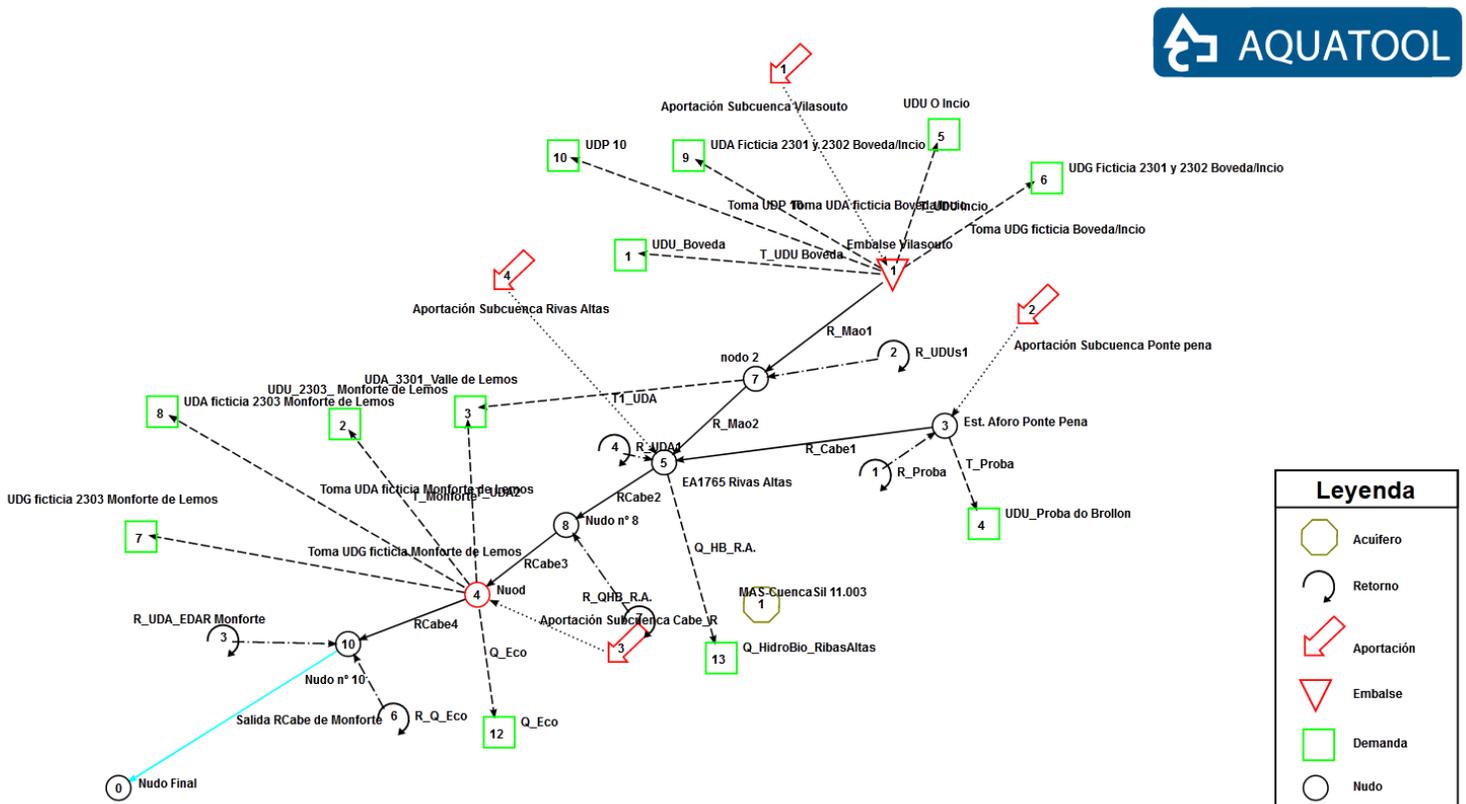


Figura 8. Esquema de flujos de agua en AQUATOOL para la SARC.

El nivel de reserva observado en el embalse de Vilasouto fue considerado el punto de referencia para evaluar la simulación de flujos de AQUATOOL contra el comportamiento real del sistema. En la Figura 9 se muestran las gráficas entre los niveles observados y simulados por AQUATOOL para la SARC, así como los niveles de la simulación llevados a cabo y reportados por la CHMS en el PH vigente. Se puede observar una clara mejor aproximación a la realidad de los resultados de este trabajo que los reportados en el PH.

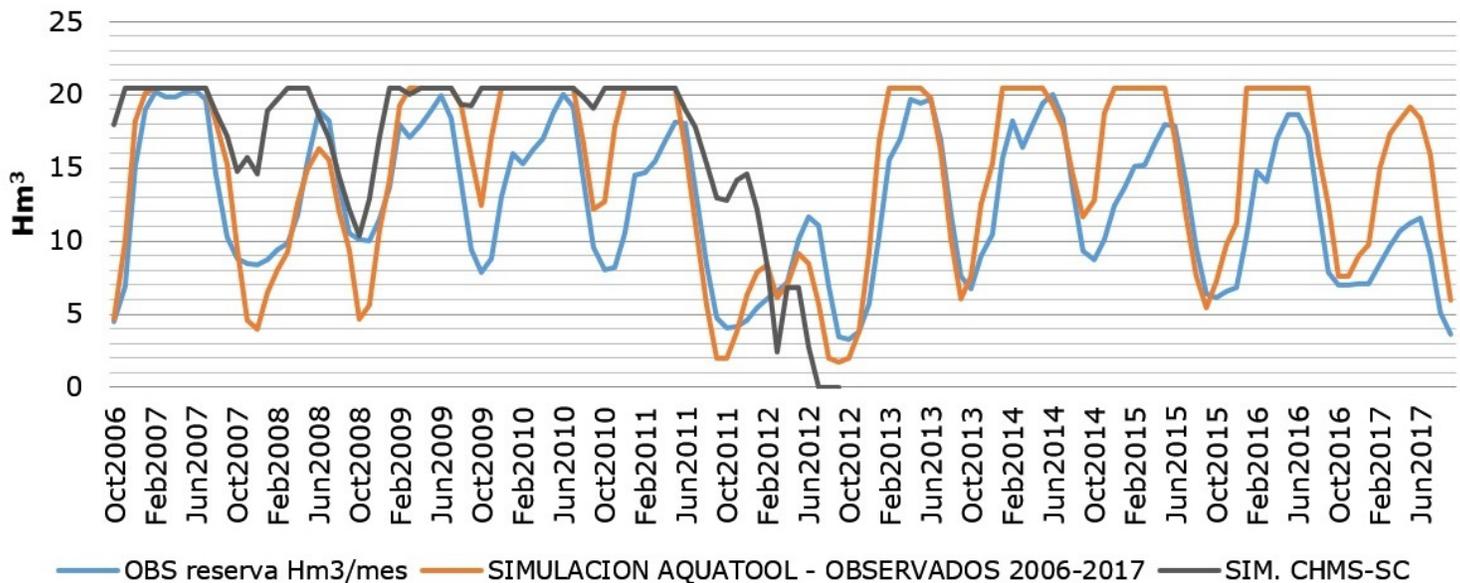


Figura 9. Comparación entre los niveles del embalse de Vilasouto simulados con AQUATOOL y niveles observados.

La diferencia encontrada entre los resultados de la CHMS y los de este trabajo recae en las estimaciones de aportación de recursos hídricos. Mientras que los datos utilizados por la CHMS fueron generados por el *software* SIMPA, en este trabajo se utilizó la información de los parámetros meteorológicos reportados en Rangel-Parra (2019) derivados de los datos de MeteoGalicia. La simulación hidrológica en Visual-Balan implica un proceso de mayor complejidad que el modelo SIMPA, por lo que las aportaciones generadas por SIMPA están sobrestimadas y al ser simuladas en AQUATOOL resultan en una ausencia de fallos en las garantías.

Por último, para los fallos en la garantía de abastecimiento se utilizaron los criterios del IPH preestablecidos en AQUATOOL. En la Tabla 6 se muestra el resumen de los resultados de los fallos para el periodo simulado 2006-2017. Se encontró un total de 10 fallos para las demandas; el caudal ecológico es el de mayor número con tres; la demanda ganadera en Bóveda presenta dos, y por último las que presentan un fallo fueron la demanda agrícola del valle de Lemos, la demanda ganadera en Monforte, la demanda agrícola en Monforte, la demanda agrícola en Bóveda y la demanda recreacional UDP10. Para las urbanas (UDU) no se presenta ningún fallo. Es importante señalar que a las UDU se les ha dado prioridad sobre el resto de las demandas. A pesar de los fallos encontrados por los criterios del IPH, la garantía en porcentaje volumétrico se mantiene arriba de 99 %. Las fechas de los fallos coinciden con los periodos de menor nivel de reserva en el embalse de Vilasouto.

Tabla 6. Fallos en la garantía de abastecimiento para las demandas de la SARC en la simulación con AQUATOOL.

Demanda	Núm. de fallos	Garantía (%)	Garantía Vol. (%)	Max. déficit, un mes (hm³)	Max. déficit, dos meses (hm³)
UDA_3301_Valle de Lemos	1	99.2	99.1	0.034	0.034
UDG Ficticia 2301 y 2302 Bóveda	2	98.5	99.4	0.021	0.023
UDG ficticia 2303 Monforte de Lemos	1	99.2	99.4	0.012	0.012
UDA ficticia 2303 Monforte de Lemos	1	99.2	99.0	0.011	0.011
UDA Ficticia 2301 y 2302 Bóveda	1	99.2	99.3	0.045	0.045
UDP 10	1	99.2	99.5	0.032	0.032
Caudal Ecológico	3	97.7	99.3	1.857	2.073

Conclusiones

La aplicación conjunta de los resultados de caudales obtenidos con el modelo hidrológico Visual-Balan y del modelo de soporte a la decisión AQUATOOL produce valores más próximos a los valores registrados en el embalse de Vilasouto que los reportados en el Plan Hidrológico vigente para el río Cabe. Por lo tanto, la mejora en la simulación del ciclo hidrológico de este trabajo se considera una contribución para los futuros planes hidrológicos en la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil.

La coincidencia en magnitud y distribución de los flujos de los componentes hidrológicos con otros dos estudios en la misma región respalda los resultados de la calibración del modelo hidrológico Visual-Balan.

En la simulación con AQUATOOL se encontró que existen fallos en las garantías de abastecimiento para algunas demandas de agua que no están identificadas en el Plan Hidrológico. Estos fallos coinciden con los niveles bajos en el embalse de Vilasouto. El reporte en el Plan Hidrológico se ve afectado por la sobrevaloración de los recursos hídricos del modelo SIMPA, que se reflejan en el embalse con niveles mayores a los reales, resultando en menor estimación de fallos en el abastecimiento de las demandas de agua.

La ausencia de datos de niveles piezométricos es una limitación en el momento de calibración de modelos hidrológicos, sobre todo en una

zona como la de Galicia y su naturaleza de hidrogeológica. Sin embargo, con los datos disponibles actualmente es posible lograr una calibración funcional para simular los flujos de agua superficiales.

Contar con este ensamble de modelos Visual-Balan y AQUATOOL calibrado y validado abre la posibilidad de extender las investigaciones en la subcuenca alta del río Cabe para evaluar los posibles efectos del cambio climático sobre los recursos hídricos. Con la ayuda del ensamble realizado en este trabajo se puede abordar con mayor énfasis cualquier tema en la gestión de los recursos hídricos y el abastecimiento para las demandas de agua.

Agradecimientos

Este trabajo se realiza bajo el financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de México para beca para doctorado en el extranjero otorgada al primer autor, el cual también forma parte de la tesis doctoral.

Quisiéramos agradecer al jefe de la oficina de planificación hidrológica de la confederación hidrográfica Miño-Sil, D. Carlos Guillermo Ruíz del Portal Florido, por los datos suministrados para la realización de este trabajo.

Referencias

- Andreu, J., Solera, A., Capilla, J., & Ferrer, J. (2007). Modelo SIMGES de Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos, incluyendo Utilización Conjunta. Versión 3.00. Manual del Usuario. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.
- ASCE, American Society of Civil Engineers. (1996). Hydrology Handbook (2nd ed.). New York, USA: Library of Congress Catalog.
- Batchelor, C., Hoogeveen, J., Faures, J., & Peiser, L. (2017). Water accounting and auditing. A sourcebook. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Cedex, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. (20 de 03 de 2018). Anuario de aforos. Modalidades de consulta. Madrid, España: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Recuperado de <http://ceh-flumen64.cedex.es/anuarioaforos/default.asp>
- CHMS, Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. (2015). Plan hidrológico del ciclo 2015-2021. Madrid, España: Confederación Hidrográfica del Miño-Sil.
- Diamond, J. (2005). Collapse: How societies choose to fail or succeed. New York, USA: Viking.
- Fan, M., Xu, J., Chen, Y., Li, D., & Tian, S. (2020). How to sustainably use water resources. A case study for decision support on the water utilization of Xinjiang, China. *Water*, 12, 3564. DOI: 10.3390/w12123564

- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2019). Water accounting and auditing. Recuperado de <http://www.fao.org/land-water/water/water-management/water-accounting/en/>
- Gayathri, K. D., Ganasri, B. P., & Dwarakish, G. S. (2015). A review on hydrological models. *Aquatic Procedia*, (4), 1001-1007.
- Giupponi, C., & Sgobbi, A. (2013). Decision support systems for water resources management in developing countries: Learning from experiences in Africa. *Water*, 798-818. DOI: 10.3390/w5020798
- GWP & INBO, Global Water Partnership & International Network of Basin Organization. (2009). Manual para la gestión integrada de recursos hídricos en cuencas. Londres, Reino Unido: Global Water Partnership, International Network of Basin Organization.
- IPH, Instrucción para la Planificación Hidrológica. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Madrid, España: Boletín Oficial del Estado.
- Islam, Z. (2011). Literature review on water resources modeling. Alberta, Canada: Department of Civil and Environmental Engineering, University of Alberta.
- Lopez-Garcia, J. (1993). Restitución de datos de aforo al régimen natural. En: Andreu, J. (ed.). *Conceptos y métodos para la planificación hidrológica* (pp. 69-74). Barcelona, España: Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería.

- MAGRAMA. (2015). Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil (2015-2021), Capítulo 4. Ourense, España: Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, de España.
- Mayer, A., & Muñoz-Hernández, A. (2009). Integrated water resources optimization models: An assessment of a multidisciplinary tool for sustainable water resources management strategies. *Geography Compass*, 3(3), 1176-1195.
- Moriasi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R., & Veith, T. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900
- Nash, J., & Sutcliffe, J. (2003). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2018). UN Water. Recuperado de <http://www.unwater.org/water-facts/>
- Rangel-Parra, R. (2019). Determinación de la cantidad de recursos hídricos para la gestión a nivel de cuenca por modelación. Estudio de aplicación a las cuencas de río Cabe (Lugo) y río Colorado (B.C., México). Lugo, España: Universidad de Santiago de Compostela.
- Raposo, J., Molinero, J., & Dafonte, J. (2012). Parameterization and quantification of recharge in crystalline fractured bedrocks in Galicia-Costa (NW Spain). *Hydrology and Earth System Sciences*, (16), 1667-1683.

- Samper, J. (1999). Manual del usuario del programa Visual Balan 2.0. Coruña, España: Universidade da Coruña.
- Samper, J., & Pisani, B. (2013). Balance hidrometeorológico e hidroquímico para el estudio de los recursos hídricos y la evolución de la calidad química del agua en pequeñas cuencas de Galicia. Estudios en la Zona No Saturada del Suelo, XI. La Coruña, España. Recuperado de http://zonanosaturada.com/zns13/publications_files/5.4.pdf
- Samper, J., García-Vera, M., Pisani, B., Alvares, D., Varela, A., & Losada, J. (2005). Modelos hidrológicos y sistemas de información geográfica para la estimación de los recursos hídricos: aplicación de GIS-Balan a varias cuencas españolas. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo, VII. La Coruña, España. Recuperado de <http://soda.ustadistancia.edu.co/enlinea/eduvirtual/Cuencas/maestria/docs/seminv/Lec-3Samperetal.pdf>
- Solera-Solera, A., Paredes-Arquiola, J., & Andreu-Álvarez, J. (2015). AQUATOOL+, Manual de usuario. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.
- Sorooshian, S., Sharma, K., & Wheeler, H. (2008). Hydrological modelling in arid and semi-arid areas. New York, USA: Cambridge University Press.
- USC, Universidad de Santiago de Compostela. (25 de febrero, 2018). Propiedades dos Solos Galicia. Santiago de Compostela, España: Universidad de Santiago de Compostela. Recuperado de <http://rgis.cesga.es/index.html>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-02

Artículos

**Aplicación de métodos con enfoque estadístico para
estimar caudales mínimos hidrológicos en el Río Dulce
(Argentina): índices individuales y régimen de caudales**

**Application of methods with a statistical approach to
estimate minimum hydrological flows in the Dulce River
(Argentina): Individual indices and flow regime**

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

Mariana Renee Pagot², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7435-3381>

Andrés Rodríguez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

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

²Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, mariana.pagot@unc.edu.ar



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

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

Resumen

El caudal mínimo hidrológico es un parámetro de importancia para la gestión del recurso hídrico y su determinación se efectúa según un cuidadoso análisis que combina características físicas (profundidad, velocidad y sustrato); químicas (temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad), y biológicas. Los métodos con enfoques estadísticos son una opción para considerar como primera aproximación en regiones donde los datos de caudal son pocos debido a su falta de medición o por su escaso periodo de cobertura.

El Río Dulce es el principal tributario a la laguna Mar Chiquita, un importante ecosistema de gran escala ubicada entre las provincias de Córdoba y Santiago del Estero —región central de Argentina— y que durante los últimos 20 años presentó una variación de superficie de 6 550 a 2 500 km² entre los años 2003 y 2014.

El objetivo principal fue aplicar en secciones de interés métodos hidrológicos con enfoque estadístico para analizar y aproximar los

caudales mínimos necesarios del Río Dulce. Para ello se utilizaron series de caudal en periodos posteriores a la construcción de las principales obras de regulación en la cuenca, a fin de considerar la variación del régimen natural del río por la ejecución de las mismas. Estos novedosos resultados de caudal mínimo hidrológico se presentan mediante un índice mínimo hidrológico anual, y por una variación mensual del caudal definida como régimen de caudales.

Palabras clave: caudales mínimos, Río Dulce, métodos estadísticos, Mar Chiquita.

Abstract

The minimum hydrological flow is an important parameter for the management of the water resource and its determination is carried out according to a careful analysis that combines physical (depth, speed and substrate); chemical (temperature, dissolved oxygen, pH, conductivity), and biological characteristics. Methods with statistical approaches are an option to consider as a first approximation in regions where flow data are scarce due to their lack of measurement or their short coverage period.

The Río Dulce is the main tributary to the Mar Chiquita Lagoon, an important large-scale ecosystem located between the provinces of Córdoba and Santiago del Estero —central region of Argentina— and which during the last 20 years presented a surface variation of 6 550 to 2 500 km² between 2003 and 2014.



The main objective was to apply in sections of interest hydrological methods with a statistical approach to analyze and approximate the minimum necessary flows of the Dulce River. For this, flow series were used in periods after the construction of the main regulation works in the basin in order to consider the variation of the natural regime of the River due to their execution. These novel results of minimum hydrological flow are presented by means of an annual hydrological minimum index, and by means of a monthly variation of the flow defined as the flow regime.

Keywords: Minimum flows, Dulce River, statistical methods, Mar Chiquita.

Recibido: 07/09/2021

Aceptado: 27/12/2021

Introducción

Los caudales mínimos tienen un papel importante en la regulación de los ecosistemas acuáticos. Su definición o aproximación es necesaria para el desarrollo de metodologías que permitan definir condiciones requeridas para el uso del agua teniendo en cuenta un marco de sostenibilidad



ambiental y con escasez o ausencia de datos, como sucede para el Río Dulce.

En la actualidad, la mayoría de los ríos de la región central de Argentina están regulados por obras hídricas que brindan beneficios a la sociedad en términos de consumo doméstico, agrícola y pecuario, industrial, usos hidroeléctricos, turísticos y culturales. Esta condición de uso múltiple del recurso lleva a plantear como objetivo específico conocer los caudales mínimos para el Río Dulce, y regular el manejo y uso del recurso agua.

Para la determinación de los caudales mínimos necesarios en un río no existe aún una teoría aceptada mundialmente, sino que hay diferentes aproximaciones, y muchas de ellas adaptadas a la percepción y valoración social local (e. g., Gaviño, 2007; Spalleti, Rodríguez, & Irigoyen, 2015; De-la-Lanza-Espino, González-Villela, González-Mora, & Hernández-Pulido, 2018; Botella-Cereceda, Pagot, Rodríguez, & López, 2018). Una revisión global del estado actual de las metodologías reveló la existencia de numerosas técnicas individuales, registradas en diferentes países (Tharme, 2003), siendo de interés para este trabajo las metodologías netamente con enfoque estadístico, donde se definen caudales mínimos hidrológicos y que se consideran aplicables sólo al cauce del río.

En la provincia de Córdoba, Argentina, no existen aún herramientas de gestión para la estimación de caudales mínimos necesarios en cauces superficiales. Como antecedente se pueden nombrar trabajos realizados sobre algunos ríos principales de la provincia, como los de Marraco *et al.*

(2007), quienes determinaron el caudal ecológico para el Río Dulce aplicando una metodología de filtrado (Cabral Cruz, 2005); Langa-Sánchez *et al.* (2009), quienes plantearon una primera propuesta para cada tributario al embalse Los Molinos en los ríos Los Reartes, Del Medio, Los Espinillos y San Pedro mediante el programa PHABSIM; y Bedogni *et al.* (2012), que determinaron el caudal ecológico para el río Tercero mediante la aplicación de la metodología IFIM.

Por lo tanto, en este trabajo se plantea como objetivo principal estimar para el Río Dulce caudales mínimos hidrológicos aplicando métodos con enfoque estadístico, donde se definen índices individuales y un régimen de caudales. Los métodos aplicados fueron los siguientes: método del percentil 95 %, método del caudal mínimo con variación mensual (QMM), método del caudal mínimo semanal con 10 años de periodo de retorno-7Q10 (Chiang & Jonhson, 1976), y métodos IDEAM 2000 y 2004. Para su aplicación se recopilieron datos de series de caudal en periodos posteriores a la construcción de las principales obras de regulación en la cuenca y en secciones de control ubicadas sobre el Río Dulce que contuvieran series de datos confiables; las secciones de interés fueron las aguas abajo del dique Río Hondo (al inicio de su recorrido) en la sección del Azud Los Quiroga (a unos 50 km de su cabecera), y a la altura de la localidad de Paso de Oscares, sección emplazada a 280 km aguas abajo. Finalmente, los resultados obtenidos en la estación aguas abajo del dique Río Hondo se compararon con los resultados presentados

en el trabajo de Marraco *et al.* (2007) para valorar la calidad de los resultados obtenidos en este trabajo.

El Río Dulce

El Río Dulce es el principal tributario a la laguna Mar Chiquita (Mar de Ansenusa), ya que aporta el 80 % del volumen de agua que ingresa a este receptor final. La laguna Mar Chiquita es la mayor cuenca endorreica salina de América y la cuarta a nivel mundial. Junto con los bañados del Río Dulce conforman un sistema ecohidrológico de gran escala (su cuenca de aporte alcanza los 122.870 km²), donde habita una gran biodiversidad, encontrándose el 66 % de las especies de aves migratorias y playeras registradas para Argentina. Estas condiciones le otorgaron a la laguna y bañados reconocimientos a nivel nacional e internacional, como ser incluida en la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras, declarada Humedal de Importancia Internacional por la Convención Ramsar desde el año 2002, perteneciente a la red de Lagos Vivos, y reconocida como uno de los 14 sitios prioritarios de la Red de Humedales de Argentina, Bolivia, Chile y Perú para la Conservación de Flamencos Alto Andinos. En la provincia de Córdoba también posee la categoría de Reserva Provincial de Uso Múltiple y recientemente forma parte de un proyecto para ser

declarado Parque Nacional. Su hidrología e hidrodinámica han sido estudiadas por Rodríguez *et al.* (2001), Rodríguez *et al.* (2006) y Corral *et al.* (2006).

El Río Dulce desde su cabecera, en el límite entre las provincias de Tucumán y Santiago del Estero, hasta su descarga final en la laguna Mar Chiquita recorre unos 400 km. Este río presenta un módulo de 136 m³/s (para el periodo 1968-2020) medido aguas abajo del dique Río Hondo, siendo éste una de las principales obras hídricas en la provincia de Santiago del Estero, utilizada para la generación hidroeléctrica, regulación de crecidas, provisión de agua potable y riego (de unas 200 000 ha). Los caudales mínimos durante sequías han sido estudiados por Díaz, Rodríguez, Dolling, Bertoni y Smrekar (2016), y su vinculación con fenómenos climáticos de gran escala por Díaz *et al.* (2018).

El Río Dulce se ha encontrado expuesto a la degradación como consecuencia de diversos factores, como el derrame de efluentes industriales, vertido de residuos urbanos sin tratamiento previo y la erosión de los suelos. Esto conlleva a la necesidad de estimar caudales mínimos necesarios para una posible auto-depuración del curso de agua.

En su recorrido, el Río Dulce inicia aguas abajo del dique Río Hondo, luego toma una dirección hacia el este y posteriormente se desvía hacia el sudeste. Aquí se produce una primera bifurcación en el dique nivelador/derivador “Los Quiroga”, aproximadamente a 40 km al sur. Unos 60 km aguas abajo se genera un pequeño curso denominado río Saladillo, que atraviesa las salinas de Ambargasta, incrementando la

salinidad del agua, y luego retorna hacia el Río Dulce con dirección oeste-este. Continúa su recorrido hacia el sudeste produciéndose una nueva bifurcación que da nacimiento al río Utis. Posteriormente, unos 35 km antes del límite provincial entre Córdoba y Santiago del Estero confluyen el Río Dulce y el río Utis, denominándose Río Dulce hasta su descarga en la laguna Mar Chiquita. Debido a la escasa pendiente (menos a 0.1 %) en su tramo final llegando a la zona de llanura, el cauce del Río Dulce se torna divagante y de escasa profundidad (de 0.20 a 0.70 m), disminuyendo su capacidad de conducción para caudales superiores a 100 m³/s; esto genera desbordes y da origen a los bañados del Río Dulce durante los meses de marzo a julio generalmente (Figura 1).

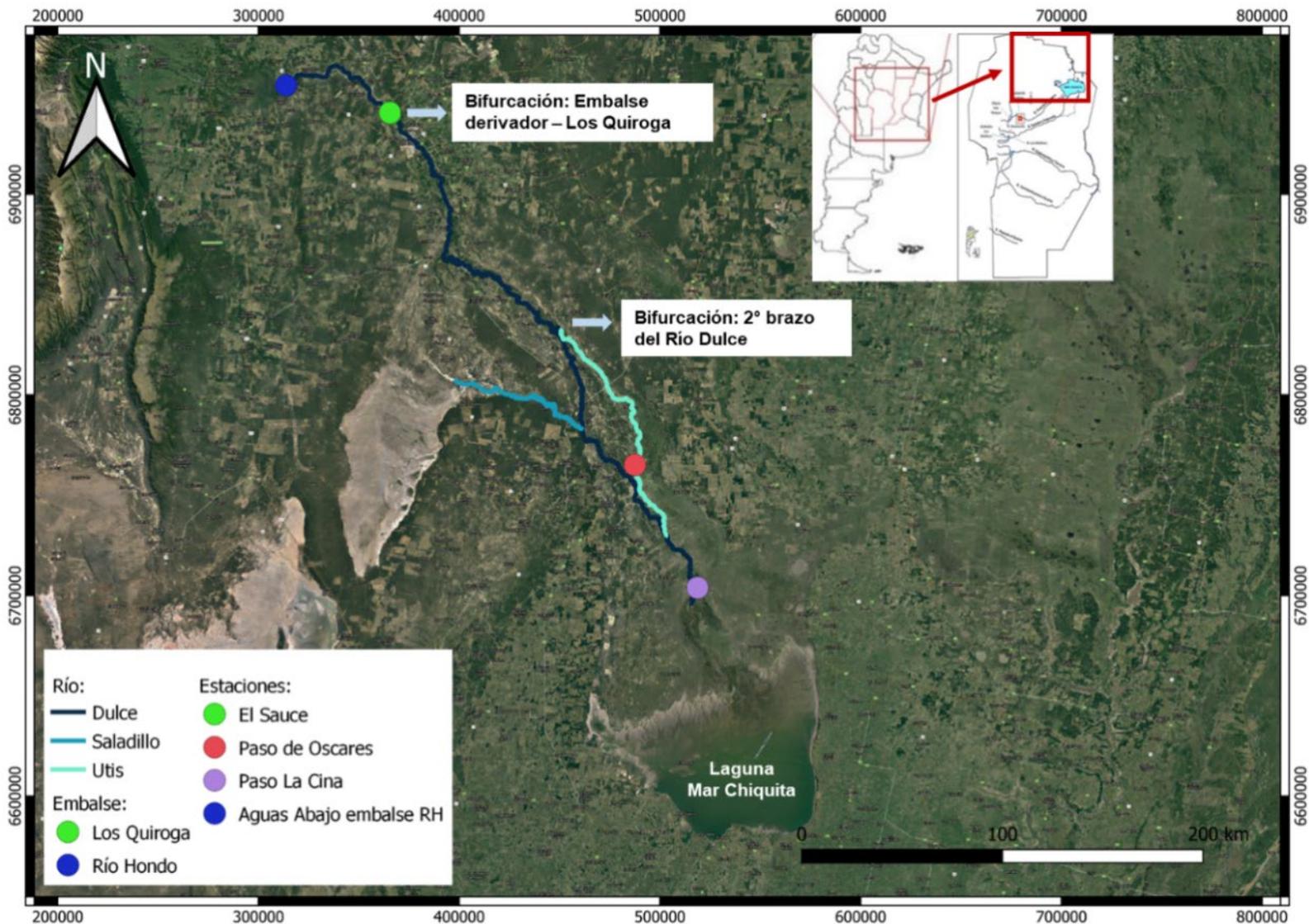


Figura 1. Sistema Río Dulce-Laguna Mar Chiquita, obras y localidades.

El dique Río Hondo se encuentra entre las provincias de Tucumán y Santiago de Estero, y sus usos predominantes son los siguientes:

atenuación de crecidas, uso para riego y agua potable, y generación de energía hidroeléctrica. El lago se reparte casi por mitades iguales entre las provincias y el mayor aporte de afluentes proviene de la provincia de Tucumán. El dique nivelador/derivador Los Quiroga es un azud nivelador, que tiene como función interferir en el flujo natural del Río Dulce, y generar elevación del nivel de agua para facilitar su ingreso y distribución para el sistema de riego (Figura 2).



Figura 2. a) Dique Río Hondo; b) dique nivelador/derivador Los Quiroga.

La construcción de estas obras tuvo como objetivo principal regular el caudal del río, permitiendo controlar las crecientes, atenuar y evitar inundaciones, y almacenar agua para destinarla al riego cuando sea necesario. Previo a la construcción de las mismas, la población tomaba el agua de manera directa del cauce del río con canalizaciones llevadas a cabo por cada agricultor o habitante de las localidades colindantes al mismo. Esto generaba grandes problemas en épocas de sequía donde el agua no era suficiente, o bien en épocas de crecidas donde los campos y las localidades se inundaban.

Datos analizados de caudales hidrológicos

Los datos necesarios para determinar los caudales mínimos hidrológicos se estimaron mediante relaciones matemáticas calibradas de variables altura-caudal (H-Q), medidas en estaciones de nivel ubicadas aguas abajo del dique Río Hondo (RH), aguas abajo del azud Los Quiroga (LQ), a la altura de la localidad de Paso de Oscares (PO) y en Paso de La Cina (Figura 3). En la Tabla 1 se presentan los periodos de coberturas de las series disponibles, la fuente de información asociada y el intervalo de los datos, y en la Figura 1, la ubicación de las mismas.

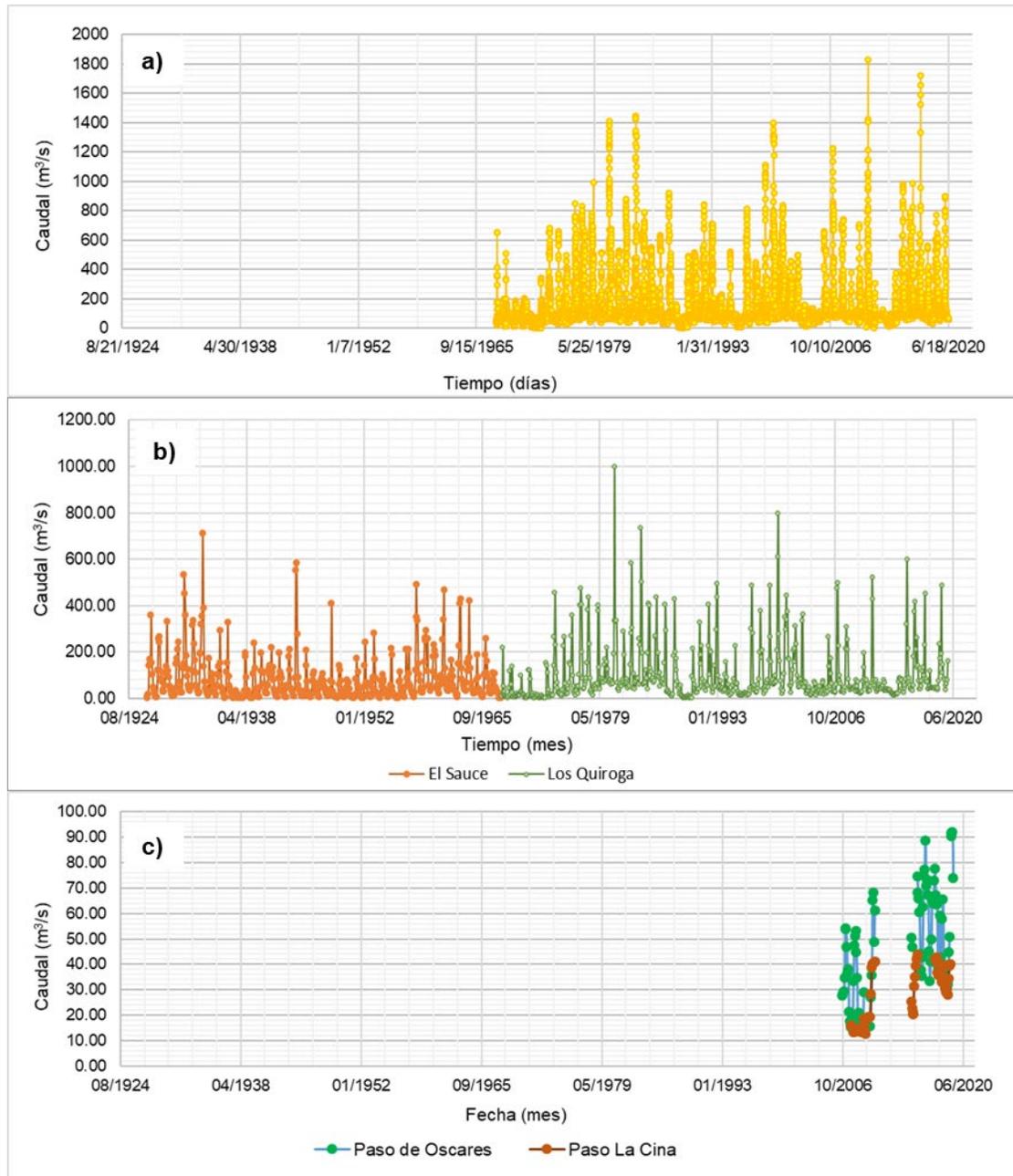


Figura 3. Serie de caudales (en m³/s) en: a) dique Río Hondo durante el periodo 1968-2020; b) El Sauce durante el periodo 1926-1967 y Azud

Los Quiroga durante el periodo 1968-2019; c) paso de Oscares (verde) y paso de La Cina (azul) durante el periodo 2006-2019.

Tabla 1. Información sobre datos de nivel de agua en el tramo de estudio del Río Dulce.

Estación	Fuente de información	Periodo	Intervalo de tiempo del dato	Latitud Longitud
Dique Río Hondo	Ejecutora de Riego del Río Dulce a través de la Universidad de Santiago del Estero (UNSE) http://www.riegoriiodulce.gov.ar/	1968-2020	Diario	27° 31' 18.29" S 64° 53' 08.69" W
El Sauce- Azud Los Quiroga	Ejecutora de Riego del Río Dulce a través de la Universidad de Santiago del Estero (UNSE) http://www.riegoriiodulce.gov.ar/	1926-1967 1968-2019	Mensual	27° 39' 03.37" S 64° 21' 43.49" W
Paso de Oscares	Laboratorio de Hidráulica – Universidad Nacional de Córdoba http://www.inv.lab_hidraulica.efn.uncor.edu/	2006-2010 y 2014-2019	Diario	29° 14' 33.58" S 63° 07' 38.90" W
Paso de La Cina	Laboratorio de Hidráulica – Universidad Nacional de Córdoba http://www.inv.lab_hidraulica.efn.uncor.edu/	2007-2010 y 2014-2019	Diario	29° 47' 42.02" S 62° 48' 21.95" W

El análisis, aquí presentado, se realiza sobre las series de caudales en la estación El Sauce, dique Río Hondo, azud Los Quiroga, y Paso de Oscares. No se analizan los datos de Paso de La Cina por la escasa longitud de la serie disponible.

Pruebas estadísticas

Las pruebas estadísticas se utilizan para verificar la confiabilidad e identificar las características de las series de datos de caudal. Estas pruebas se realizan sobre los valores máximos anuales de caudales y consisten primero en eliminar datos atípicos de acuerdo con la metodología propuesta por Chow (1959), y luego verificar estacionaridad, homogeneidad e independencia mediante el *software* libre HYFRAN (Hydrologic Frequency Analysis), que ha sido desarrollado en el Instituto Nacional de Investigación Científica – Agua, Tierra y Medioambiente de la Universidad de Quebec, Canadá.

Los datos atípicos son valores que se alejan significativamente de la tendencia de la serie y que pueden deberse a errores en la toma del

registro, en la recolección del dato o errores en las curvas H-Q calibradas. Para detectar dichos valores se usan las siguientes ecuaciones:

$$yH = \bar{y} + K_n * s_y \quad yL = \bar{y} - K_n * S_y \quad (1)$$

Siendo yH el umbral de dato atípico alto; yL , el umbral de dato atípico bajo; Kn , el coeficiente en función del tamaño de la muestra n (en Paso de Oscares igual a 2.04; en la estación RH igual a 2.80, y en El Sauce y LQ igual a 2.71); \bar{y} , la media aritmética, y S_y es el desvío estándar de la muestra.

Del análisis se observó en la estación El Sauce un valor atípico correspondiente al periodo 1936-1937 igual a 32.40 m³/s; en la estación LQ, un valor atípico correspondiente al periodo 1971-1972 igual a 19.50 m³/s, y en la estación ubicada en la localidad de Paso de Oscares un valor atípico correspondiente al periodo 2008-2009 igual a 29.18 m³/s (Figura 4).

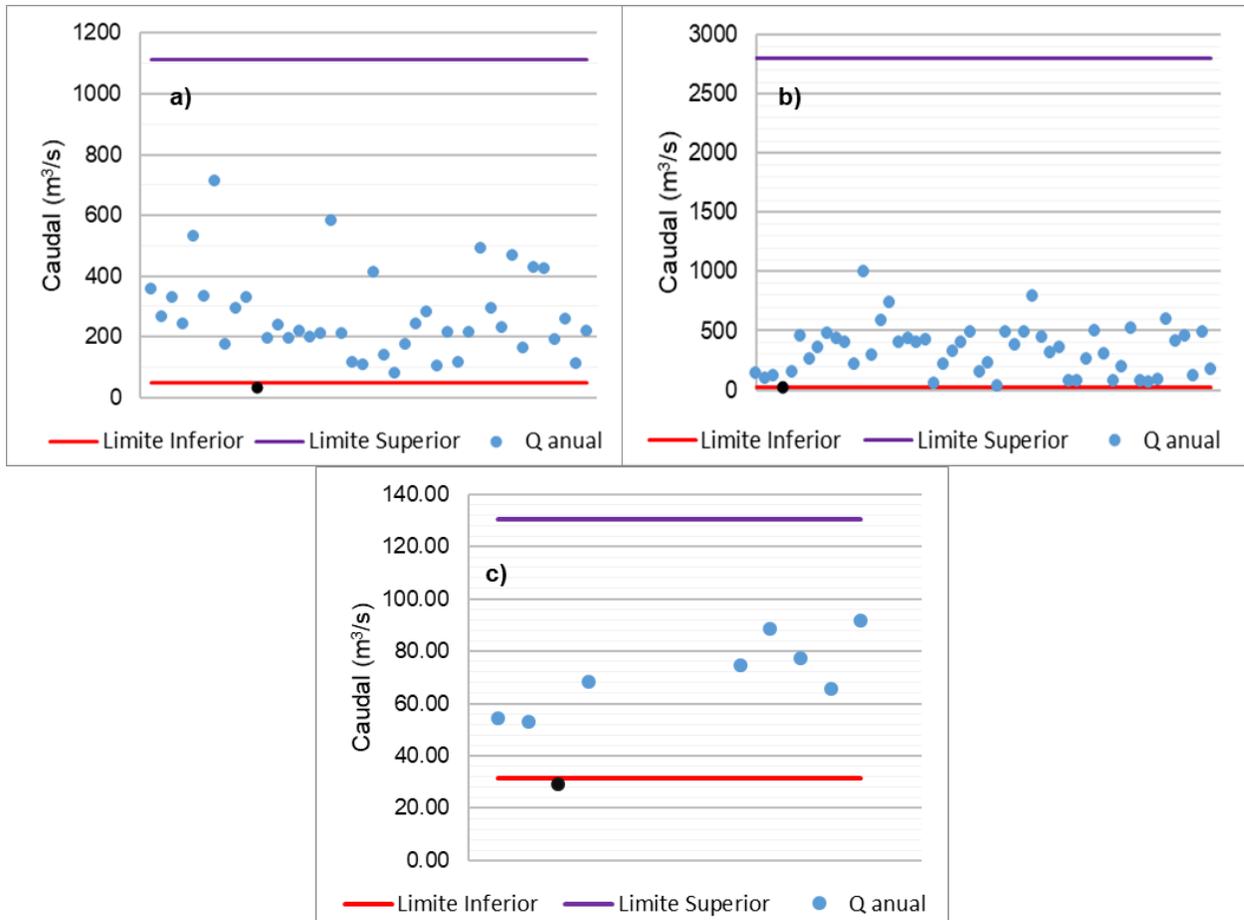


Figura 4. Análisis de datos atípicos en la serie de caudales máximos anuales: a) estación El Sauce, periodo 1926-1967; b) estación LQ, periodo 1968-2019; c) estación en PO, periodo 2006-2019.

Una vez descartados los datos atípicos se realizaron las siguientes pruebas estadísticas: *independencia*, que implica que ninguna observación de la serie influye en observaciones posteriores; *homogeneidad*, esto es, que todos los elementos de la serie provienen de

una misma población, y *estacionaridad*, que excluye las fluctuaciones aleatorias. Las pruebas utilizadas son pertinentes; la de independencia se basa en “Wald-Wolfowitz” (Wald & Wolfowitz, 1944); la de homogeneidad en “Wilcoxon” (Wilcoxon, 1992), y la de estacionaridad en “Kendall” (Khaled, Hamed, & Ramachandra, 1998). Se consideran para todas las pruebas dos hipótesis: H_0 como verdadera, donde las series son independientes, homogéneas y estacionarias; y H_1 , donde se define que H_0 es falsa. Para la prueba de homogeneidad se divide la muestra en dos grupos de tamaños iguales, comparándose los estadísticos (media, mediana, varianza, entre otros). La aceptación de la prueba se da con un nivel de significancia propuesto de 1 a 5 %.

A partir de este análisis se verificó la independencia, homogeneidad y estacionaridad en las cuatro estaciones aceptándose la hipótesis H_0 con un % de significancia del 5 % para el test de independencia, homogeneidad y estacionaridad. Una vez filtradas y analizadas las series de caudales medio (Figura 5), los parámetros estadísticos que las describen se visualizan en la Tabla 2.

Tabla 2. Estadística descriptiva para la serie de caudales máximos anuales eliminando datos atípicos: RH, El Sauce, LQ y PO.

	RH	El Sauce	LQ	Paso de Oscares
Media	136.20	82.70	98.30	49.90
Error típico	1.10	4.50	5.00	2.20
Desviación estándar	149.90	99.40	123.70	19.30
Curtosis	17.00	7.90	9.00	-0.70
Coefficiente de asimetría	3.60	2.50	2.60	0.20
Rango	1829	711.00	998.60	76.40
Mínimo	0.50	1.00	0.01	15.40
Máximo	1 829.50	712.00	998.60	91.80

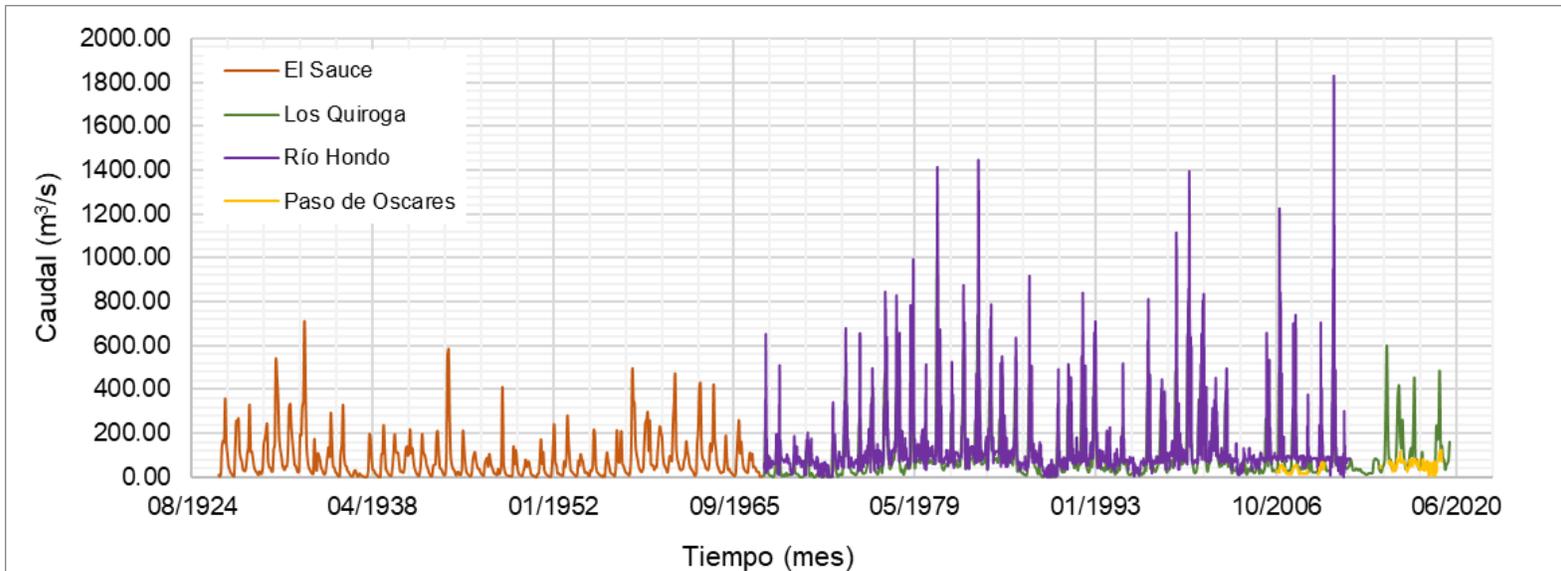


Figura 5. Serie de caudales medios analizadas y filtradas en estaciones El Sauce, RH, LQ y en PO.

Análisis de espectro de energía

El análisis de espectro de energía se llevó adelante sobre la serie de caudales mensuales de la estación El Sauce, cuyos datos corresponden al periodo previo a la construcción del dique Río Hondo, y en la estación aguas abajo del azud Los Quiroga, con el objetivo de observar las frecuencias dominantes y analizar si el manejo de estas obras hídricas influye en la serie de datos de caudales en el periodo posterior a su

construcción. Mientras que en la estación aguas abajo del dique Río Hondo (1968-2020) y Paso de Oscares (2006-2019) se analiza un periodo posterior a la ejecución del dique Río Hondo, identificándose las frecuencias dominantes.

El análisis espectral consiste en la transformación rápida de Fourier (FFT), definida como una de las técnicas más extendidas para describir las periodicidades presentes en las series de tiempo (Legendre & Legendre, 1998). Es un método matemático para la transformación de una función del tiempo en una función de la frecuencia y se desarrolla a partir del espectro de energía de las fluctuaciones que se calcula a través de la transformada de Fourier. La función autoespectral de densidad de energía de las fluctuaciones se define como:

$$G_{xx}(f) = \frac{1}{T} |X(f, T)|^2 \quad (2)$$

Siendo $T = N / \Delta t$, donde N hace referencia a la cantidad de puntos de la serie de tiempo y Δt a la distancia equidistante de separación entre puntos de la serie, y siendo:

$$G_{xx}(f_m) = \frac{\Delta t}{N} |X_m|^2 \quad (3)$$

Donde fm hace referencia a los valores de frecuencia discretos para el cálculo de $X(f,T)$. El cálculo de $G_{xx}(f)$ se realiza mediante el uso del periodograma, función que se encuentra en la librería de MatLab, obteniéndose el espectro de energía.

En la Figura 6 se observan los espectros de energía en escala doble logarítmica y semilogarítmica obtenidos para la estación El Sauce durante un periodo anterior a la construcción de las obras (1926-1967) y para la estación LQ durante un periodo posterior a la construcción de estas obras hídricas (1968-2019). En la Figura 6b se destacan tres picos que corresponden a: un primer pico de frecuencia de 6×10^{-3} igual a 167 meses o bien 14 años, que puede relacionarse con procesos de gran escala como la variabilidad natural o el cambio climático; un segundo pico de frecuencia de 8.2×10^{-2} igual a 12 meses o un año, que se considera como la frecuencia dominante, siendo el pico más importante en coincidencia con un año hidrológico (periodo de 12 meses durante el cual ocurre un ciclo anual climático completo); y un tercer pico de frecuencia de 1.8×10^{-1} igual a seis meses o medio año, que puede relacionarse con actividades antrópicas. En la Figura 6d se destacan en verde cuatro picos, donde tres picos son similares a los obtenidos anteriormente, y un cuarto pico que hace referencia a una frecuencia de 1×10^{-2} igual a 100 meses u ocho años. En los resultados obtenidos no se observan alteraciones en el régimen de caudales en un periodo posterior a la construcción de las obras, por lo tanto, la serie se considera factible para utilizarse en la definición de caudales mínimos hidrológicos.

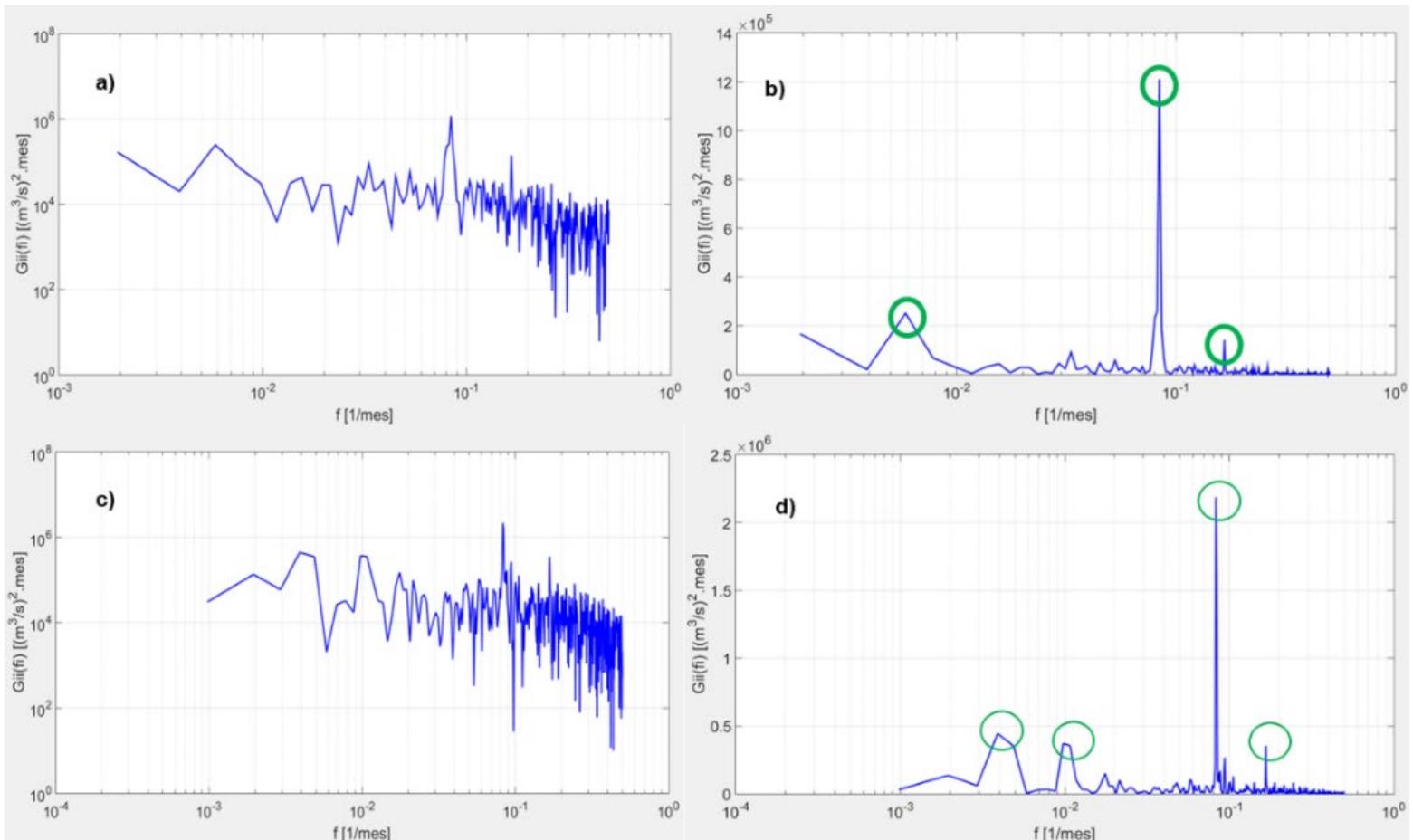


Figura 6. Espectro de energía de las fluctuaciones de caudal resultante mediante la técnica del periodograma aplicada en: a) estación El Sauce para el periodo 1926-1967 en escala doble logarítmica; b) estación El Sauce para el periodo 1926-1967 en escala semilogarítmica; c) LQ para el periodo 1968-2019 en escala doble logarítmica; d) LQ para el periodo 1968-2019 en escala semilogarítmica.

En la Figura 7 se observan los espectros de energía en escala doble logarítmica y semilogarítmica para la estación aguas abajo del dique Río Hondo y en la estación ubicada en Paso de Oscares. En la Figura 7b se visualizan cuatro picos que corresponden a un primer pico de frecuencia 1.8×10^{-4} igual a 185 meses o 15 años aproximadamente; un segundo pico de frecuencia 3.1×10^{-4} igual a 108 meses o nueve años aproximadamente; un tercer pico de frecuencia 3×10^{-3} igual a 12 meses o un año aproximadamente, que se destaca como la frecuencia dominante, siendo el pico que se encuentra en coincidencia con un año hidrológico; y un cuarto pico de frecuencia 5.2×10^{-3} igual a seis meses o medio año. En la Figura 7d se visualizan dos picos importantes que corresponden a un primer pico de frecuencia 7×10^{-4} igual a 48 meses o cuatro años aproximadamente y un segundo pico de frecuencia 3×10^{-3} igual a 12 meses o un año aproximadamente. El análisis en ambas estaciones presenta similitud en cuanto a las frecuencias dominantes obtenidas con anterioridad y por lo tanto se consideran series factibles de ser utilizadas para determinar caudales mínimos hidrológicos.

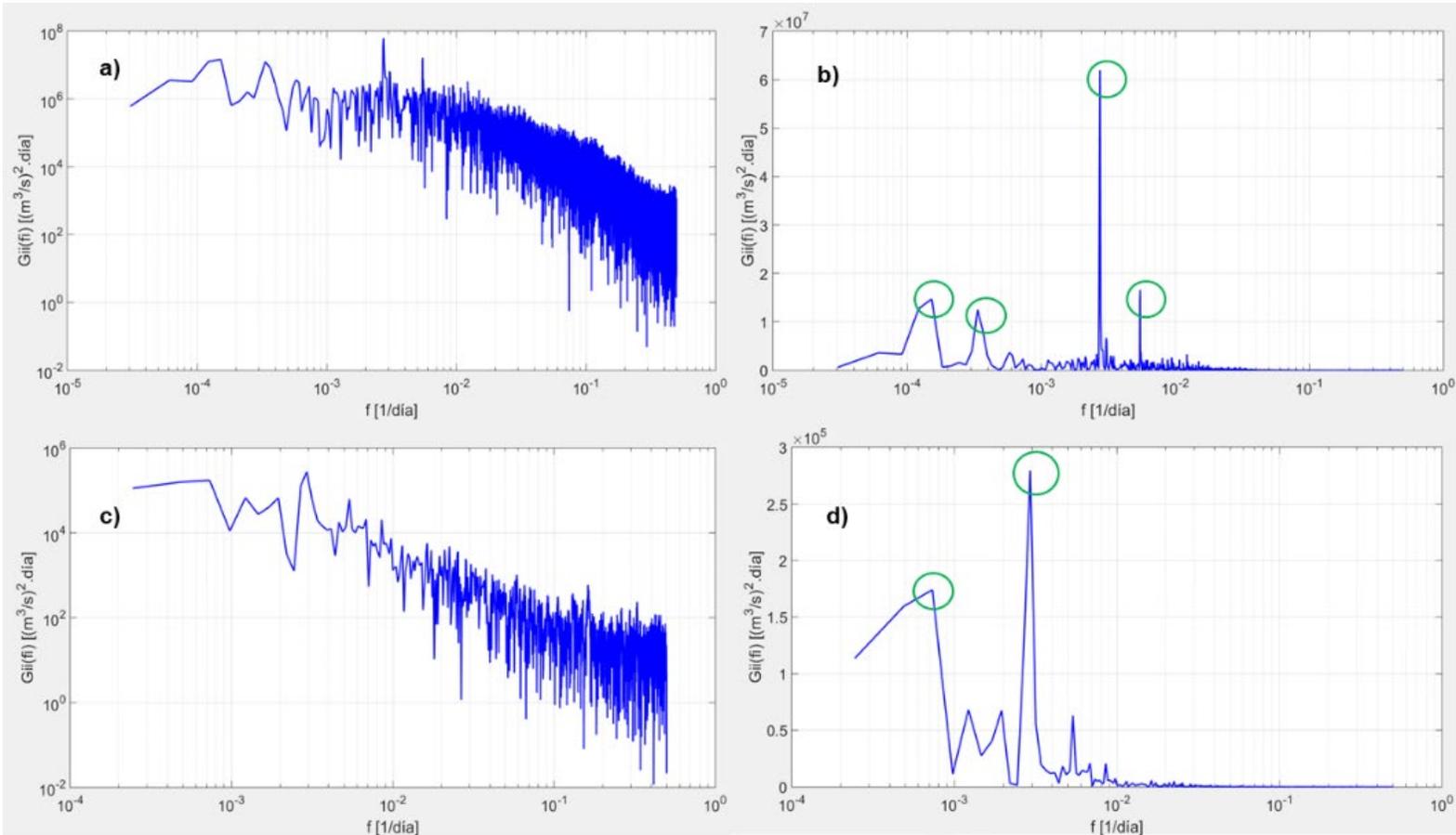


Figura 7. Espectro de energía de las fluctuaciones de caudal resultante mediante la técnica del periodograma aplicada en: a) estación RH para el periodo 1968-2020 en escala doble logarítmica; b) estación RH para el periodo 1968-2020 en escala semilogarítmica; c) estación PO para el periodo 2006-2019 en escala doble logarítmica; d) estación PO para el periodo 2006-2019 en escala semilogarítmica.

En conclusión, los caudales mínimos hidrológicos se estiman en función de las series de caudales de periodos posteriores a la construcción de las obras hídricas, donde fue posible recopilación la información necesaria: RH, LQ y en Paso de Oscares.

Métodos hidrológicos con enfoque estadístico

Los métodos hidrológicos con enfoque estadístico aplicados en este trabajo para definir caudales mínimos hidrológicos en el Río Dulce consideran que las comunidades fluviales están adaptadas a variaciones estacionales propias de un régimen hídrico, donde las variaciones naturales afectan el comportamiento, los ciclos biológicos y la producción biológica de las poblaciones. Son métodos simples basados en datos hidrológicos mensuales o diarios, y combinan un análisis estadístico con observaciones de la estructura del río. Los métodos aplicados se describen a continuación.

Curva de permanencia

La curva de permanencia o curva de duración de caudales (CDC) se define para datos diarios, mensuales y/o anuales, y permite representar la variabilidad de caudales a lo largo del intervalo temporal analizado. Se gráfica en orden decreciente de caudales medios observados y la duración expresada en porcentaje en términos de frecuencia acumulada relativa o % de tiempo en el que el caudal es igualado o superado.

A partir de esta curva es posible conocer la duración del periodo en el que el río suministra unos caudales mínimos o máximos. Además, se define la línea de tendencia que da forma a la curva de permanencia de cada estación.

Percentiles Q50 %, Q90 % y Q95 %

Los percentiles se obtienen con base en la curva de permanencia y representan la variabilidad de caudales a lo largo del año que se conoce como régimen de caudales (método propuesto del Northern Great Plains Resource Program; NGPRP, 1974), o bien un único valor anual que se denomina índice de caudal mínimo hidrológico y presenta un valor



esperado en un año medio, es decir, un valor fijo que se mantiene igualado o excedido un cierto porcentaje del tiempo (Silveira & Silveira, 2001).

El percentil Q50 % hace referencia al caudal promedio considerado como un caudal “generoso” con el río y el ecosistema fluvial, el percentil Q90 % al caudal definido como caudal base y el percentil Q95 % como el caudal mínimo hidrológico.

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia

El Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) (<http://www.ideam.gov.co>), a través de los años propuso distintas formas de calcular caudales mínimos, como por ejemplo mediante el método IDEAM 2000 e IDEAM 2004. Estos métodos estiman un caudal constante mensual o anual que consiste en un porcentaje del caudal medio mensual o anual, respectivamente. Son métodos adoptados por normativa en Colombia que establecen el cálculo de un índice de escasez para aguas superficiales frente a un escenario hidrológico promedio:

1. IDEAM 2000 hace referencia al caudal que persiste el 97.5 % del tiempo y se obtiene a partir de la curva de permanencia.
2. IDEAM 2004 hace referencia al 25 % del caudal promedio mensual más bajo en la corriente. Este % del caudal medio mensual se considera dos veces y se define como factor de reducción del 25 % por calidad del agua del 25 % y otro 25 % del caudal ambiental.

Caudal mínimo semanal con 10 años de periodo de retorno o Índice 7Q10

El índice 7Q10 propuesto por Chiang y Johnson (1976) se obtiene a partir de caudales medios mínimos diarios, pero debido a que normalmente esos datos no se encuentran disponibles se realiza la estimación a partir de datos de caudales medios diarios. Este método supone que a valores menores puede generarse un estrés ecológico y considera que los mismos son muy bajos para las necesidades de los organismos acuáticos representando caudales mínimos extremos.

El método computa la mínima de las medias móviles de caudales medios diarios de siete días consecutivos a lo largo de un año hidrológico, repitiendo el proceso para cada año hidrológico que se tenga de dato; de esta manera se obtienen series de valores mínimos de caudales medios

de siete días consecutivos de cada año. Estos valores se ordenan de forma creciente y se estiman las probabilidades acumuladas de ocurrencia, construyendo la serie anual de excedencias con los registros mínimos semanales de cada año. Luego se realiza el análisis de frecuencias de eventos mínimos extremos para la serie anual y para la distribución de probabilidad de mejor ajuste; las distribuciones de probabilidad que se aplican son Weibull (empírica), Normal, Gumbel y Pearson III. Finalmente se selecciona el caudal correspondiente al periodo de retorno de 10 años, que resulta ser el 7Q10, y se define como índice individual de caudal mínimo hidrológico.

El método se aplica solo a series diarias, por lo tanto en Paso de Ocares se analizan cuatro periodos: julio 2007-junio 2008, julio 2015-junio 2016, julio 2016-junio2017 y julio 2017-junio2018; y en la estación Río Hondo se analizan 40 periodos: de junio a julio.

Caudal mínimo mensual, QMM

El QMM es un método que define a los caudales mínimos hidrológicos variables a nivel mensual como el 30 % del valor medio mensual y se denomina como régimen de caudales mínimos hidrológicos.

Resultados para el Río Dulce

Curva de permanencia

El resultado de la curva de permanencia para toda la serie se observa en la Figura 8. Aquí se muestra la variabilidad de caudales a lo largo del año, donde se visualiza en la Figura 8a una mayor permanencia de caudales por debajo de los 90 m³/s y en la Figura 8b por debajo de los 70 m³/s, lo que indica que el río suministra caudales por debajo de esos valores la mayor parte del año, mientras que en la Figura 8c se observa una gran variabilidad de caudales en el año sin permanencia de un determinado valor de caudal.

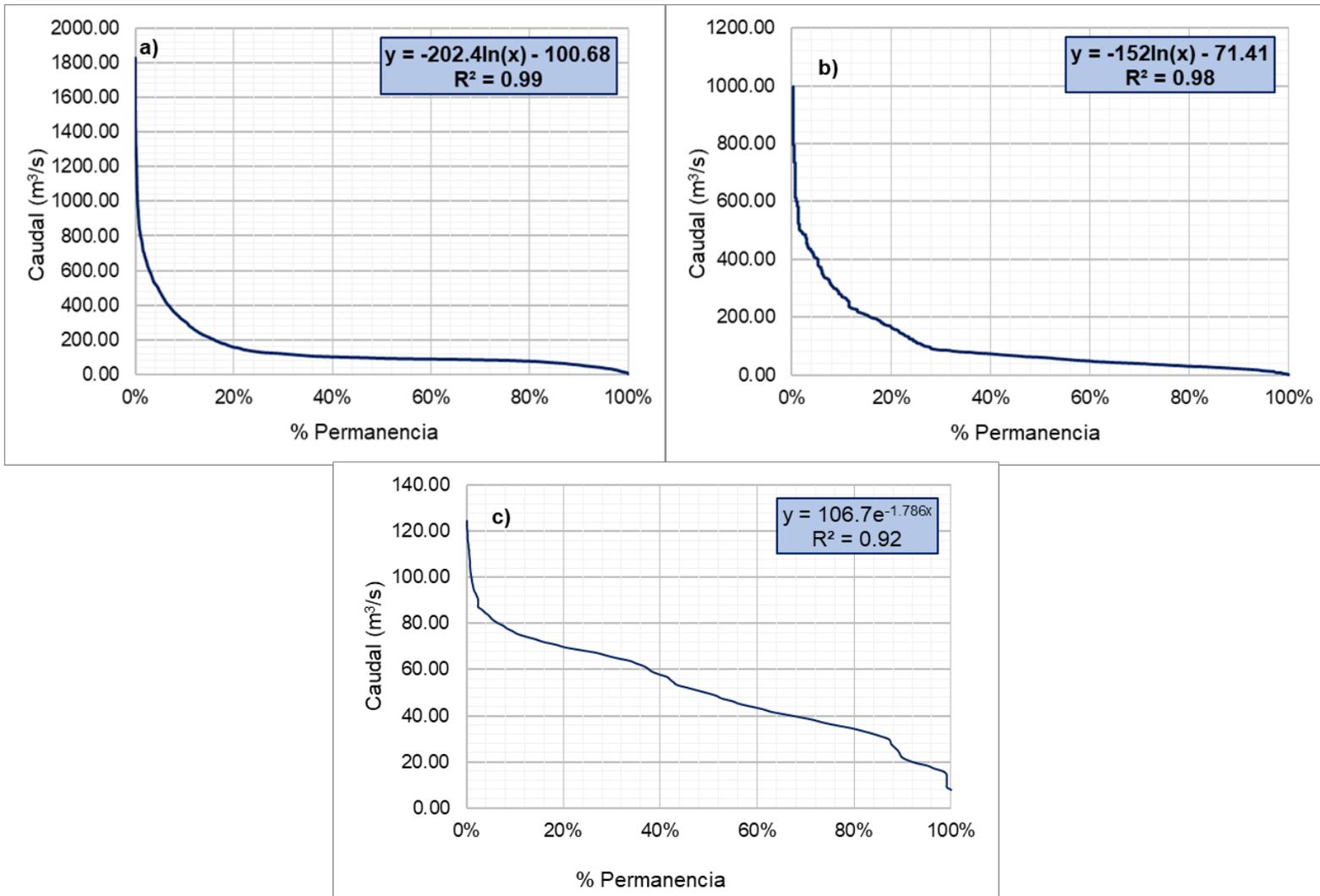


Figura 8. Curva de permanencia anual para caudales medios: a) serie mensual en estación RH; b) serie mensual en estación LQ; c) serie diaria en estación PO.

Los resultados de las curvas de permanencia mensuales se observan en la Figura 9. En la Figura 9a y 8c se destaca una gran variabilidad de caudales sin permanencias marcadas para cada mes; mientras que en la Figura 9b se observa una permanencia de caudales por debajo de un caudal determinado dependiendo del mes que se analice.

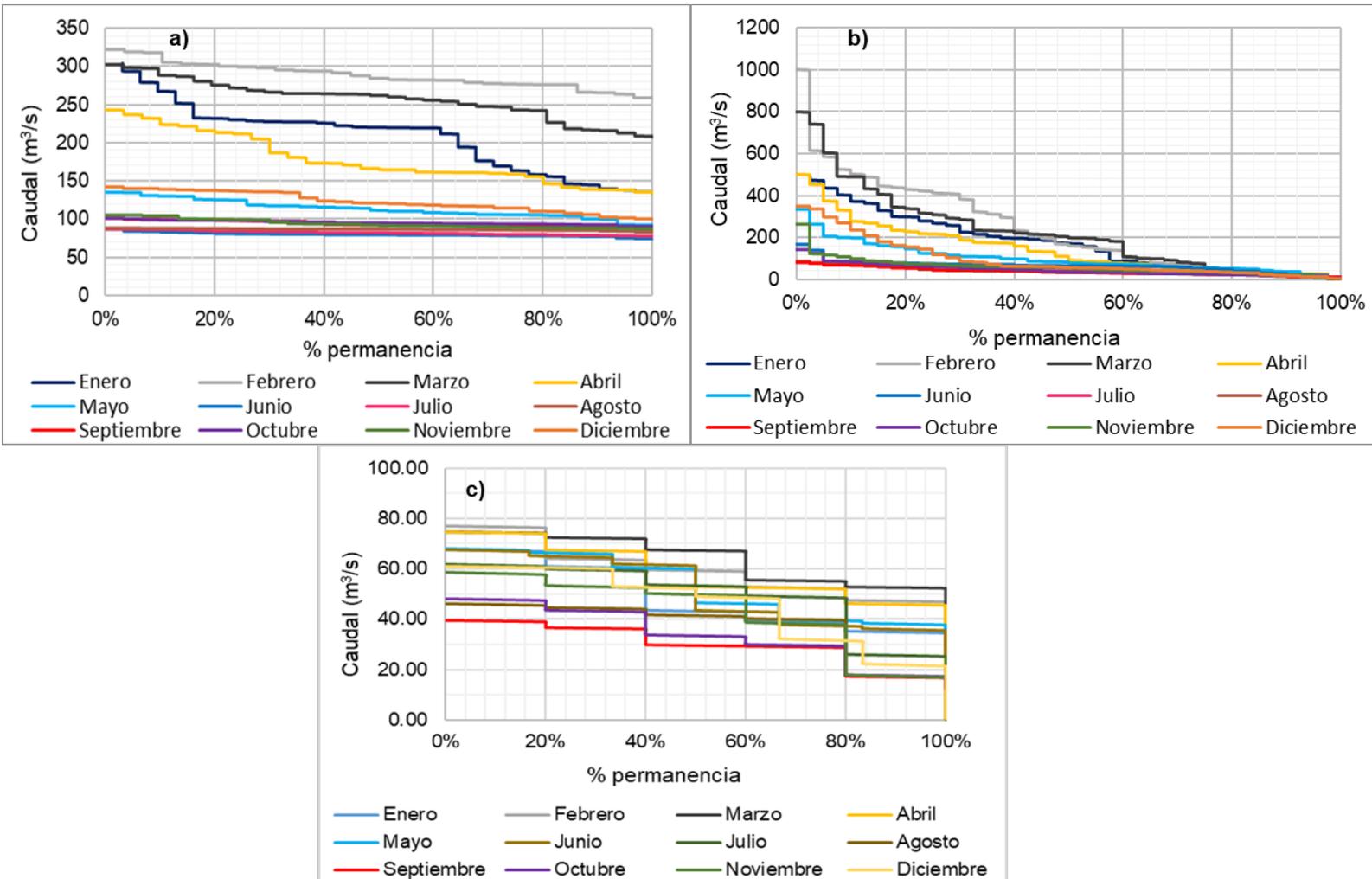


Figura 9. Curvas de permanencia mensuales para caudales medios: a) serie mensual en estación RH; b) serie mensual en estación LQ; c) serie diaria en estación PO.

Índice 7Q10: caudal mínimo semanal con 10 años de periodo de retorno

Los resultados que se obtienen de aplicar el método 7Q10 para las distribuciones de probabilidades Weibull, Gumbel, Normal y Pearson III para cada periodo de tiempo se observan en la Tabla 3 y Tabla 4, donde en color verde se resalta, para cada periodo de estudio, el caudal mínimo más próximo al caudal empírico estimando mediante Weibull.

Tabla 3. Resultados de aplicar el método 7Q10 para determinar el caudal mínimo hidrológico en estación RH.

Periodo	Distribución de probabilidad				Periodo	Distribución de probabilidad			
	Weibull	Gumbel	Normal	Pearson III		Weibull	Gumbel	Normal	Pearson III
1980-1981	71.8	67.5	98.4	202.6	2000-2001	72.3	15.8	2.8	167.7
1981-1982	62.5	19.6	13.3	93.9	2001-2002	76.2	56.2	51.1	114.1
1982-1983	53.5	12.1	25.9	151.1	2002-2003	40.8	1.6	10.4	101.6

Periodo	Distribución de probabilidad				Periodo	Distribución de probabilidad			
	Weibull	Gumbel	Normal	Pearson III		Weibull	Gumbel	Normal	Pearson III
1983-1984	68.8	17.7	34.2	180.4	2003-2004	15.0	18.7	15.5	51.6
1984-1985	64.9	18.3	7.3	148.4	2004-2005	50.3	55.5	53.7	72.0
1985-1986	54.6	18.3	7.0	149.9	2005-2006	72.5	19.9	13.5	95.4
1986-1987	35.5	15.2	26.9	123.4	2006-2007	80.0	22.0	34.9	133.3
1987-1988	39.0	18.9	29.6	107.8	2007-2008	83.2	27.2	20.1	112.0
1988-1989	6.1	11.3	8.3	42.4	2008-2009	72.1	71.3	70.2	81.8
1989-1990	4.0	25.9	31.7	41.0	2009-2010	43.4	40.1	36.5	81.7
1990-1991	45.4	1.9	7.1	107.3	2010-2011	55.9	28.5	41.6	128.3
1991-1992	58.5	0.7	8.7	113.3	2011-2012	19.3	21.3	18.6	48.4

Periodo	Distribución de probabilidad				Periodo	Distribución de probabilidad			
	Weibull	Gumbel	Normal	Pearson III		Weibull	Gumbel	Normal	Pearson III
1992-1993	64.8	10.1	23.3	146.3	2012-2013	27.4	46.5	44.4	67.3
1993-1994	45.8	35.8	32.3	73.9	2013-2014	20.5	15.9	13.2	43.2
1994-1995	54.0	27.2	23.0	75.3	2014-2015	82.4	52.4	67.5	131.8
1995-1996	16.2	18.8	16.5	41.5	2015-2016	70.1	5.7	5.2	135.6
1996-1997	56.2	25.8	36.9	105.4	2016-2017	84.3	40.5	35.4	77.8
1997-1998	61.7	8.6	0.07	108.8	2017-2018	38.4	45.6	41.9	84.1
1998-1999	51.2	45.4	60.3	135.7	2018-2019	54.8	21.7	13.6	117.2
1999-2000	75.2	54.3	75.2	197.2	2019-2020	60.4	3.9	5.4	116.2

Caudal mínimo hidrológico = 40.7 m³/s



Tabla 4. Resultados de aplicar el método 7Q10 para determinar el caudal mínimo hidrológico en la estación Paso de Oscares.

Periodo	Distribución de probabilidad			
	Weibull	Gumbel	Normal	Pearson III
2007-2008	14.7	12.7	11.3	25.1
2015-2016	32.3	37.1	35.4	53.3
2016-2017	36.2	40.2	39.0	52.2
2017-2018	28.9	23.3	22.0	36.0
Caudal mínimo hidrológico = 27.6 m³/s				

El índice individual de caudal mínimo hidrológico que se obtiene con el método 7Q10 para la estación RH es igual a 40.7 m³/s, se calcula como el promedio de los 40 valores de caudal mínimo determinado para los 40 años de estudio, luego de realizar el análisis de frecuencia de eventos mínimos para la distribución de probabilidad que mejor ajusta. De igual manera, para la estación Paso de Oscares, un valor de caudal mínimo hidrológico igual a 27.6 m³/s se determina como el promedio de los cuatro años de estudio.

El valor obtenido en la estación Río Hondo representa un 30 % del caudal medio de la serie. Mientras que el valor que resulta para la estación Paso de Oscares representa un 55 % del caudal medio de la serie.

Percentiles Q50 %, Q90 % y Q95 %

El resultado del índice individual de caudal mínimo hidrológico que se obtuvo mediante la curva de permanencia para el percentil 95 % en la estación RH, en LQ, y en la estación PO es igual a 35.9, 14.4 y 18.3 m³/s, respectivamente. Estos valores representan un 26, 15 y 37 % del valor del caudal medio de cada serie (Figura 10). El método considera a dicho valor de percentil 95 % como un caudal mínimo probable capaz de mantener algunas de las funciones básicas del ecosistema fluvial. Además, en la Tabla 5 se visualizan los resultados para los percentiles 50 %, que hacen referencia a un caudal generoso con el río, percentil 90 %, que se define como el caudal base, y el percentil 95 %, que hace referencia al caudal mínimo hidrológico.

Tabla 5. Resultados de aplicar el método de percentiles con base en la curva de permanencia para percentil 50, 90 y 95 % en las estaciones: a) RH, b) LQ, c) PO.

Estación	Caudal - Percentil 50 % (m³/s)	Caudal - Percentil 90 % (m³/s)	Caudal - Percentil 95 % (m³/s)
Río Hondo (RH)	92.0	53.4	35.9
Los Quiroga (LQ)	59.3	21.4	14.4
Paso de Oscars (PO)	49.5	21.7	18.3

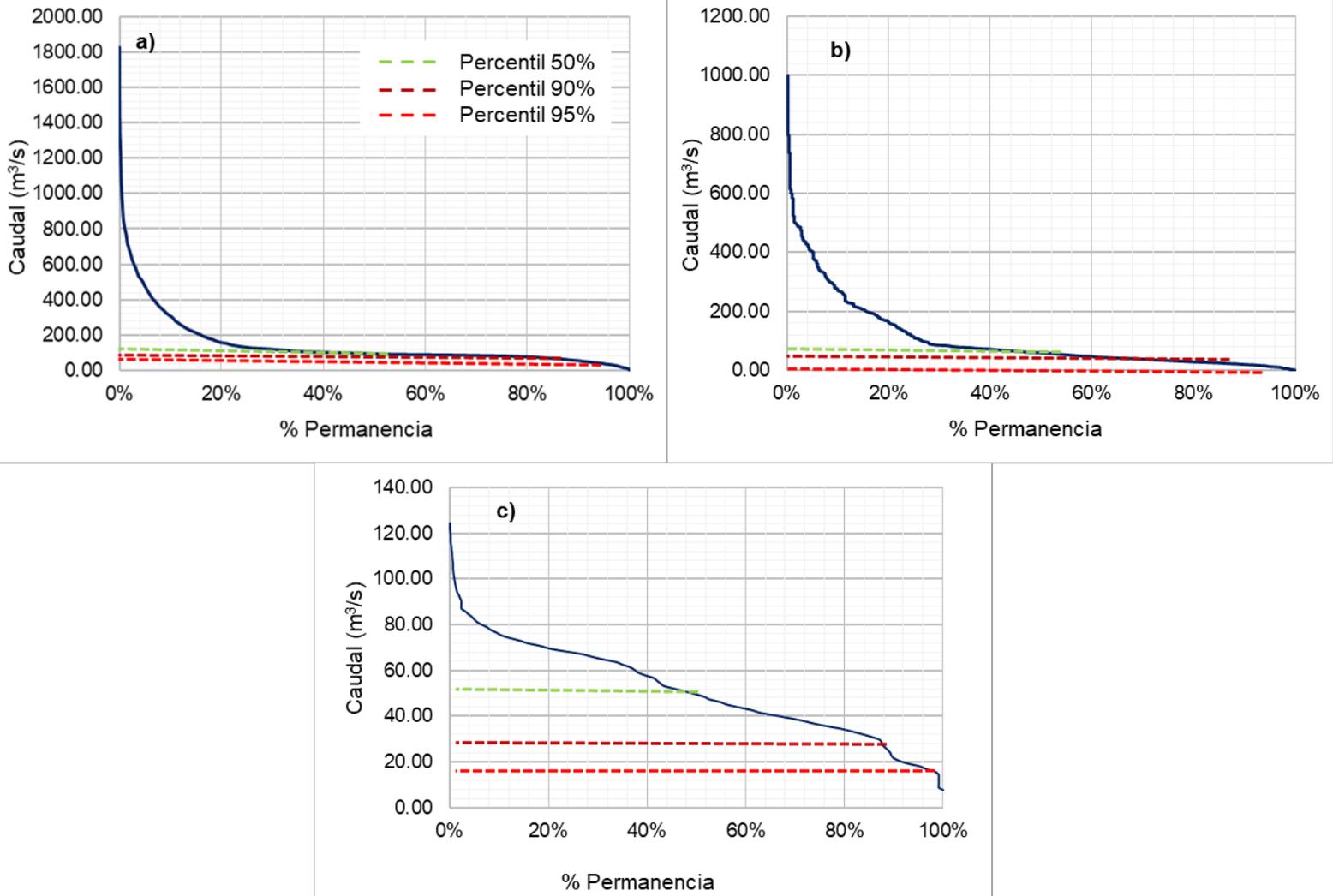


Figura 10. Resultados de aplicar el método de percentiles con base en la curva de permanencia para percentil 50, 90 y 95 % en las estaciones: a) RH, b) LQ, c) PO.

Los resultados de caudal mínimo hidrológico con variación mensual, que se definen como el régimen de caudal mínimo hidrológico, se obtuvieron con base en la curva de permanencia para un percentil 95 % y se observan en la Figura 11. Aquí se muestra cómo se diferencia la época lluviosa que ocurre durante los meses de diciembre a abril y la época de estiaje entre los meses de mayo a noviembre. Además, en la Figura 12 se presentan los resultados obtenidos para los percentiles 50 %, que hacen referencia a un caudal generoso para el río, y el percentil 90 %, que se define como el caudal base.

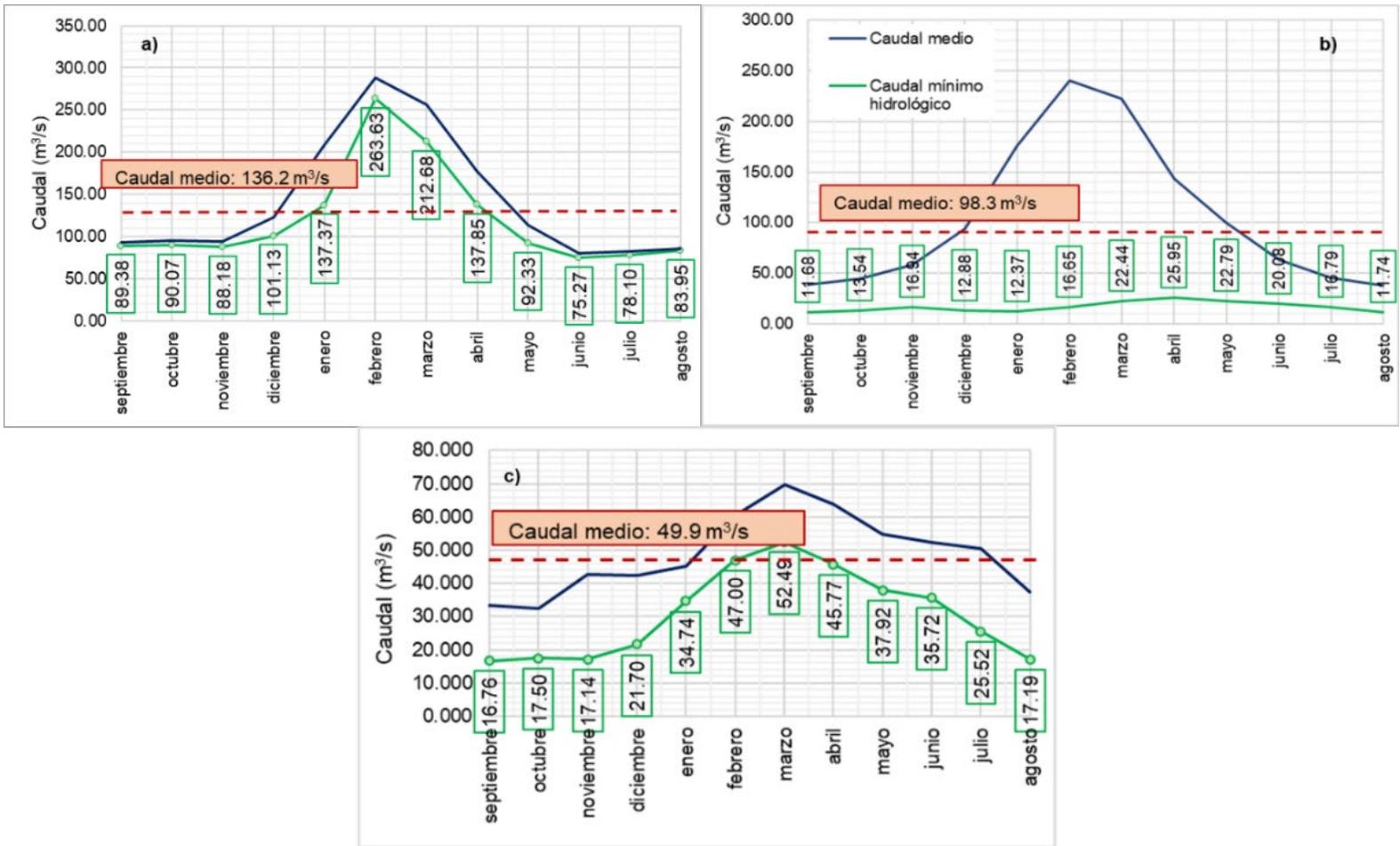


Figura 11. Resultados para el percentil 95 % que representa el régimen de caudales en a) RH, b) LQ, c) PO.

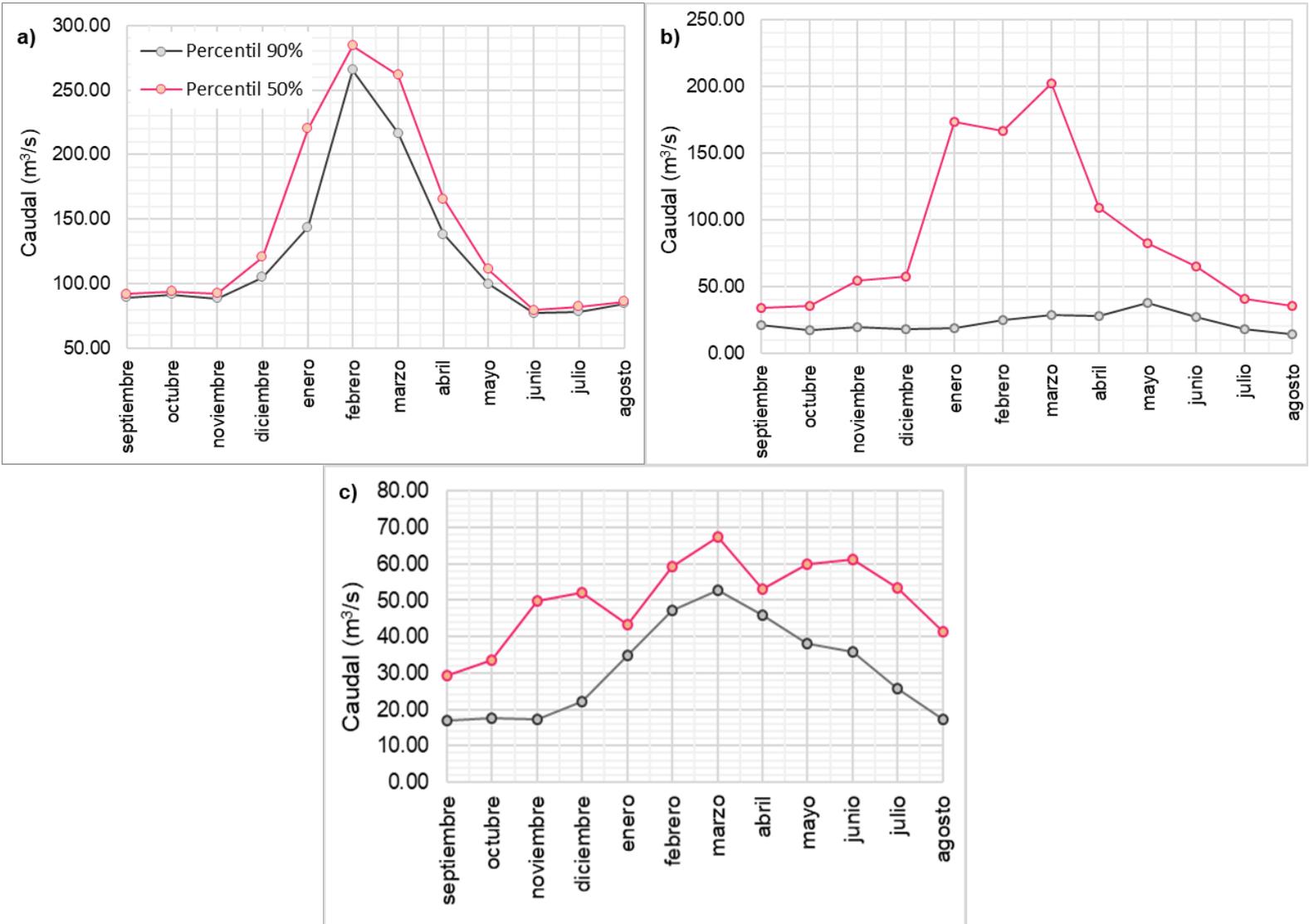


Figura 12. Resultados para el percentil 50 y 90 % en a) RH, b) LQ, c) PO.

Para la estación RH (Figura 11 a) se muestran mayores valores de caudal mínimo hidrológico mensual para los meses de diciembre a abril, que representan entre 80 y un 90 % del caudal medio mensual; mientras que para los meses de abril a noviembre se observan valores de caudal más bajos, pero que representan también entre un 80 y un 90 % del caudal medio mensual. Aquí se visualiza una marcada diferencia entre la época lluviosa y de estiaje.

Para la estación LQ (Figura 11 b) se muestran valores de caudal mínimo hidrológico mensual que representan entre un 10 y un 30 % del caudal medio mensual, sin una diferencia marcada entre la época de estiaje y la lluviosa.

Para la estación PO (Figura 11 c) se muestran mayores valores de caudal para los meses de diciembre a abril, que representan entre un 70 y un 80 % del caudal medio mensual; mientras que para los meses de mayo a noviembre se observan valores de caudal más bajos que representan entre un 40 y un 60 % del caudal medio mensual.

El análisis de los resultados con base en el caudal medio de la serie indica que, durante todo el año, el caudal mínimo mensual en la estación Los Quiroga y en la estación Paso de Oscares se encuentra por debajo del valor de caudal medio de la serie, con excepción del mes de marzo (Figura 11 c); mientras que en la estación Río Hondo, el caudal mínimo mensual se encuentra por encima del valor del caudal medio de la serie entre los meses de enero a abril, y por debajo entre los meses de mayo a diciembre.

Método IDEAM 2000

El resultado del índice individual de caudal mínimo hidrológico que se obtiene con el método IDEAM 2000 se observa en la Figura 13. Dicho valor se determina mediante la curva de permanencia para un percentil 97.5 %, siendo los valores de caudal igual a 24.2, 8.3 y 16.4 m³/s para las estaciones Río Hondo, Los Quiroga y Paso de Oscares. Este índice representa un 18, un 8 y un 33 % del caudal medio de la serie, respectivamente.

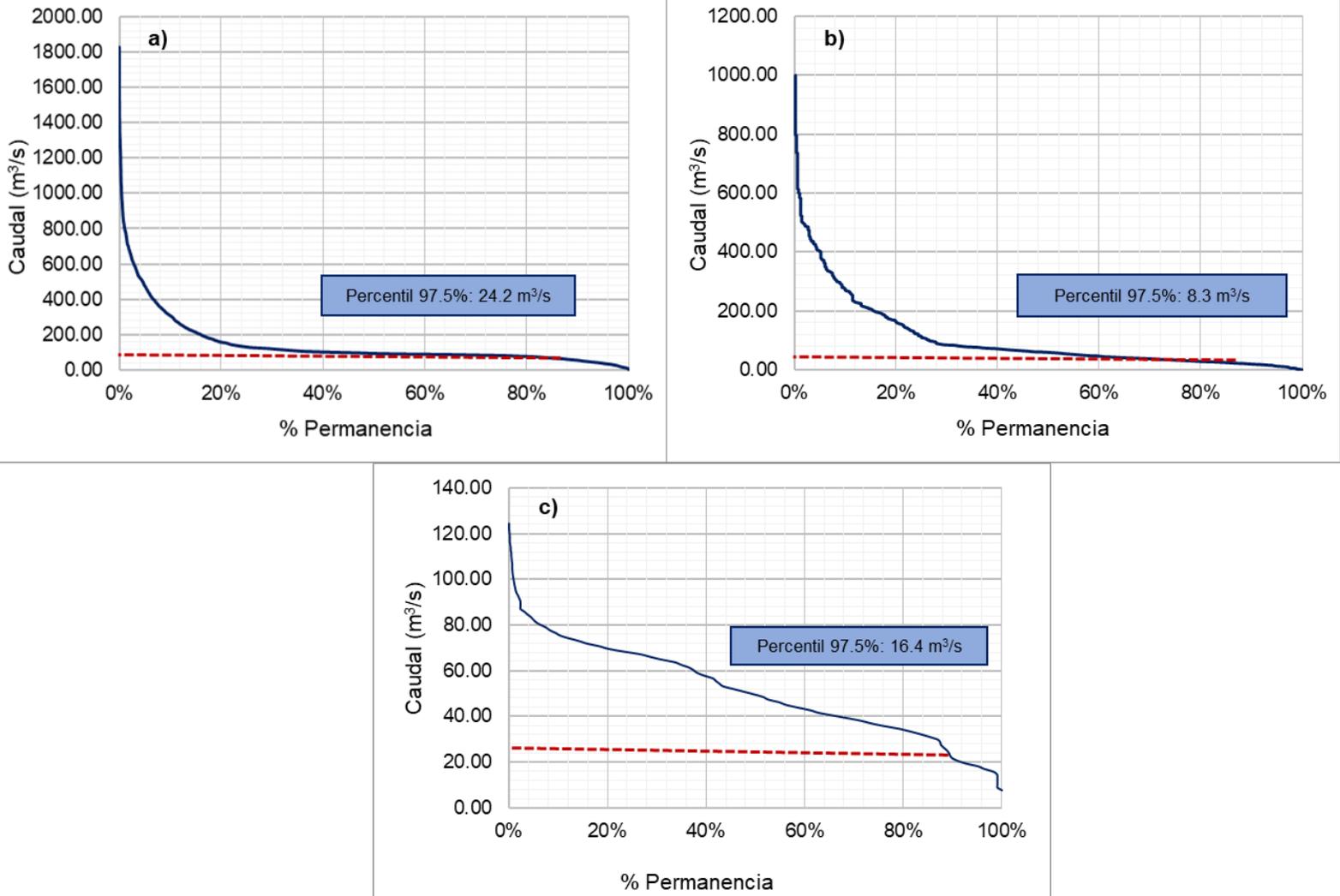


Figura 13. Resultados obtenidos mediante el método IDEAM 2000 en:
a) RH, b) LQ, c) PO.

Método IDEAM 2004

El resultado del análisis de caudales medio mensuales estimados para las tres estaciones mediante el método IDEAM 2004 se observa en la Figura 14. Aquí se destaca que el mes que presenta el valor de caudal más bajo es para la estación Río Hondo el mes de junio, con un valor igual a 79.9 m³/s; para la estación Los Quiroga el mes de agosto, con un valor igual a 38 m³/s, y para la estación Paso de Oscares el mes de octubre, con un valor igual a 32.5 m³/s. Sobre estos valores de caudal se aplican los porcentajes de reducción por calidad (25 % caudal más bajo) y ambiental (25 % caudal más bajo), siendo tales valores los definidos como índices de caudales mínimos hidrológicos (Tabla 6).

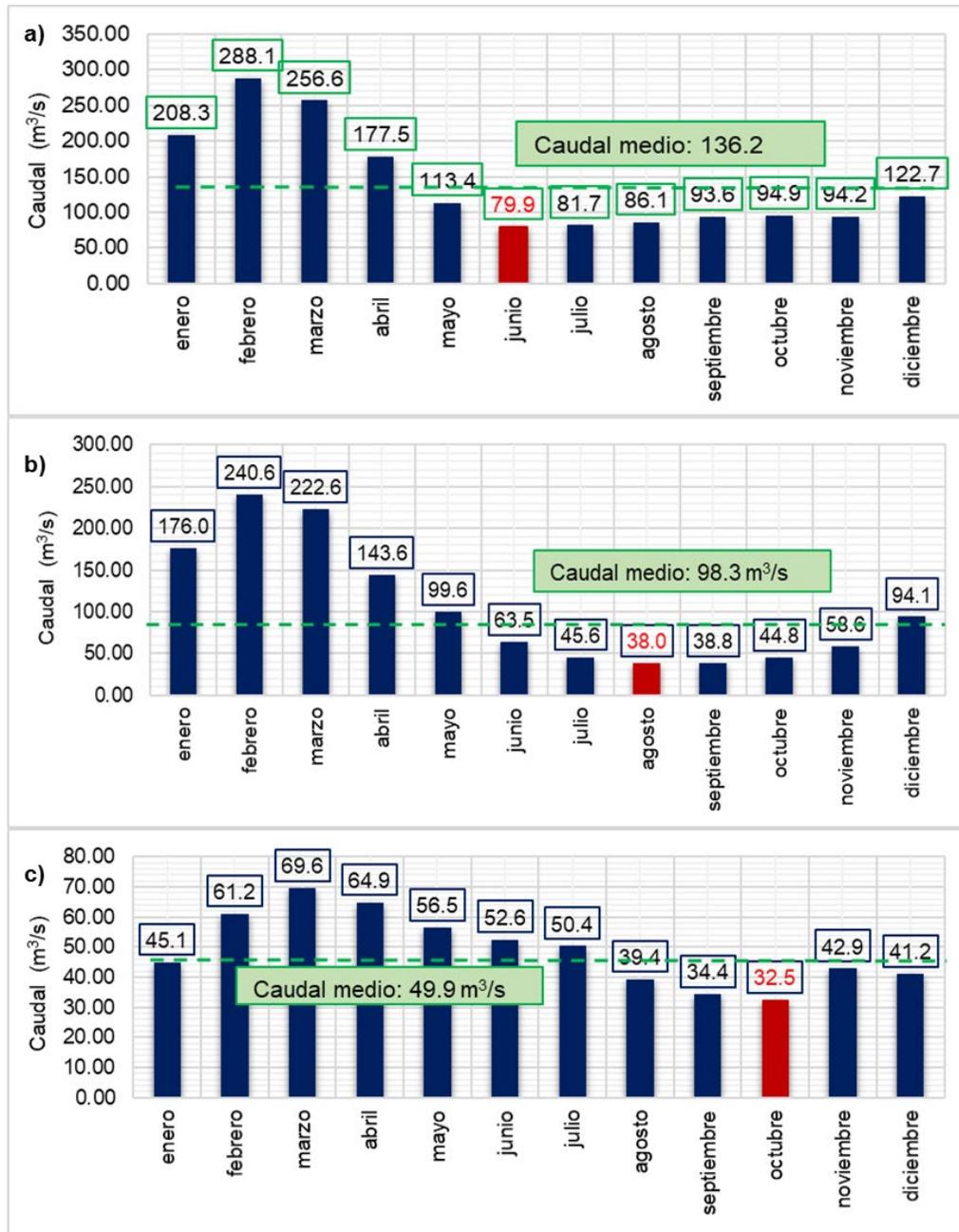


Figura 14. Análisis de caudales medio mensuales en: a) RH, b) LQ, c) Estación PO.

Tabla 6. Resultado del caudal mínimo hidrológico obtenido mediante el método IDEAM 2004 para RH, LQ y PO.

Estaciones	Río Hondo (RH)	Los Quiroga (LQ)	Paso de Oscares (PO)
Caudal medio mensual más bajo (m ³ /s)	79.9	38.0	32.5
Caudal de calidad (m ³ /s)	19.9	9.5	8.1
Caudal ambiental (m ³ /s)	19.9	9.5	8.1
Índice de caudal mínimo hidrológico (m³/s)	39.9	19.0	16.3

Los índices de caudal mínimo hidrológico resultan para la estación Río Hondo, Los Quiroga y Paso de Oscares igual a 39.9, 19 y 16.3 m³/s, respectivamente, que representan un 30, 19 y 33 % del caudal medio de cada serie analizada. Estos valores de caudal se definen como índices de escasez frente a un escenario hidrológico promedio y hacen referencia a la cantidad de agua que debe quedar en el río para mantener la dinámica de aguas bajas (caudales mínimos o de estiaje).

Método QMM: caudal variable a nivel mensual

Los resultados obtenidos mediante el método QMM sobre el régimen de caudales mínimos hidrológicos se visualiza en la Figura 15, donde se representa a los valores de caudal como un 30 % del caudal medio mensual.

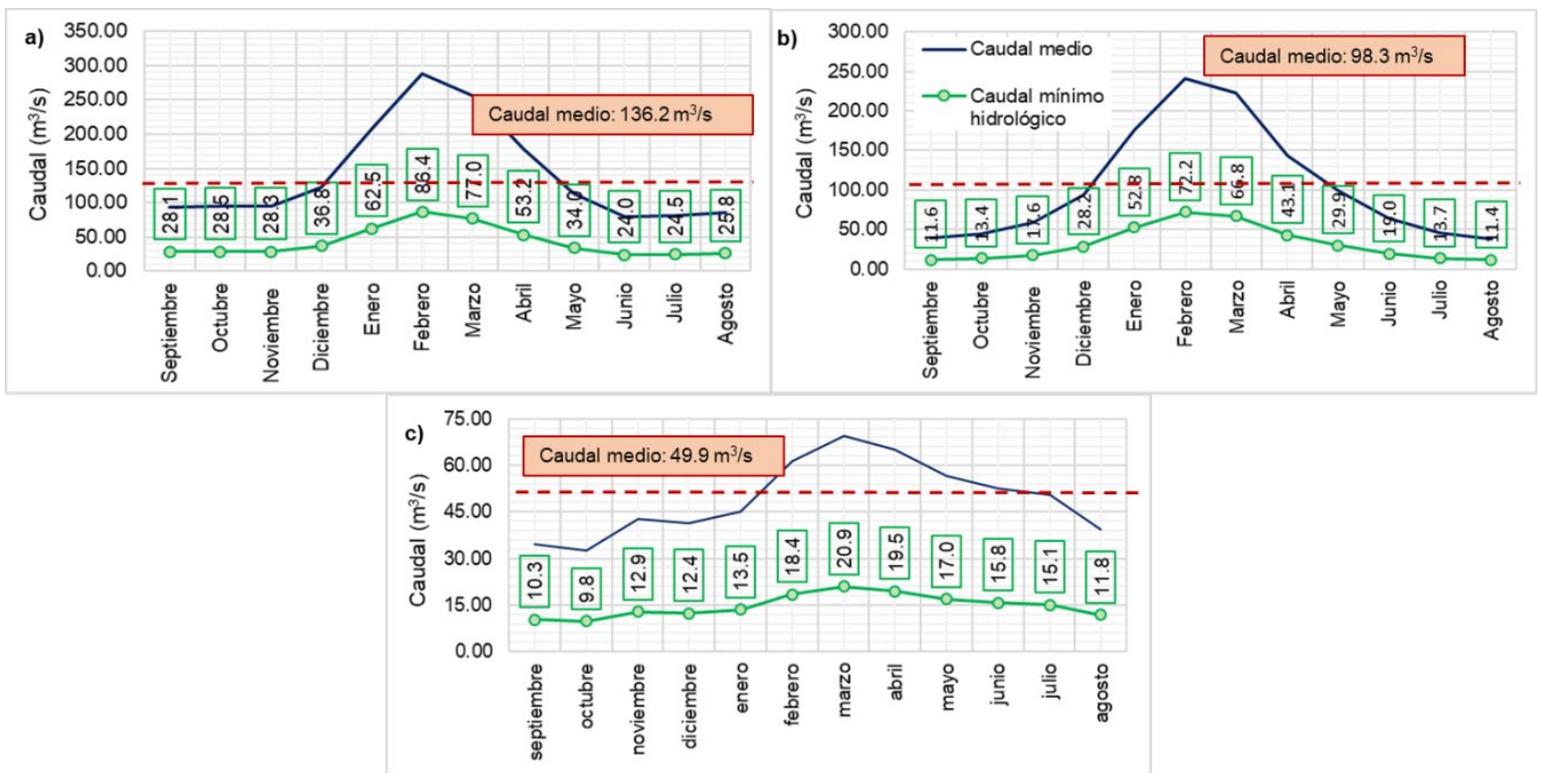


Figura 15. Resultados obtenidos mediante el método de caudal variable a nivel mensual en: a) RH, b) LQ, c) PO.

En las tres estaciones donde se analizan los caudales mínimos hidrológicos mensuales se observan valores por debajo del valor de caudal medio de cada serie. Para la estación Río Hondo (Figura 15 a), los valores representan como máximo un 60 % del valor de caudal medio de la serie; para la estación Los Quiroga (Figura 15 b) representan como máximo un 75 % del valor de caudal medio de la serie, y para la estación Paso de Oscares (Figura 15 c) representan como máximo un 50 % del valor de caudal medio de la serie. Los máximos valores de caudal mínimo hidrológico en las tres estaciones se dan para febrero, el mes más lluvioso del año.

Consideraciones finales sobre resultados alcanzados

Los resultados obtenidos para el índice de caudal mínimo hidrológico se observan en la Tabla 7 y Figura 16, mientras que los resultados obtenidos para el régimen de caudales se visualizan en la Tabla 8 y Figura 17.

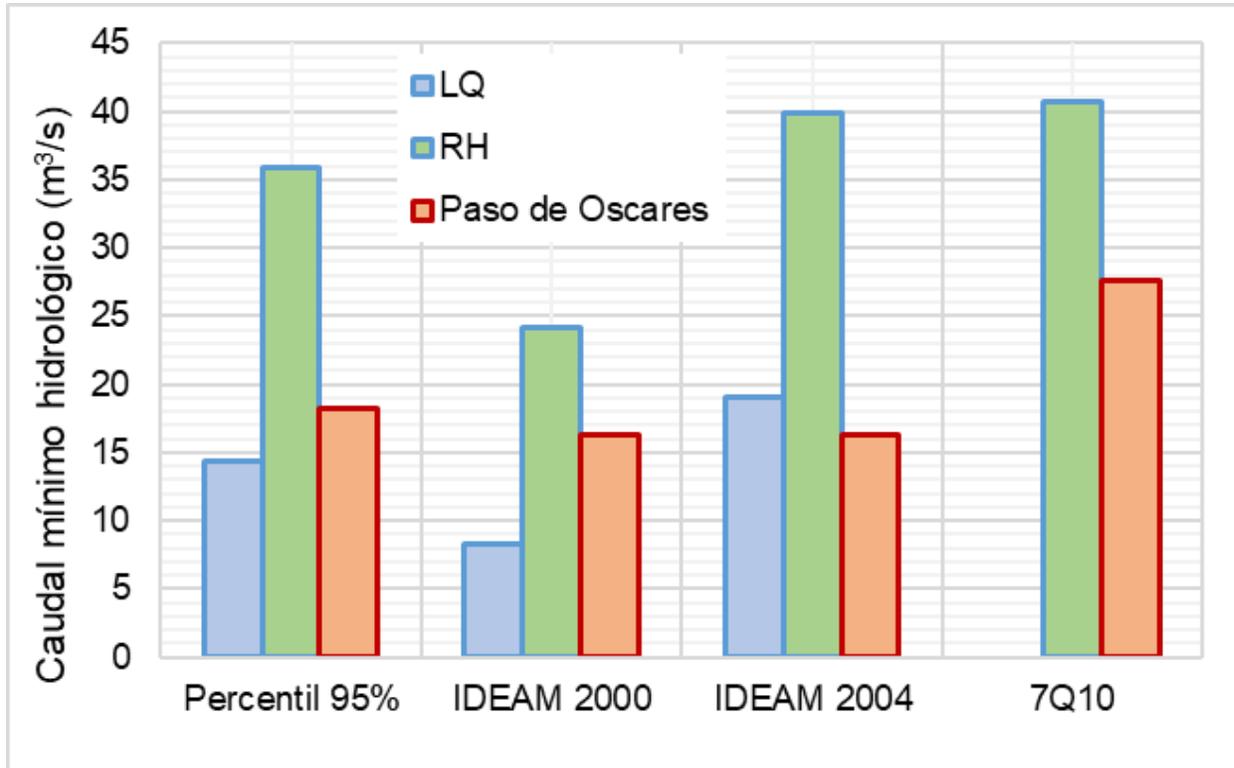


Figura 16. Comparación de los resultados obtenidos sobre el índice de caudal mínimo hidrológico en las estaciones analizadas.

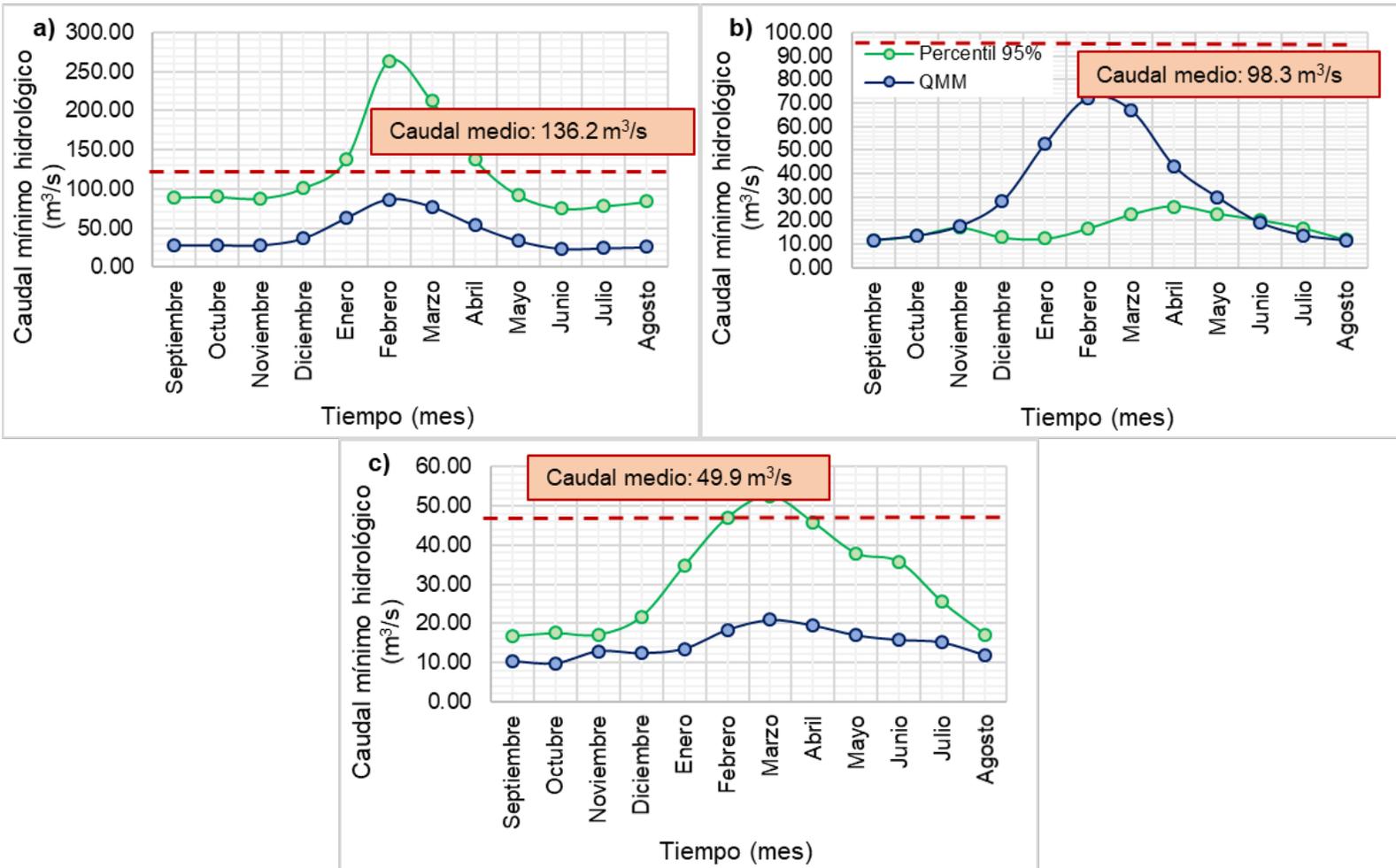


Figura 17. Comparación de los resultados obtenidos sobre el régimen de caudales mínimos hidrológicos en: a) RH, b) LQ, c) PO.

Tabla 7. Comparación de los resultados obtenidos sobre el índice de caudal mínimo hidrológico en las estaciones analizadas: Río Hondo (RH), Los Quiroga (LQ) y Paso de Oscares (PO).

Caudal mínimo hidrológico (m³/s)	RH	LQ	PO
7Q10	40.7	-	27.6
Q Percentil 95 %	35.9	14.4	18.3
IDEAM-2000	24.2	8.3	16.3
IDEAM-2004	39.9	19.0	16.3

Tabla 8. Comparación de los caudales (en m³/s) obtenidos sobre el régimen de caudales mínimos en las estaciones analizadas RH, LQ y PO.

Metodología	Río Hondo (RH)		Los Quiroga (LQ)		Paso de Oscares (PO)	
	Percentil 95 %	QMM	Percentil 95 %	QMM	Percentil 95 %	QMM
Septiembre	89.4	28.1	11.7	11.6	16.8	10.3
Octubre	90.1	28.5	13.5	13.5	17.5	9.8
Noviembre	88.2	28.3	16.9	17.6	17.1	12.9
Diciembre	101.1	36.8	12.9	28.2	21.7	12.4
Enero	137.4	62.5	12.4	52.8	34.7	13.5
Febrero	263.6	86.4	16.7	72.2	47.0	18.4
Marzo	212.7	77.0	22.4	66.8	52.5	20.9
Abril	137.9	53.2	26.0	43.1	45.8	19.5
Mayo	92.3	34.0	22.8	29.9	37.9	17.0
Junio	75.3	24.0	20.1	19.0	35.7	15.8
Julio	78.1	24.5	16.8	13.7	25.5	15.1
Agosto	84.0	25.8	11.7	11.4	17.2	11.8

Los índices de caudal mínimo hidrológico representan entre un 10 y un 20 % del valor de caudal medio de la serie para la estación RH; entre

un 40 y un 25 % para la estación LQ, y entre un 20 y un 15 % para la estación PO, siendo los caudales medios igual a 136.2, 98.3 y 49.9 m³/s, respectivamente. En la estación LQ no se aplica el método 7Q10 por no contarse con datos diarios de caudal.

En cuanto al régimen de caudales mínimos hidrológicos, se observa que los resultados obtenidos en la estación LQ muestran caudales mínimos por debajo del valor de caudal medio de la serie durante todo el año, mientras que en la estación RH y Paso de Oscares se visualizan para los meses de enero a abril caudales por encima del valor de caudal medio de serie, y por debajo para los meses de mayo a diciembre.

Se considera como índice de caudal mínimo hidrológico el mayor de los valores que se obtienen, siendo para la estación RH igual a 40.7 m³/s (método 7Q10); para la estación LQ igual a 19 m³/s (método IDEAM 2004), y para la estación Paso de Oscares igual a 27.6 m³/s (método 7Q10). Con respecto a los resultados del régimen de caudales, se descartan aquellos resultados donde se obtienen valores de caudal por debajo de los caudales mínimos mensuales, como sucedió con el método QMM en la estación Paso de Oscares, quedando los métodos de percentil 95 % y QMM para las estaciones RH y LQ, y el método percentil 95 % para la estación Paso de Oscares. La elección del régimen de caudales entre estos dos métodos dependerá de la gestión y el manejo del recurso hídrico, donde los rangos establecidos para cada método son:

1. **En estación RH:** entre 75.3 y 253.6 m³/s para el método percentil 95 %, y entre 23.9 y 86.4 m³/s para el método QMM.

2. **En estación LQ:** entre 11.7 y 25.9 m³/s para el método percentil 95 %, y entre 11.4 y 72.2 m³/s para el método QMM.
3. **En estación Paso de Oscares:** entre 16.8 y 52.5 m³/s para el método percentil 95 %.

Finalmente, para valorar los resultados obtenidos, se compara el régimen de caudales estimado aguas abajo del embalse de Río Hondo con el régimen de caudales propuesto por Marraco *et al.* (2007), donde en su trabajo considera al percentil 95 % cercano a la envolvente de los hidrogramas esperados con esa probabilidad para el río Dulce; el resultado de la comparación se tiene en la Figura 18.

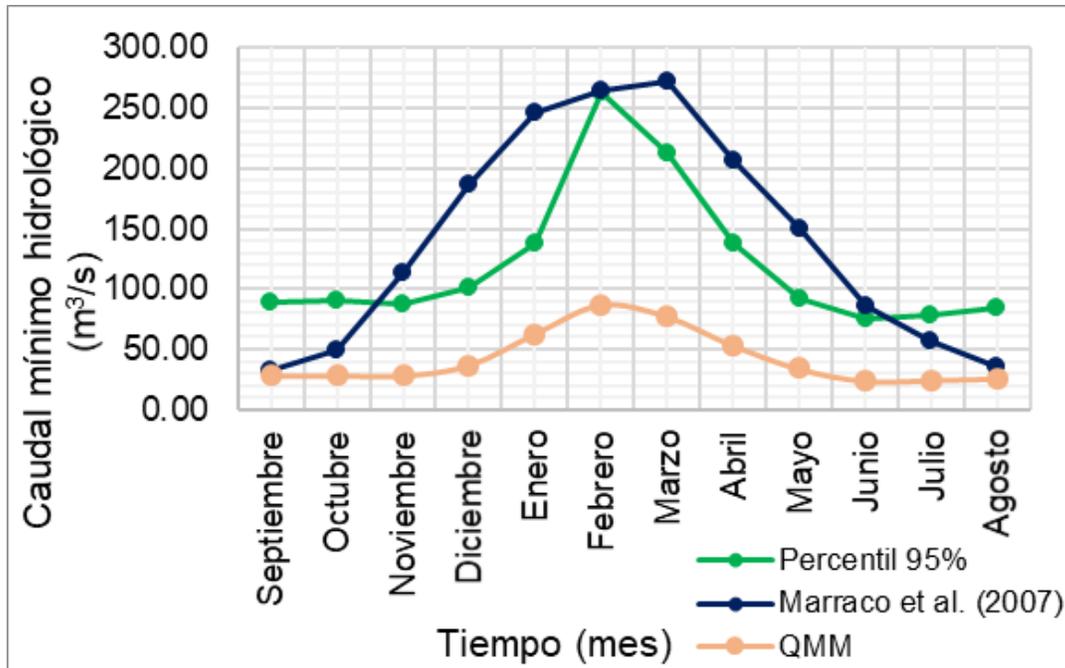


Figura 18. Régimen de caudales para el Río Dulce aguas abajo del embalse RH: percentil 95 % (verde), QMM (rosado) y percentil 95 (azul) (Marraco *et al.*, 2007).

Como se observa en la Figura 17 y Figura 18, los resultados del percentil 95 % obtenidos en este trabajo se aproximan a los valores resultantes en Marraco *et al.* (2007) para los meses de octubre, noviembre, febrero, enero, junio y julio; febrero y enero se ubican en el periodo de crecidas; mientras que octubre, noviembre, junio y julio, en épocas de estiaje.

Conclusiones y discusión

Debido a las crecientes demandas de agua dulce y el impacto que generan las actividades socioeconómicas, como usos recreativos, fuentes de agua para riego, provisión de agua para consumo, entre otros, es necesario preservar los ecosistemas fluviales, su biodiversidad y sus funciones fundamentales. Para ello es esencial la circulación de caudales mínimos hidrológicos, ecológicos y ambientales a través de los cursos de agua.

La aplicación de métodos hidrológicos con enfoque estadístico, como lo es el método del índice 7Q10, métodos de percentiles, métodos IDEAM y método QMM, permiten definir valores de caudales mínimos hidrológicos en el Río Dulce. Estos métodos consideran que los organismos de las comunidades fluviales están adaptados a las variaciones estacionales propias de un régimen hídrico que afectan el comportamiento, los ciclos biológicos y la producción biológica de las poblaciones.

Los resultados obtenidos son nuevos elementos para los organismos de gestión de la cuenca del Río Dulce debido a que en general la provincia no cuenta con estimaciones de caudales mínimos en sus principales ríos. Estos resultados se presentan mediante un índice mínimo hidrológico aplicado para todo un año, y mediante una variación mensual del caudal, que se define como régimen de caudales. Adicionalmente, se comparó

este trabajo con los resultados obtenidos por Marraco *et al.* (2007), donde se muestra la necesidad de contar con un régimen de caudales que varíe a su vez según un cuidadoso análisis, donde se diferencien las épocas húmedas de las épocas secas.

En cuanto al análisis de frecuencia llevado a cabo, si bien no se observan frecuencias dominantes relacionadas directamente con el manejo de embalse de Río Hondo en periodos posteriores a su ejecución, se destaca la disminución de los valores de caudal a la salida del azud Los Quiroga, reducción asociada con el desvío de agua hacia canales de riego del sistema Río Dulce.

Es importante destacar que la definición del régimen de caudal debe estar enmarcada dentro de un conjunto de prácticas de gestión del recurso hídrico, relacionadas a su vez con el uso del suelo, derechos del agua y control de contaminación, entre otras. Por lo tanto, resulta necesario un estudio más exhaustivo para poder determinar los caudales mínimos requeridos en función de las necesidades humanas y ecológicas; se destaca que este trabajo se centró en un análisis de métodos hidrológicos con enfoque estadístico sin considerar la influencia de variables químicas ni biológicas que caracterizan al Río Dulce.

Este estudio es un aporte para lograr aproximar valores de caudal mínimo hidrológico en cursos de agua de cuencas interprovinciales, como es el caso en estudio. Como se presentó, es necesario contar con una política de gestión que incluya todas las variables involucradas en la determinación de los caudales mínimos, a fin de contribuir planteando

metodologías que servirán de base a las autoridades ambientales para la toma de decisiones.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Córdoba, y a la Administración Provincia de Recursos Hídricos (APRHI) de la provincia de Córdoba por su apoyo.

Referencias

- Bedogni, D., Pagot, M., Cossavella, A., Monarde, F., Hillman, G., Rodríguez, A. (2012) *Determinación del caudal ecológico para el río Tercero (Ctalamochita), Provincia de Córdoba, Argentina*. XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica, San José, Costa Rica.
- Botella-Cereceda, A., Pagot, M., Rodríguez, A., & López, L. (2018). Capítulo 3. Propuesta de volúmenes ambientales para el sistema de la laguna Mar Chiquita. En: Pagot, M., & Muchiut, J. (eds.). *Aproximación en la determinación de caudales ecológicos en la provincia de Córdoba* (pp. 17-21). Córdoba, Argentina: Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba y Ministerio de Ciencia y Tecnología del Gobierno de Córdoba.

- Cabral Cruz, R. (2005) Tesis Doctoral: *Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociencias, Porto Alegre, Brasil.
- Chiang, S. L., & Johnson, F. W. (1976). Low flow criteria for diversions and impoundments. *Journal of Water Resources Planning and Management Division*, 102, 227-238.
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Corral, M., Pozzi, C., Plencovich, G., Pagot, M., Hillman, G., Rodríguez, A., Curto, E., & Bucher, E. (2006). Capítulo 6. Circulación de las aguas superficiales en la laguna Mar Chiquita. En: Bucher, E. (ed.). *Bañados del Río Dulce y laguna de Mar Chiquita, Córdoba, Argentina* (pp. 103-115). Córdoba, Argentina: Academia Nacional de Ciencias.
- De-la-Lanza-Espino, G., González-Villela, R., González-Mora, I. D., & Hernández-Pulido, S. (2018). Caudal ecológico de ciertos ríos que descargan al Golfo de México y al Pacífico mexicano. *Ribagua*, 5(1), 3-15. DOI: 10.1080/23863781.2018.1442187
- Díaz, E., Rodríguez, A., Dolling, O., Bertoni, J. C., & Smrekar, M. (2016). Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(1), 127-134.

- Díaz, E., García, C. M., Rodríguez, A., Dölling, O., Ochoa, S., & Bertoni, J. C. (2018). Hydrological droughts in Argentina and its relationship with macroclimatic indicators. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5), 1-32. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-05-01
- Gaviño, N. M. (2007). *Caudales ambientales, desafíos para la región*. Foro Nacional para la Determinación del Uso Ambiental del Agua o Caudal Ecológico en México. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, World Wildlife Fund Inc., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Khaled, H., Hamed, A., & Ramachandra, R. (1998). A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*, 204(1-4), 182-196. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00125-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00125-X)
- Langa Sánchez, A., Pagot, M., Rodríguez, A., Martínez Capel, F. (2009) *Estudio de caudales ecológicos en ríos de la provincia de Córdoba*. IV Simposio Regional sobre hidráulica de ríos, Salta, Argentina.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology* (2nd ed.). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- NGPRP, Northern Great Plains Resource Program. (1974). *Instream needs subgroup report*. Work Group C. Northern Great Plains Resource Program, USFWS, Washington DC.

- Marraco, G., Hillman, G., Cabido, D., Pagot, M., Pozzi, C., Plencovich, G., Juncos, R., Rodríguez, A., Farias, D. (2007) *Estudio de caudal ecológico para el sistema del río Dulce y sus humedales*. Fundamentos de procesos de Ingeniería en Hidráulica de ríos. III Simposio Regional sobre hidráulica de ríos. Vol I, Páginas 83 y 84, Argentina., ISBN 978-987-23472-1-5.
- Rodríguez, A., Caamaño, G., Hillman, G., Pagot, M., Bernasconi, I., Weber, J., & Menajovsky, S. (2001) *Hydrologic study of Mar Chiquita System, R. Argentina*. Vol. 2. Theme B. XXIX Congreso Mundial de la IAHR, Beijing, China.
- Rodríguez, A., Pagot, M., Hillman, G., Pozzi, C., Plencovich, G., Caamaño, N. G., Curto, E., & Bucher, E. (2006). Capítulo 4. Modelo de Simulación Hidrológica. En: Bucher, E. (ed.). *Bañados del Río Dulce y laguna de Mar Chiquita Córdoba, Argentina* (pp. 57-77). Córdoba, Argentina: Academia Nacional de Ciencias.
- Silveira, L. A., & Silveira, L. G. (2001). Caudales mínimos. Gestión de pequeñas cuencas hidrográficas. En: *Hidrología aplicada*. Porto Alegre, Brasil: Editorial ABRH.
- Spalleti, P., Rodríguez, A., & Irigoyen, M. (2015) *Caudales ambientales en ríos fuertemente intervenidos*. VII Simposio Reg. Ríos 2015, Montevideo, Uruguay.

- Tharme, R. E. (2003). *A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers*. Rhodes Gift, South Africa: Freshwater Research Institute, University of Cape Town.
- Wald, A., & Wolfowitz, J. (1944). Statistical tests based on permutations of the observations. *The Annals of Mathematical Statistics*, 15(4), 358-372.
- Wilcoxon, F. (1992). *Individual comparisons by ranking methods*. In: Kotz S., Johnson N. L. (eds.). *Breakthroughs in statistics*. Springer Series in Statistics (Perspectives in Statistics). New York, USA: Springer, Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4380-9_16

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

Artículos

Algoritmos de aprendizaje automático para clasificar zonas de inundación a partir de imágenes de radar de apertura sintética

Machine learning algorithms for classifying flood areas from synthetic aperture radar images

Juan Pablo Ambrosio-Ambrosio¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7032-6976>

Juan Manuel González-Camacho², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5479-7316>

¹Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Montecillo, México, ambrosio.juan@colpos.mx

²Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Montecillo, México, jmgc@colpos.mx

Autor para correspondencia: Juan Manuel González-Camacho, jmgc@colpos.mx



Resumen

El uso de imágenes de radar de apertura sintética (SAR) representa una fuente valiosa de información para caracterizar regiones geográficas susceptibles de inundaciones, como en el sureste de México, ya que éstas no son sensibles a condiciones de nubosidad y/u oscuridad. En esta investigación se presenta una metodología para identificar cuerpos de agua en una región del sureste de México. Se aplicaron tres algoritmos de aprendizaje automático: bosque aleatorio (RF), potenciación del gradiente (GB) y máquina de soporte vectorial (SVM) para clasificar las tres clases objetivo A: agua, áreas inundadas y cuerpos de agua; I: infraestructura urbana y/o suelo desnudo, y V: vegetación a partir de imágenes SAR. La imagen SAR utilizada cubre una zona geográfica proyectada UTM Zona 15 Norte WGS84, localizada en los estados de Tabasco y Chiapas, la cual fue preprocesada para disminuir errores en la imagen. Los modelos RF, GB y SVM se implementaron en lenguaje Python, que fueron entrenados y probados en predicción a partir de una base de datos de 12 000 muestras, con valores de amplitud de la imagen SAR. El modelo RF obtuvo una precisión global de clasificación (PG) de $0.979(+/-0.003)$; GB obtuvo $PG = 0.979(+/-0.003)$, y SVM $PG = 0.974(+/-0.005)$. Los tres modelos obtuvieron un valor de $F1_score$ superior a 0.99 para predecir la clase A; el clasificador RF obtuvo valores de $AUC = 1$ para las tres clases objetivo evaluadas. Este estudio permite mostrar el uso potencial de las imágenes satelitales SAR y el alto desempeño de los modelos de aprendizaje automático RF, GB y SVM para clasificar e

identificar los cuerpos de agua, así como resaltar su importancia en estudios de los posibles impactos de las inundaciones.

Palabras clave: aprendizaje supervisado, modelos de predicción, imágenes satelitales, árboles de decisión, cuenca hidrológica, sensores remotos, curvas ROC.

Abstract

The use of synthetic aperture radar (SAR) images represents a valuable source of information to characterize geographic regions susceptible to flooding, such as southeastern Mexico, they are not sensitive to cloudy and / or dark conditions. This research presents a methodology to identify bodies of water in a region of southeastern Mexico. Three machine learning algorithms were implemented: Random forests (RF), Gradient Boosting (GB) and Support Vector Machines (SVM) to classify three target classes: Class A (water, flooded areas, and bodies of water); class I (urban infrastructure and / or bare soil), and class V (vegetation) from SAR images. The SAR image used covers a projected geographical area UTM Zona 15 Norte WGS84 located in the states of Tabasco and Chiapas; this was pre-processed to reduce errors in the image. The RF, GB and SVM models were implemented in Python language. These were trained and tested in prediction from a database of 12 000 samples with amplitude values of the SAR image. The RF model obtained an overall classification accuracy (PG) of 97.9 (+/- 0.003) %; GB obtained $PG = 97.9$ (+/- 0.003) %, and SVM $PG = 97.4$ (+/- 0.005). The three models

obtained an $F1_s$ value higher than 0.99 to predict class A; RF obtained $AUC = 1$ for the three target classes. This study shows the potential use of SAR satellite images and the high performance of RF, GB and SVM machine learning models to classify and identify water bodies as well as highlighting its importance in studies of possible impacts of floods.

Keywords: Supervised learning, prediction models, satellite images, decision trees, watershed, remote sensing, ROC curves.

Recibido: 22/12/2020

Aceptado: 27/12/2021

Introducción

En la actualidad es posible disponer de imágenes de radar de apertura sintética obtenidas por medio de sensores remotos. A diferencia de los sensores ópticos, las imágenes de radar no dependen de la radiación solar reflejada o la radiación térmica emitida por la Tierra, sino que emiten su propia radiación electromagnética para realizar sondeos. Por ello, una imagen de radar no es afectada por condiciones meteorológicas o de oscuridad (Sami & Abdulmunem, 2020; Fernández-Ordoñez & Soria-Ruiz,



2015). Las imágenes de satélite abarcan grandes superficies e incluso zonas de difícil acceso y a partir de su análisis es posible extraer información de interés de manera indirecta. El procesamiento de imágenes de radar implica un reto para tratar deformaciones y ruido causados por la inclinación del sensor. Por ello, la precisión global de un clasificador está condicionada por el nivel de procesamiento de los datos para reducir el moteado en imágenes simples y multitemporales; las características de la imagen empleadas como predictoras son textura, color, objeto a clasificar, zonas agrícolas, cuerpos de agua, zonas urbanas y el número de clases objetivo (Gomarasca *et al.*, 2019).

Existen diferentes enfoques para clasificar una imagen, por ende, la elección de un enfoque específico depende de la naturaleza del objeto a detectar, de la cantidad y calidad de los datos. Los algoritmos de aprendizaje automático poseen buena capacidad predictiva de clasificación de acuerdo con Avendaño-Pérez, Parra-Plazas y Fredy-Bayona (2014), quienes reportan el uso de máquinas de soporte vectorial (SVM) con kernel Gaussiano y un modelo Bayesiano para clasificar agua, tierra y población, y señalan que el desempeño del modelo SVM fue superior al Bayesiano. Pulella, Aragão-Santos, Sica, Posovszky y Rizzoli (2020) realizaron un mapeo de áreas forestales en el estado de Rondonia, Brasil, con un modelo bosque aleatorio (RF) entrenado con imágenes de radar multitemporal sentinel-1 para clasificar áreas artificiales, áreas forestales, y no forestales, con una precisión global de clasificación superior al 80 %.

Las imágenes de radar se han utilizado en diversas áreas de estudio, por ejemplo, en la identificación de derrame de petróleo, monitoreo del hielo marino, detección de vehículos marítimos, clasificación de cobertura del suelo, monitoreo de la humedad del suelo y detección de áreas inundadas. Shen, Wang, Mao, Anagnostou y Hong (2019) presentan una revisión amplia acerca de las ventajas y desventajas que implica el uso de estas imágenes para mapear extensiones de inundaciones. Tales autores reportan una precisión aceptable en el mapeo automático de inundaciones sin obstrucciones; sin embargo, la detección de inundaciones debajo de vegetación en áreas urbanas fue menos satisfactoria. Lin, Yun, Bhardwaj y Hill (2019) reportan un estudio para detectar inundaciones en áreas urbanas a partir de imágenes multitemporales del satélite sentinel-1, originadas por el huracán Matthew en 2016, en Carolina del Norte, EUA, y obtuvieron baja precisión. De manera similar, Zhang *et al.* (2018) reportan el uso de datos multitemporales Sentinel-1A y Sentinel-1B para zonificar las inundaciones inducidas por el huracán Irma en Florida, EUA, en 2017.

En el sureste de México se presentan con frecuencia intensos periodos de lluvias en los meses de agosto, septiembre, octubre y noviembre que originan inundaciones y provocan pérdidas económicas en diferentes sectores de la población, así como, en ocasiones, pérdidas de vidas humanas (Sánchez, Salcedo, Florido, & Mendoza, 2015). Por ello es de interés contar con métodos indirectos de identificación confiables para identificar superficies afectadas por inundaciones, pues una identificación

in situ puede resultar costosa y tardada. En estas situaciones es de gran utilidad el uso de imágenes de satélite y modelos de aprendizaje automático supervisado para clasificar zonas afectadas por inundaciones.

El estado de Tabasco, por su situación geográfica, se confronta a inundaciones debido a factores como la presencia de dos de los ríos más caudalosos de México (el Usumacinta y el Grijalva); una precipitación promedio anual de 2426 mm; falta de ordenamiento territorial; deforestación de las partes altas de la cuenca; cambio climático, y factores antrópicos (Arreguín-Cortés & Rubio-Gutiérrez, 2014; Perevochtchikova & Lezama-de-la-Torre, 2010).

Por lo anterior, el objetivo en este estudio consistió en la aplicación de tres algoritmos de aprendizaje automático: potenciación del gradiente, bosque aleatorio, y máquinas de soporte vectorial para zonificar una región geográfica comprendida en los estados de Tabasco y Chiapas dentro de tres clases objetivo A: agua, áreas inundadas y cuerpos de agua; I: infraestructura urbana y/o suelo desnudo; y V: vegetación a partir de imágenes de radar de apertura sintética; así como ilustrar el uso potencial de imágenes de radar para detectar cuerpos de agua. La imagen de radar que se analizó corresponde a un escenario causado por la inundación ocurrida en la zona de estudio el 8 de octubre de 2017 en el estado de Tabasco, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra delimitada por el polígono rojo descrito en la Figura 1, con referencia al sistema geodésico de coordenadas geográficas World Geodetic System 1984 (WGS84), con una proyección al sistema de coordenadas UTM (Universal Transverse Mercator). La imagen de radar de apertura sintética (SAR, synthetic aperture radar) abarca gran parte del estado de Tabasco y una pequeña parte del estado de Chiapas. La zona de estudio comprende una superficie de 408 687 ha.

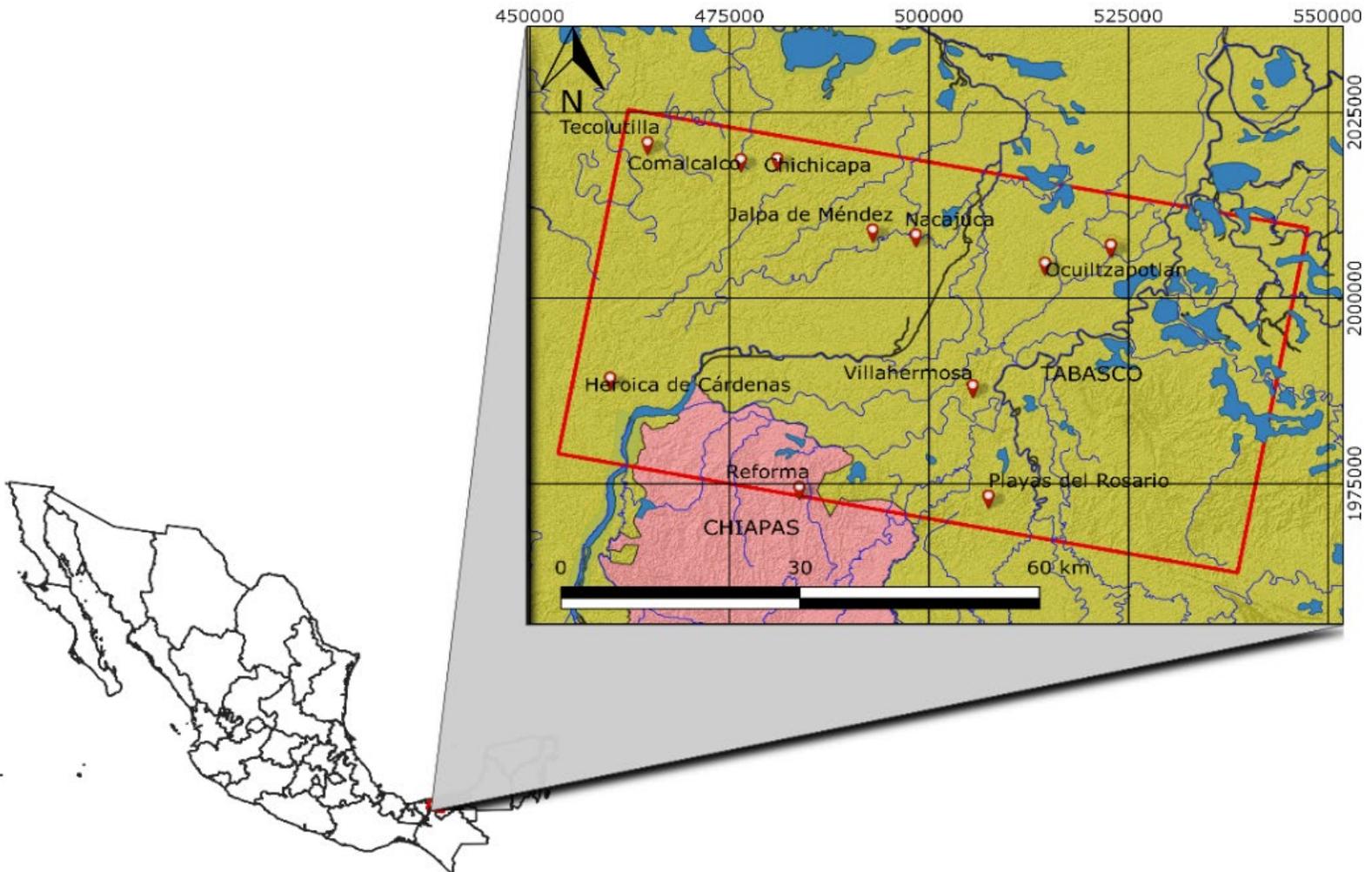


Figura 1. Descripción de la zona de estudio, Tabasco y Chiapas, SRC UTM Zona 15 Norte WGS84.

Datos de entrada

Para realizar este estudio se obtuvieron imágenes SAR del satélite Sentinel-1A. La descarga se hizo a través del sitio web del Instituto de Geofísica de la Universidad de Alaska, Fairbanks (ASF, 2020). En la Tabla 1 se describen las características específicas de la imagen SAR.

Tabla 1. Características de la imagen SAR.

Concepto	Descripción
Producto	S1A_IW_GRDH_1SDV_20171008T
Fecha de adquisición	8-OCT-2017 12:00:16.264908
Nivel del producto	1, Producto estándar georreferenciado
Modo de adquisición	IW (Interferometric Wide)
Ancho de banda Azimuth	327 Hz
Tipo de producto	GRD (Grand Range Deteccion)
Polarización	Dual VV + VH
Frecuencia	Banda C
Paso	Descendente

Fuente: Copernicus Sentinel Data (2017).

El procesamiento digital de las imágenes se realizó con el *software* de uso libre SNAP (Sentinel Application Platform); la caja de herramientas Sentinel-1 facilita el procesamiento de imágenes SAR (ESA & SEOM, 2019). La transformación de imágenes SAR a formato matricial se realizó

con el *software* Matlab (MathWorks Inc., 2016), y el procesamiento geoespacial de las imágenes SAR se realizó con el *software* QGIS (QGIS.org, 2020). Los modelos de aprendizaje automático para clasificación se implementaron en lenguaje Python con la biblioteca Scikit-learn (Pedregosa *et al.*, 2011). El procesamiento de imágenes, datos y modelos se realizó con un sistema de cómputo bajo ambiente Windows 10 de 64 bits, procesador Intel Core i5 @2.50 GHz y memoria RAM de 8 GB.

Preprocesamiento de imágenes SAR

Las imágenes SAR, previo a su análisis, se preprocesaron con SNAP. En la Figura 2 se describen las etapas de preprocesamiento de la imagen.

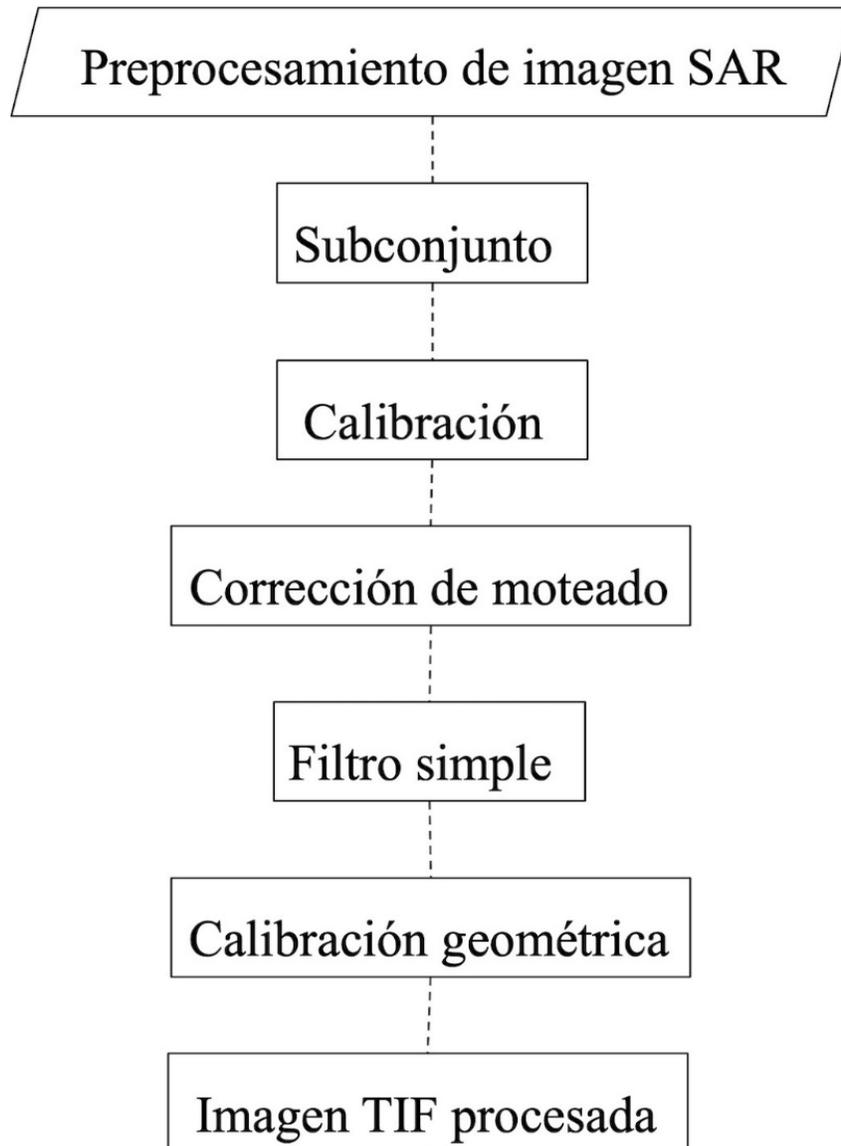


Figura 2. Etapas de preprocesamiento de la imagen de radar de apertura sintética (SAR).

El proceso de corrección consiste en definir una subsección de la imagen original que depende del área de interés y la capacidad de procesamiento computacional disponible. A esta subsección se le aplica una corrección radiométrica para eliminar los moteados más visibles de la imagen; se emplea un filtro *Lee* con parámetros $look = 1$ y tamaño de ventana 3×3 . Luego, se aplica una corrección geométrica para georreferenciar la imagen y facilitar su visualización geográfica. Finalmente, las imágenes se exportan a un formato gráfico TIF (Abdurahman-Bayanudin & Heru-Jatmiko, 2016; Podest, 2018; UN-SPIDER, 2020).

Selección de muestras

La base de datos se creó con base en muestras de la imagen SAR asociadas con tres clases objetivo A: agua, áreas inundadas y cuerpos de agua; I: infraestructura urbana y/o suelo desnudo, y V: vegetación. Las muestras de la imagen resaltan las características de interés, tales como: ríos, lagunas, pantanos, ciudades, carreteras, vegetación, y suelo desnudo.

La clase A se integra por los cuerpos de agua que se definen por ríos perennes, ríos intermitentes, lagos, lagunas y zonas agrícolas inundadas. Los píxeles de esta clase se seleccionaron con base en un

muestreo de conveniencia. Los límites de los cuerpos de agua se detectaron por medio de dos métodos de segmentación: el método de crecimiento por región, que consiste en aplicar un parámetro de disimilaridad ($d = 0.035$) a partir de un pixel semilla para obtener una imagen binaria con valores iguales a 1 para los pixeles (x, y) similares a la semilla y 0 de otro modo; y el método de umbral, que consiste en analizar el histograma de la imagen para definir los valores de los umbrales superior e inferior que segmentan los objetos de la mejor manera posible; este método genera una imagen binaria con pixeles (x, y) iguales a 1 si éstos se encuentran dentro del intervalo de umbrales definidos previamente y 0 de otra forma.

La clase A se creó con los valores de amplitud de las bandas σ_0_{VH} y σ_0_{VV} para cada pixel (x, y) ; luego, estos pixeles se exportaron a un archivo de texto con las coordenadas (x, y) de cada pixel y sus valores de σ_0_{VH} y σ_0_{VV} .

La clase I representa la infraestructura física que consiste en carreteras, edificios, casas, comercios, fábricas, y suelo con poca o nula vegetación, que son visibles en la imagen auxiliar híbrida satelital de Google. Para definir esta clase se utilizó un muestreo de conveniencia; a cada muestra de la imagen se le realizó una segmentación binaria por medio de una definición manual del umbral. La muestra de grandes ciudades que se ilustra en formato *uint8* se segmentó con el intervalo de umbrales 0.35 – 255. La exportación de las bandas σ_0_{VH} y

σ_0_{VV} se realizó para los píxeles (x, y) con valores iguales a 1 que resultan de la segmentación.

La clase V representa la vegetación: bosque, pastizal, zona agrícola y selva. Esta clase se identificó por medio de un muestreo de conveniencia, que consiste en definir pequeñas ventanas, que representan en su totalidad un tipo de vegetación; luego, por medio de una segmentación mediante crecimiento por región ($d = 0.5$) se accede a la matriz de datos de la imagen para extraer los valores de las bandas σ_0_{VH} y σ_0_{VV} .

Algoritmos de aprendizaje automático

Tres algoritmos de aprendizaje automático se seleccionaron para realizar la clasificación multiclase a partir de las características de las bandas de la imagen SAR.

Modelo bosque aleatorio



El modelo bosque aleatorio (RF, random forest) fue propuesto por Breiman (2001); RF consiste en una combinación de predictores de árboles de decisión, en la cual cada árbol depende de los valores de un vector aleatorio independiente y con igual distribución para todos los árboles del bosque; luego se genera una gran cantidad de árboles de decisión y se elige la clase predicha más frecuente. RF se define como un clasificador que consta de un conjunto de clasificadores árboles-estructurados $\{h(\mathbf{x}, \theta_k), k = 1, \dots, m\}$ donde θ_k son vectores aleatorios independientes e idénticamente distribuidos, y cada árbol emite un voto unitario para la clase más frecuente, dada una entrada \mathbf{x} . Geurts, Ernst y Wehenkel (2006) proponen que en la construcción de un árbol de decisión se utilice una réplica de arranque de la muestra de aprendizaje y el algoritmo CART (Classification and Regression Trees) junto con la modificación que se utiliza en el método subespacial. En cada nodo de prueba, la división óptima se obtiene mediante la búsqueda de un subconjunto de tamaño k de variables de entrada candidatas (seleccionadas sin remplazo).

En la división de un nodo en un árbol de decisión (en problemas de clasificación), la función de pérdida más empleada es el índice de Gini ($i_G(t)$), la cual se define por (Gini, 1912):

$$L = i_G(t) = \sum_{k=1}^J p(C_k|t)(1 - p(C_k|t)) \quad (1)$$

donde $p(C_k|t)$ es la proporción de muestras que pertenecen a la clase k ; y J representa el número total de clases para un nodo particular t .

Modelo potenciación del gradiente

El modelo potenciación del gradiente (GB, Gradient Boosting) se define por un conjunto de árboles de decisión que se entrenan secuencialmente por medio de un procedimiento computacional iterativo, donde cada modelo subsiguiente corrige los errores de su predecesor; como resultado, se obtiene un modelo más robusto (Friedman, 2001). La función de pérdida a optimizar se expresa por:

$$L(\{y_k, F_k(\mathbf{x})\}_{1^K}) = -\sum_{k=1}^K y_k \log P_k(\mathbf{x}) \quad (2)$$

donde $y_k \in \{0,1\}$; $k = 1, \dots, K$ clases; y $P_k(\mathbf{x}) = Pr(y_k = 1|\mathbf{x})$. Con frecuencia se emplea la regresión logística (función sigmoide) para encontrar la probabilidad de que la entrada \mathbf{x} genere una salida $y = 1$.

Máquina de soporte vectorial

Una máquina de soporte vectorial (SVM, Support Vector Machine) se considera como una extensión del modelo perceptrón (Raschka & Mirjalili, 2017). SVM maximiza el margen; esto es, la distancia entre el hiperplano de separación (límite de decisión) y las muestras de entrenamiento próximas a este hiperplano, que se denominan vectores soporte (Figura 3).

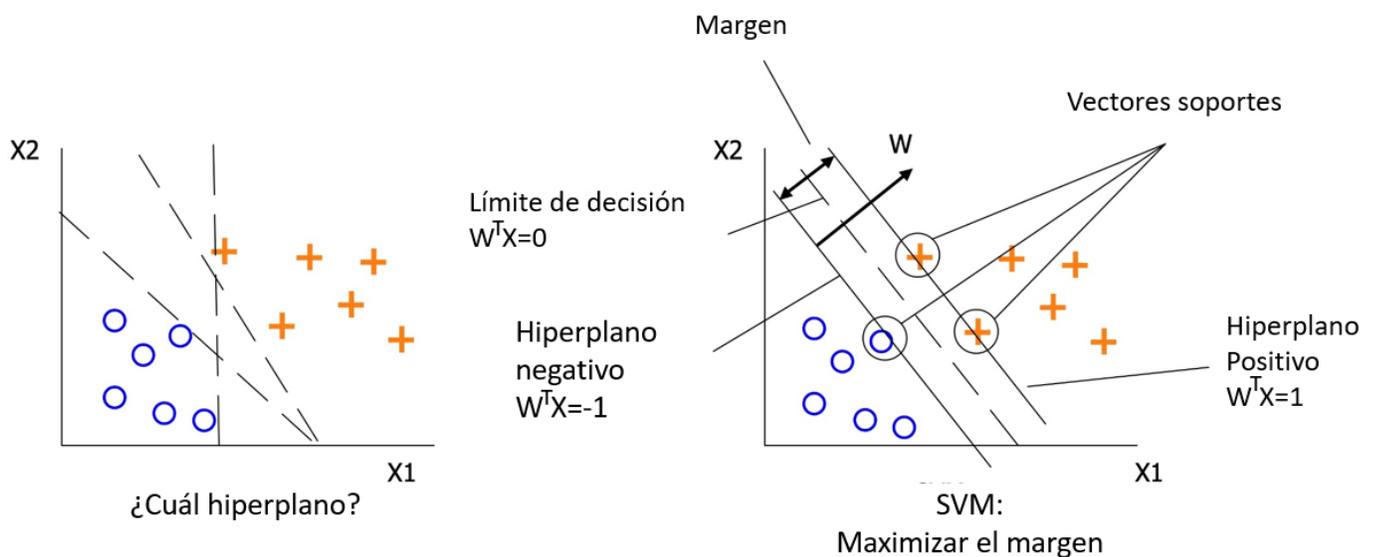


Figura 3. Descripción de la búsqueda del hiperplano máximo de separación entre clases en una máquina de soporte vectorial (SVM).

Fuente: Raschka y Mirjalili (2017).

Vapnik (1995) introdujo el concepto de variables de holgura (ξ, ξ^*) para suavizar las restricciones lineales y alcanzar convergencia en la optimización de problemas que son no linealmente separables. La función de pérdida consiste en minimizar la función L (Ecuación (3)) sujeta a las restricciones (ecuaciones (4), (5) y (6)). El hiperparámetro C controla el ancho del margen de separación entre clases (Smola & Schölkopf, 2004).

$$L = \min \left(\frac{1}{2} \|w\|^2 + C \sum_{i=1}^l (\xi_i + \xi_i^*) \right) \quad (3)$$

$$y_i - \langle w, x_i \rangle - b \leq \varepsilon + \xi_i \quad (4)$$

$$\langle w, x_i \rangle + b - y_i \leq \varepsilon + \xi_i^* \quad (5)$$

$$\varepsilon_i, \xi_i^* \geq 0 \quad (6)$$

donde $\{(x_1, y_1), \dots, (x_l, y_l)\}$ es el conjunto de datos de entrenamiento contenido en el espacio X ; $\langle w, x_i \rangle$ denota el producto punto entre el vector de pesos w y las entradas x_i en X , y b es una variable que representa el sesgo.

El objetivo es obtener una función que tenga como máxima desviación ε de los objetivos y_i obtenidos para todos los datos de entrenamiento y sea lo más plana posible; plana significa que se busca la w más pequeña. Para garantizar esta condición se obtiene el mínimo de la norma $\|w\|^2 = \langle w, w \rangle$; esto se transforma en un problema de optimización convexa (Ecuación (3)).

Entrenamiento de los clasificadores

Para realizar el entrenamiento de los clasificadores RF, GB y SVM se realizó un procedimiento de validación cruzada (CV), que consiste en subdividir el conjunto de datos original en k subconjuntos disjuntos. Para $k = 10$ se generan 10 combinaciones de conjuntos de datos de entrenamiento y prueba en proporción 9:1 (MathWorks Inc., 2021). Con estos subconjuntos se evalúa la capacidad predictiva de los clasificadores; esta técnica permite evitar problemas de sobreajuste de los algoritmos a los datos de entrenamiento. Asimismo, se realiza una estratificación para obtener las mismas proporciones de clase en cada subconjunto de entrenamiento y prueba seleccionado. Al finalizar el entrenamiento se obtienen k valores de desempeño (PG) del modelo y PG promedio (Raschka, 2018).

Selección de hiperparámetros de los clasificadores

La selección óptima de los hiperparámetros (parámetros de ajuste que no dependen de los datos de entrada) de cada clasificador se realizó en dos etapas: la primera consiste en seleccionar una gráfica de validación que describe la variación del error de clasificación, en función de los valores de cada hiperparámetro seleccionado; luego, en la segunda etapa, la selección se afina por medio de una búsqueda por retícula que consiste en definir un intervalo de búsqueda para cada hiperparámetro (Tabla 2). Esto permite seleccionar la combinación de valores de los hiperparámetros que obtiene el mejor desempeño del algoritmo.

Tabla 2. Intervalos de búsqueda de hiperparámetros para los modelos; bosque aleatorio (RF), potenciación del gradiente (GB), y máquina de soporte vectorial (SVM).

Modelo	Hiperparámetro	Intervalo
RF	Número de estimadores (N)	(1, 500)
	Máxima profundidad (MP)	(1, 46)
	Mínimo de muestras por nodo (MMD)	(2, 10)
	Mínimo de muestras por hoja (MMH)	(1, 10)
GB	Tasa de aprendizaje (TA)	(0.0001, 10)
	Número de estimadores (N)	(1, 800)
	Mínimo de muestras por hoja (MMH)	(1, 10)
	Máxima profundidad (MP)	(1, 15)
SVM	Kernel (K)	<i>rbf, poly, s, l</i>
	Parámetro de penalización (C)	(0.1, 100)
	Gamma (G)	(0.1, 1)

rbf: Gaussiana

poly: polynomial

s: sigmoide

l: lineal.

Los modelos de ensamble RF y GB se basan en el algoritmo estándar de árboles de decisión, cuya estructura se puede controlar mediante la definición de hiperparámetros: número de árboles o estimadores (N); número mínimo de muestras que debe tener una división para ser considerado un nodo (MMD); número mínimo de muestras para ser considerado una hoja (MMH); profundidad límite máximo permisible (MP); es decir, no se permitirá ninguna división adicional a este valor (Swamynathan, 2017). La tasa de aprendizaje (TA) se refiere a la magnitud de las actualizaciones de los parámetros del algoritmo GB; un valor bajo demora el tiempo de convergencia con alta probabilidad de seleccionar un valor mínimo local y un valor alto incrementa la posibilidad de saltar la solución mínima global. La selección de este hiperparámetro es experimental y con conocimiento previo de problemas similares (Raschka & Mirjalili, 2017). En SVM, C es el hiperparámetro que equilibra entre minimizar las variables de holgura y maximizar el margen. Por otra parte, SVM implementa funciones de mapeo o kernels para aumentar la dimensión del problema y encontrar un plano de separación, que sin esta transformación no es posible visualizar; el kernel más frecuente es el Gaussiano (rbf , radial basis function) con su hiperparámetro Γ (Patle & Chouhan, 2013).

Métricas de evaluación del desempeño

Para evaluar el desempeño de los clasificadores RF, GB y SVM se utilizaron las métricas siguientes: precisión global de clasificación correcta (PG); precisión (P); sensibilidad (S); $F1_score$ ($F1s$), y el área bajo la curva ROC (Receiver Operating Characteristic Curve) (AUC , Area Under the Curve). Estas métricas se obtienen de una matriz de confusión que describe en un cuadro de doble entrada los resultados del clasificador, donde se muestran los valores predichos (columnas) y observados (hileras) de cada clase (Figura 4). La matriz de confusión permite visualizar los aciertos y fallas del clasificador (Barrero-Ortiz, 2019).

		Predicho	
		+	-
Observado	+	Verdaderos Positivos (VP)	Falsos Negativos (FN)
	-	Falsos Positivos (FP)	Verdaderos Negativos (VN)

Figura 4. Descripción de una matriz de confusión para el caso de una clasificación binaria.

$PG = 1 - Ec$ mide la proporción global de clasificaciones correctas; Ec es el error de clasificación; PG se calcula por:

$$PG = \frac{VP+VN}{VP+VN+FP+FN} \quad (7)$$

Donde VP es el número de muestras positivas que se clasifican correctamente; VN es el número de muestras negativas que se clasifican correctamente; FP es el número de muestras negativas que se clasifican

incorrectamente como positivas; FN es el número de muestras positivas que se clasifican incorrectamente como negativas. S es la proporción de casos que se predicen correctamente como positivos con respecto al total de valores positivos observados y se define por:

$$S = \frac{VP}{VP+FN} \quad (8)$$

P es la proporción de VP con respecto al total de valores positivos predichos y se calcula como (Bradley, 1997):

$$P = \frac{VP}{VP+FP} \quad (9)$$

$F1s$ es la media armónica de S y P , y se expresa por:

$$F1s = \frac{2*S*P}{S+P} \quad (10)$$

donde $F1s$ varía en el intervalo (0, 1).

La curva ROC mide la capacidad discriminante del modelo para diferenciar las clases, y compara la capacidad discriminante de dos o más modelos. En una gráfica ROC típica, cada punto de la curva corresponde a un posible punto de corte del modelo y muestra sus respectivos valores

de S (eje Y) y $TFP = FP/(FP + VN)$ (tasa de falsos positivos en el eje X). AUC mide qué tan bien el modelo discrimina muestras que pertenecen a una clase A , de otra no A a lo largo de todo el intervalo de puntos de corte posibles (Parikh, Mathai, Parikh, Chandra-Sekhar, & Thomas, 2008; Fawcett, 2006).

Resultados y discusión

Procesamiento de imágenes de radar

En la Figura 5 se muestra el resultado del procesamiento de la imagen de radar del área de estudio. La calibración radiométrica para las bandas VH (Figura 5A) y VV (Figura 5C) estandariza los valores de retrodispersión. Por otra parte, las correcciones de ruido “sal y pimienta” en las imágenes se realizaron con filtros *Lee*; luego, se efectuó una corrección geométrica al formato WGS84 UTM zona 15 norte de las bandas VH (Figura 5B) y VV (Figura 5D).

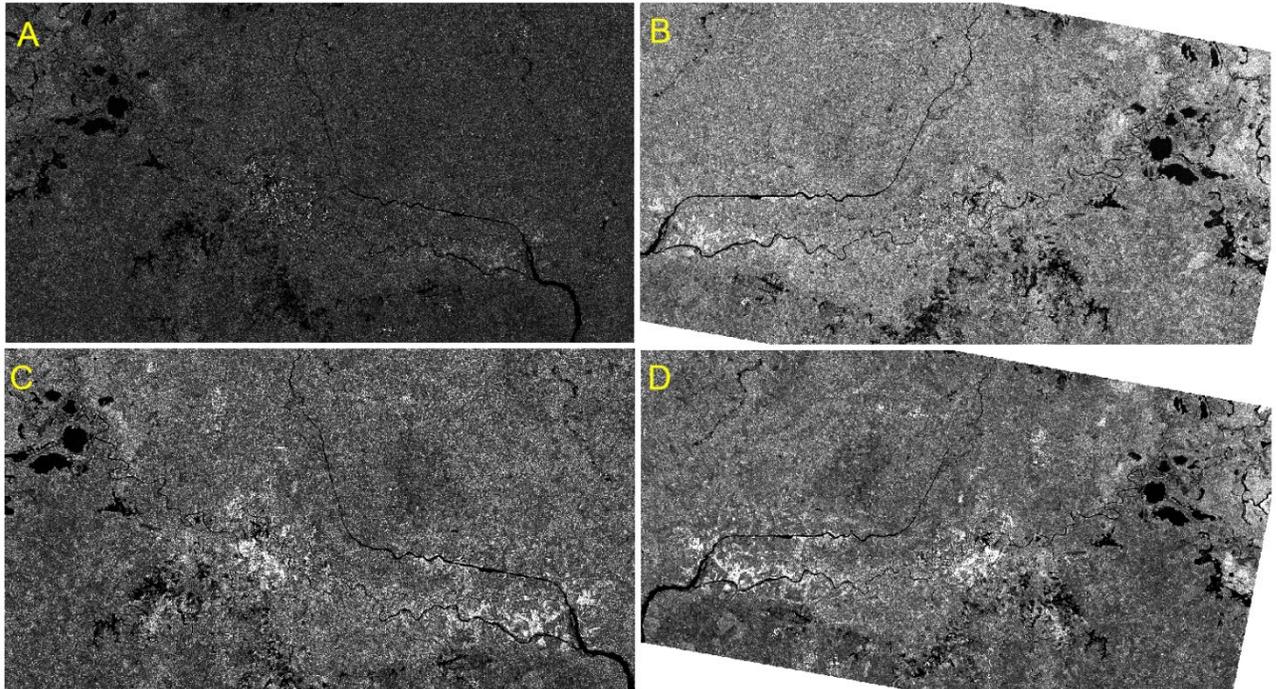


Figura 5. Procesamiento de imágenes de radar, polarización VH: A) calibración radiométrica; B) corrección de moteado y calibración geométrica; polarización VV; C) calibración radiométrica, y D) corrección de moteado y calibración geométrica.

Muestras seleccionadas y etiquetadas

Como resultado del procesamiento y análisis de las imágenes SAR se obtuvo una base de datos íntegra, depurada de muestras repetidas e

inconsistencias con 12 000 muestras, 4 000 en cada clase A, I y V, respectivamente.

Hiperparámetros de los clasificadores

Análisis gráfico

Los hiperparámetros óptimos de los modelos RF, GB y SVM seleccionados en la primera etapa con base en el análisis gráfico de curvas de error de clasificación con validación cruzada ($k = 10$) se describen en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores óptimos de los hiperparámetros en la primera etapa de los modelos bosque aleatorio (RF), potenciación del gradiente (GB), y máquina de soporte vectorial (SVM); error promedio de clasificación (Ec), y desviación estándar (Std).

Modelo	Hiperparámetro	Óptimo	Ec	Std
RF	N	200	0.024	0.004
	MP	9	0.022	0.003
	MMD	10	0.021	0.003
	MMH	1	0.021	0.003
GB	TA	0.08	0.022	0.003
	N	200	0.022	0.003
	MMH	1	0.022	0.003
	MP	1	0.022	0.004
SVM	K	rbf	0.027	0.004
	C	120	0.027	0.004
	G	1	0.026	0.005

En la Figura 6 se describe el comportamiento de los hiperparámetros N , MP , MMD y MMH del clasificador RF. En la cual se observa el efecto individual de cada hiperparámetro en el error de clasificación promedio (Ec). El análisis de las gráficas (Figura 6) Ec permite

visualizar el comportamiento del desempeño y seleccionar el valor del hiperparámetro con E_c mínimo.

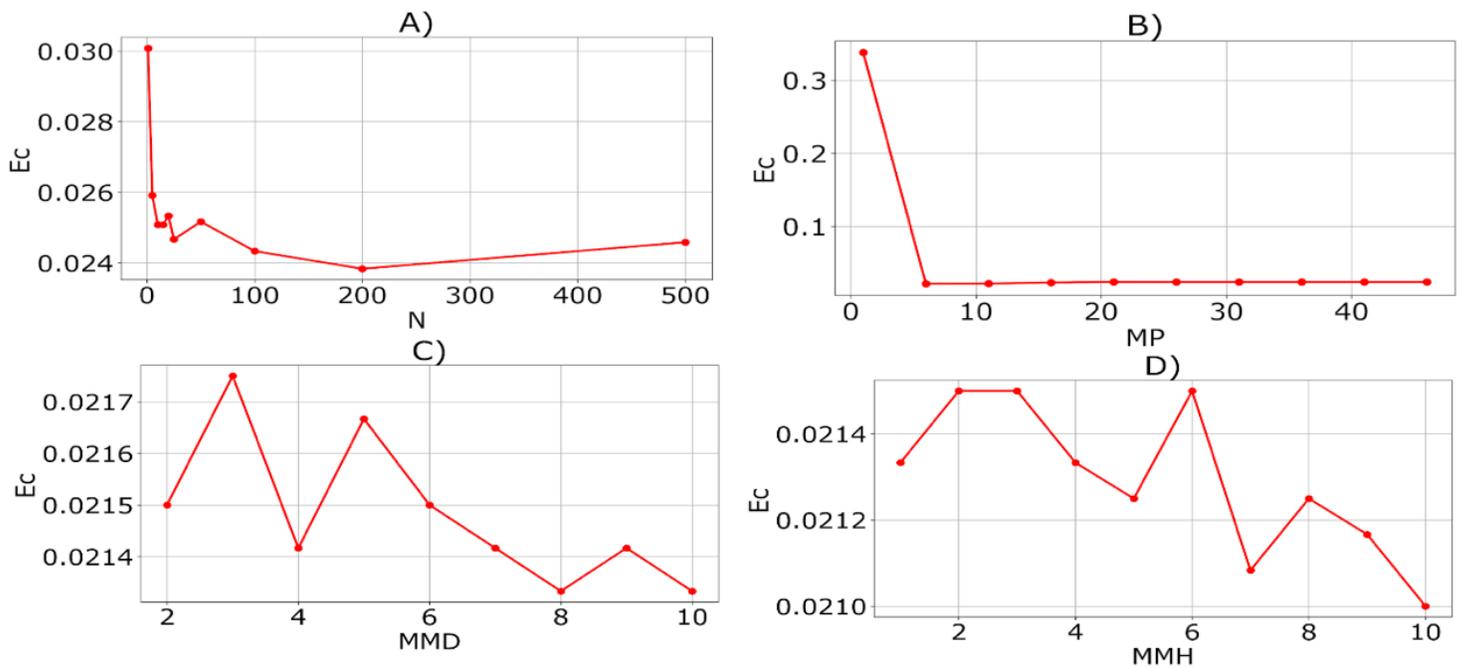


Figura 6. Comportamiento del error de clasificación del modelo bosque aleatorio (RF) en función de los hiperparámetros A) N ; B) MP ; C) MMD , y D) MMH .

Búsqueda por retícula

Para afinar la búsqueda de valores óptimos de los hiperparámetros de cada modelo se efectuó una búsqueda por retícula con validación cruzada ($k = 10$), y se seleccionaron las mejores combinaciones con el menor error de clasificación.

El modelo RF con valores $N = 200$, $MP = 9$, $MMD = 10$ y $MMH = 1$ obtuvo una $PG = 0.979$ (± 0.003); GB con valores $TA = 0.08$, $N = 200$, $MMH = 1$ y $MP = 1$ obtuvo una $PG = 0.979$ (± 0.003); y SVM con valores $K = rbf$, $C = 120$ y $G = 1$ obtuvo una $PG = 0.974$ (± 0.005).

Con base en la búsqueda por retícula, los valores óptimos de los hiperparámetros resultaron diferentes a los valores seleccionados con el análisis de las gráficas de Ec y se mejoró el desempeño PG de los tres clasificadores. Estas combinaciones de hiperparámetros óptimos se utilizaron en la evaluación, comparación y predicción final de los clasificadores RF, GB y SVM.

Evaluación del desempeño

Las métricas de evaluación del desempeño de los clasificadores obtenidas con una validación cruzada se ilustran en la Tabla 4. La evaluación del desempeño se realizó con un subconjunto de 1 200 muestras (400 por clase). Los tres clasificadores obtuvieron mejor desempeño para identificar los cuerpos de agua (clase A); RF y GB superaron ligeramente a SVM con $F1s$ de 99.3 %; en cambio, $AUC = 1$ para los tres clasificadores significa que son excelentes clasificadores con la adecuada selección del umbral de balance entre S y P . El alto desempeño que se alcanzó para la clase A se debe a su separabilidad del resto, con valores de retrodispersión definidos en el intervalo (-24.0, -22.0) (Fernández-Ordoñez *et al.*, 2020).

Tabla 4. Métricas de evaluación del desempeño por clase de los clasificadores bosque aleatorio (RF), potenciación del gradiente (GB) y máquina de soporte vectorial (SVM) con base en el conjunto de prueba (10 % del total de datos) de la partición $k = 10$ de la validación cruzada.

Modelo	<i>S</i>	<i>P</i>	<i>F1s</i>	<i>AUC</i>
Clase A				
RF	0.998	0.988	0.993	1.00
GB	0.995	0.990	0.993	1.00
SVM	0.995	0.988	0.991	1.00
Clase I				
RF	0.963	0.980	0.971	1.00
GB	0.965	0.977	0.971	1.00
SVM	0.950	0.987	0.968	1.00
Clase V				
RF	0.980	0.973	0.976	1.00
GB	0.980	0.973	0.976	0.99
SVM	0.990	0.961	0.975	1.000

Para identificar la infraestructura física (clase I), RF y GB obtuvieron mejor desempeño que SVM, con $F1s = 97.1\%$ versus 96.8% . Respecto a la identificación de la vegetación (clase V), RF y GB obtuvieron mejor

desempeño que SVM, con $F1s = 97.6\%$ versus 97.5% ; en términos de AUC , los tres clasificadores alcanzaron el mismo desempeño. El desempeño de los algoritmos analizados disminuye debido a la confusión que existe entre la clase I y V, provocada por la similitud de valores de retro dispersión, que finalmente se traduce en predicción de falsos negativos para ambas clases (Figura 7).

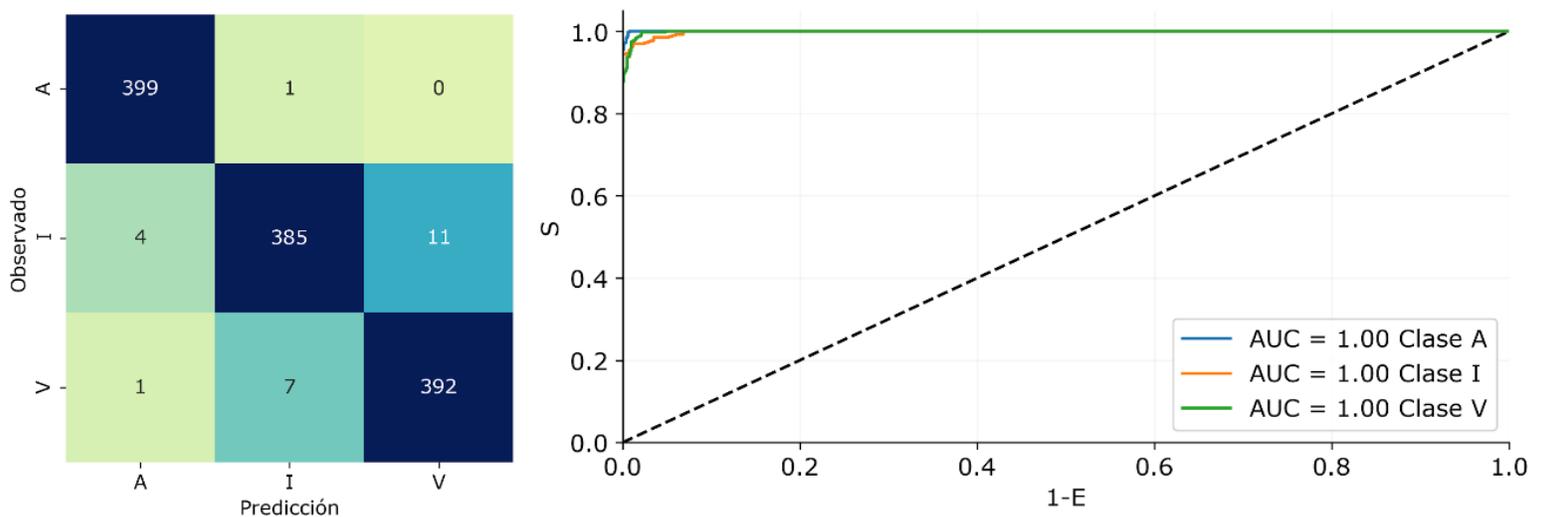


Figura 7. Matriz de confusión y curva ROC del desempeño en predicción del clasificador bosque aleatorio (RF) con base en el conjunto de prueba (10 % del total de datos) de la partición $k = 10$ de la validación cruzada.

Para obtener un mejor estimador de PG se realizó una validación cruzada (VC) con $k = 10$ particiones. En la Figura 8 se describe el comportamiento de PG de los clasificadores RF, GB y SVM. PG promedio

se representa por el punto negro dentro de cada caja. RF obtuvo $PG = 0.979 (+/-0.003)$; GB obtuvo $PG = 0.979 (+/-0.003)$, y SVM obtuvo $PG = 0.974 (+/-0.005)$. Estos resultados muestran que el desempeño promedio de los tres clasificadores es muy similar al desempeño obtenido con un solo conjunto de prueba. Asimismo, se observa que los clasificadores de ensamble RF y GB obtuvieron un desempeño ligeramente superior a SVM. Para propósitos prácticos, los tres clasificadores obtuvieron una precisión global de clasificación alta en predicción.

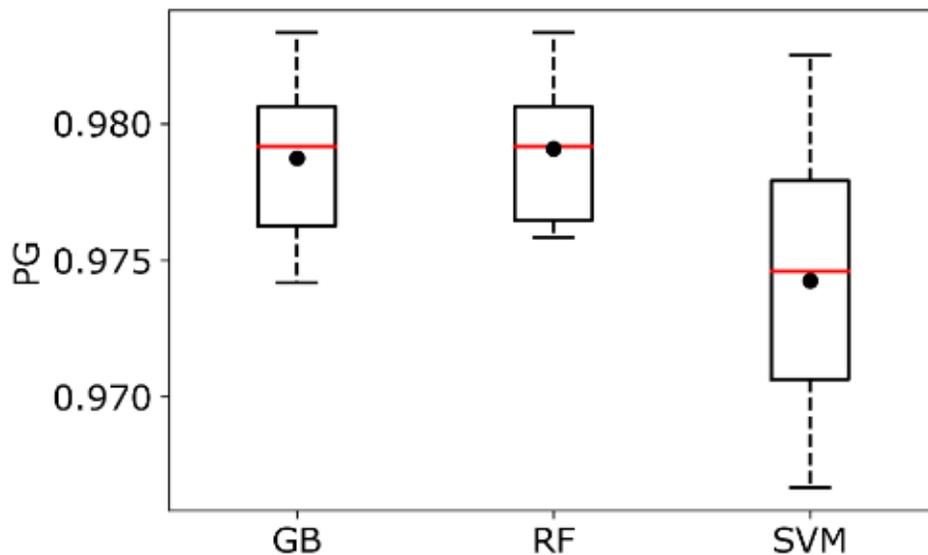


Figura 8. Diagrama de caja para comparar la precisión global (PG) obtenida por validación cruzada ($k = 10$ particiones) de los clasificadores potenciación del gradiente (GB), bosque aleatorio (RF) y máquina de soporte vectorial (SVM).

Zonificación del área bajo estudio

Con los clasificadores RF, GB y SVM entrenados, y con sus hiperparámetros óptimos se procedió a la clasificación de píxeles. Las imágenes TIF de entrada y salida están georreferenciadas con el sistema geodésico mundial (WGS84, World Geodetic System 1984) proyectado en UTM zona 15 norte. En la Figura 9 se ilustra la clasificación de una subsección del área de estudio que corresponde a 46 842.8 ha (11.5 % del área total). Para cada clase A, I y V; RF clasificó 3.6, 8.3 y 88.1 %; GB clasificó 3.7, 8.0 y 88.3 %, y SVM 3.7, 15.6 y 80.7 %, respectivamente. Para la clase A, los porcentajes de área calculados por los tres modelos fueron similares; sin embargo, para la clase I, SVM duplicó el área estimada con respecto a RF y GB. En la Figura 10 se presenta la clasificación del área de estudio en su totalidad (408 687.1 ha). El modelo RF obtuvo A = 15 139.2 ha (3.7 %), I = 30 318.8 ha (7.4 %) ha y V = 363 229.1 ha (88.9 %).

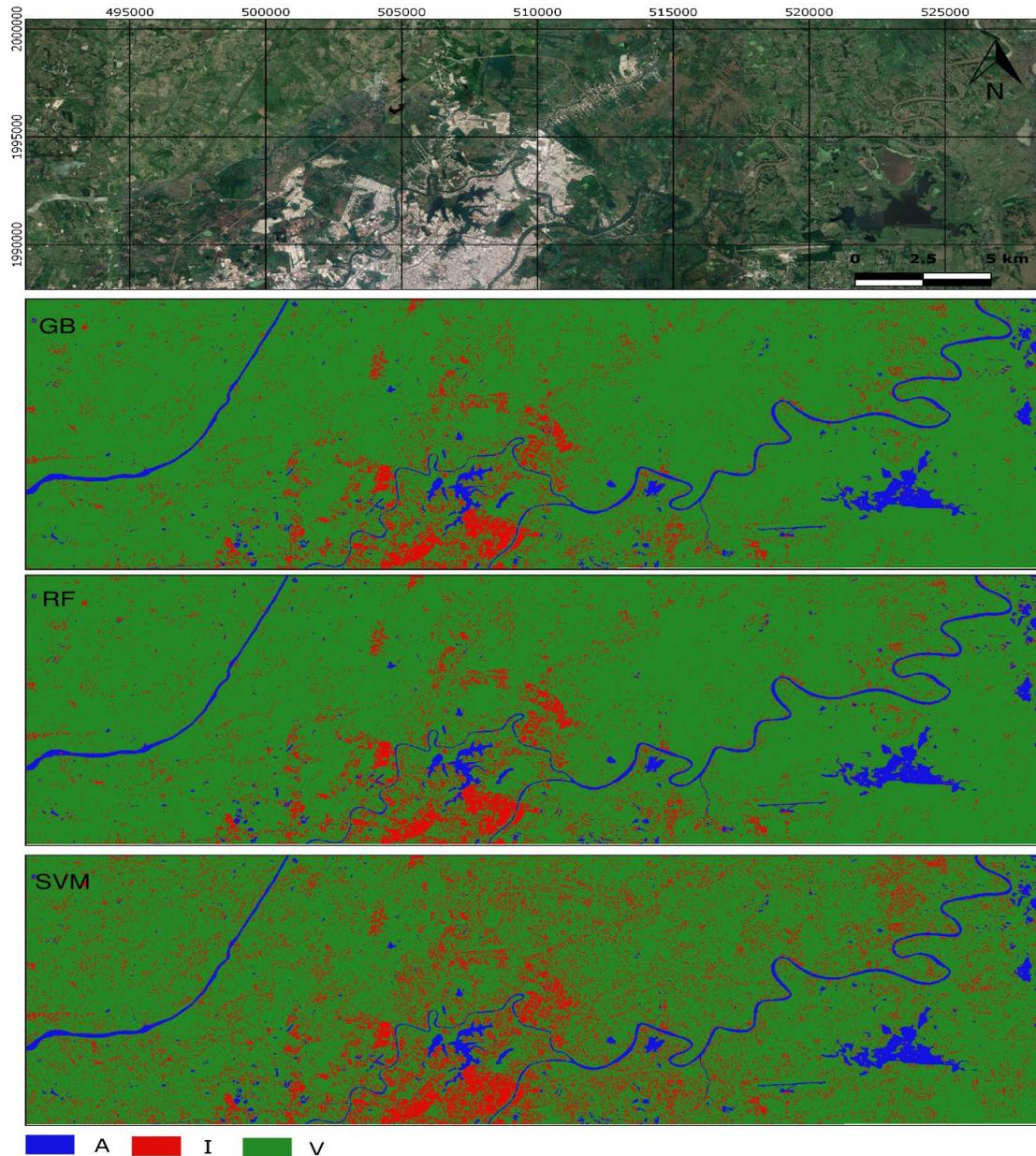


Figura 9. Clasificación de cuerpos de agua (A); infraestructura y suelo desnudo (I), y vegetación (V) con los modelos bosque aleatorio (RF), potenciación del gradiente (GB), y SVM con kernel Gaussiano en una sección de la zona de estudio localizada entre Tabasco y Chiapas, México.

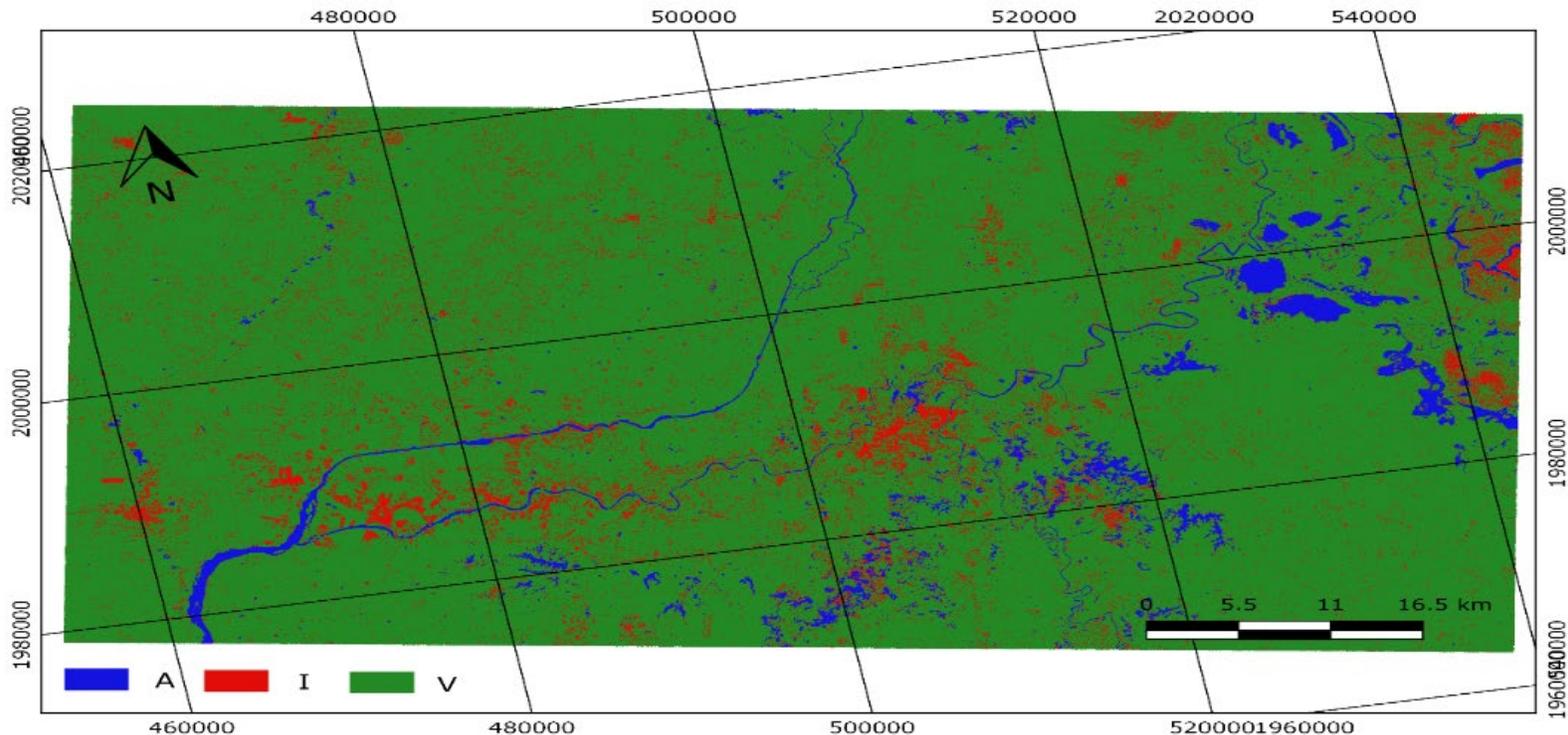


Figura 10. Clasificación de cuerpos de agua (A); infraestructura y suelo desnudo (I), y Vegetación (V) mediante el clasificador bosque aleatorio (RF) en la zona de estudio entre Tabasco y Chiapas, México.

En la Figura 9 se puede confirmar el alto desempeño de los modelos (RF, GB y SVM) para identificar cuerpos de agua con superficie libre y con ligera vegetación acuática. Se determinan perfectamente los límites de los ríos perennes Grijalva y Usumacinta, además de las lagunas, con su respectivo incremento en extensión. Los modelos de aprendizaje

automático permitieron identificar las zonas urbanas inundadas de Villahermosa originada por las intensas lluvias del 6, 7 y 8 de octubre de 2017, que provocaron el desbordamiento de los ríos. El desempeño de los clasificadores utilizados en este estudio son ligeramente superiores a los obtenidos por Chen, Huang, Chen y Feng (2021), dichos autores emplearon un método estándar de umbral adaptativo para automatizar la identificación de zonas inundadas con una PG de 95-97 %. De manera similar al trabajo de Hlaváčová, Kačmařík, Lazecký, Struhár y Rapant (2021), que reporta $PG = 83$ % debido principalmente al tamaño del área de estudio y enfoque automatizado que emplearon estos autores. Los tres clasificadores identificaron de manera correcta la clase I, que corresponde al asentamiento urbano de Villahermosa. No obstante, predicen una tasa alta de falsos positivos que corresponden a la clase V. Este error se duplica con el modelo SVM (Figura 9). El número de errores de identificación aumenta cuando la predicción se realiza en la totalidad del área de estudio (Figura 10).

Conclusiones

Los clasificadores de aprendizaje automático bosque aleatorio (RF) y potenciación del gradiente (GB) obtuvieron mejor desempeño en predicción que el clasificador máquina de soporte vectorial (SVM) para

identificar cuerpos de agua a partir de imágenes de radar de apertura sintética (SAR). RF y GB obtuvieron una precisión global de clasificación promedio (PG) de 97.9 %; y SVM $PG = 97.4$ %. Los tres modelos obtuvieron un valor de $F1_score$ superior a 99.3 % para predecir la clase A: agua; 97.6 % para la clase V: vegetación; y 97.1 % para la clase I: infraestructura.

El alto desempeño en predicción de los tres clasificadores se debe, entre otras razones, a que las clases objetivo agua, vegetación y suelo fueron balanceadas; que las muestras de imagen SAR asociadas con cada clase fueron separables con los valores de las bandas de radar, y que la búsqueda por retícula con validación cruzada de los hiperparámetros de cada modelo permitió reducir el error de clasificación.

La predicción de superficies cubiertas por agua con una precisión del 99.2 % de los clasificadores RF y GB a partir de imágenes SAR muestran el uso potencial de estas imágenes para realizar estudios relacionados con la detección de cuerpos de agua, monitoreo y evaluación de daños por inundaciones. Los modelos presentaron ligeramente menor precisión para distinguir las clases de infraestructura y vegetación; sin embargo, la precisión es alta.

Referencias

- Abdurahman-Bayanudin, A., & Heru-Jatmiko, R. (2016). Orthorectification of Sentinel-1 SAR (Synthetic Aperture Radar) data in some parts of south-eastern Sulawesi using Sentinel-1 Toolbox. 2nd International Conference of Indonesian Society for Remote Sensing (ICOIRS), IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 47(012007). DOI: 10.1088/1755-1315/47/1/012007
- ASF, Alaska Satellite Facility. (2020). Distributed active archive center. Recuperado de <https://asf.alaska.edu/>
- Arreguín-Cortés, F. I., & Rubio-Gutiérrez, H. (2014). Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(3), 5-32.
- Avendaño-Pérez, J., Parra-Plazas, J., & Fredy-Bayona, J. (2014). Segmentación y clasificación de imágenes SAR en zonas de inundación en Colombia, una herramienta computacional para prevención de desastres. *Universidad Antonio Nariño, Revista Facultades de Ingeniería*, 4(8), 24-38.
- Barrero-Ortiz, G. (2019). Evaluación de la eficiencia de los modelos machine learning para la predicción de la calidad del software desarrollado en IBM RPG usando la matriz de confusión y las curvas ROC. Maestría en Gestión de Tecnologías de Información de la escuela de Postgrado de la Universidad Cesar Vallejo de Lima Perú. ResearchGate. DOI: 10.13140/RG.2.2.31760.87040

- Bradley, A. P. (1997). The use of the area under the ROC curve in the evaluation of machine learning algorithms. *Pattern Recognition*, 30(7), 1145-1159. DOI: 10.1016/S0031-3203(96)00142-2
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45, 5–32.
- Chen, S., Huang, W., Chen, Y., & Feng, M. (2021). An adaptive thresholding approach toward rapid flood coverage extraction from Sentinel-1 SAR imagery. *Remote Sensing*, 13(23). DOI: <https://doi.org/10.3390/rs13234899>
- Copernicus Sentinel Data. (2017). Open access to Sentinel-1 user products. Recuperado de <https://scihub.copernicus.eu/>
- ESA & SEOM, European Spatial Agency & Scientific Exploitation of Operational Missions (2019). Sentinel Application Platform (SNAP 7.0). Programa para el análisis y procesamiento de imágenes satelitales (software). Recuperado de <http://step.esa.int/main/download/snap-download/>
- Fawcett, T. (2006). An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters*, 27, 861-874. DOI: 10.1016/j.patrec.2005.10.010
- Fernández-Ordoñez, Y. M., Soria-Ruiz, J., Leblon, B., Macedo-Cruz, A., Ramírez-Guzmán, M. E., & Escalona-Maurice, M. (2020). Imágenes de radar para estudios territoriales, caso: inundaciones en Tabasco con el uso de imágenes SAR Sentinel-1A y Radarsat-2. *Realidad, Datos y Espacio, Revista Internacional de Estadística y Geografía*, 11(1).

- Fernández-Ordoñez, Y. M., & Soria-Ruiz, J. (2015). Imágenes de radar de apertura sintética y conceptos básicos de polarimetría. En: Fernández-Ordoñez, Y., Escalona-Maurice, M. J., & Valdez-Lazalde, J. R. (eds.). *Avances y perspectivas de geomática con aplicaciones ambientales, agrícolas y urbanas* (pp. 37-66). Montecillo, México: Colegio de Postgraduados.
- Friedman, J. (2001). Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *The Annals of Statistics*, 29(5), 1189-1232.
- Geurts, P., Ernst, D., & Wehenkel, L. (2006). Extremely randomized trees. *Mach Learn*, 63, 3-42. DOI: 10.1007/s10994-006-6226-1
- Gini, C. (1912). Variabilità e mutabilità. Reprinted in: Pizetti, E., & Salvemini, T (eds.). *Memorie di metodologica statistica*. Rome, Italy: Libreria Eredi Virgilio Veschi.
- Gomasasca, M. A., Tornato, A., Spizzichino, D., Valentini, E., Taramelli, A., Satalino, G., Vincini, M., Boschetti, M., Colombo, R., Rossi, L., Borgogno-Mondino, E., Perotti, L., Alberto, W., & Villa, F. (2019). Sentinel for applications in agriculture. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLII-3/W6, 91-98.
- Hlaváčová, I., Kačmařík, M., Lazecký, M., Struhár, J., & Rapant, P. (2021). Automatic open water flood detection from Sentinel-1 multi-temporal imagery. *Water*, 13(23), 3392. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13233392>

- Lin, Y. N., Yun, S., Bhardwaj, A., & Hill, E. M. (2019). Urban flood detection with Sentinel-1 multi-temporal Synthetic Aperture Radar (SAR) observations in a Bayesian framework: A case study for hurricane Matthew. *Remote Sensing*, 11(15). DOI: 10.3390/rs11151778
- MathWorks Inc. (2021). Documentación: cvpartition. Recuperado de <https://la.mathworks.com/help/stats/cvpartition.html>
- MathWorks Inc. (2016). MATrix LABoratory (MATLAB R2016a). Plataforma matemática sumamente potente en la manipulación de matrices y análisis numérico (software). Natick, USA: MathWorks Inc.
- Parikh, R., Mathai, A., Parikh, S., Chandra-Sekhar, G., & Thomas, R. (2008). Understanding and using sensitivity, specificity and predictive values. *Indian Journal of Ophthalmology*, 56(1), 45-50. DOI: 10.4103/0301-4738.37595
- Patle, A., & Chouhan, D. S. (2013). SVM kernel functions for classification. 2013 International Conference on Advances in Technology and Engineering (ICATE), 2013, 1-9. DOI: 10.1109/ICAdTE.2013.6524743
- Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A., Cournapeau, D., Brucher, M., Perrot, M., & Duchesnay, E. (2011). Scikit-learn: Machine learning in Python. *Journal of Machine Learning Research*, 12, 2825-2830.

- Perevochtchikova, M., & Lezama-de-la-Torre, J. L. (2010). Causas de un desastre: inundaciones del 2007 en Tabasco, México. *Journal of Latin American Geography*, 9(2), 73-98.
- Podest, E. (16 de abril, 2018). Imágenes Radar (SAR) Seminario NASA - Preprocesamiento, clasificación agua, tierra, Sentinel 1 (2/4) (video). Recuperado de <https://youtu.be/pVeh9ChATwA>
- Pulella, A., Aragão-Santos, R., Sica, F., Posovszky, P., & Rizzoli, P. (2020). Multi-temporal Sentinel-1 backscatter and coherence for rainforest mapping. *Remote Sensing*, 12(847). DOI: 10.3390/rs12050847
- QGIS.org. (2020). QuantumGis (QGIS versión 3.10.7-A Coruña). Sistema de Información Geográfica, proyecto de fundación geoespacial de código abierto (software). Recuperado de <https://qgis.org/es/site/>
- Raschka, S. (2018). *Model evaluation, model selection, and algorithm selection in machine learning*. Madison, USA: University of Wisconsin.
- Raschka, S., & Mirjalili, V. (2017). *Python Machine Learning: Machine Learning and Deep Learning with Python, Scikit-learn, and TensorFlow (2nd ed.)*. Birmingham, UK: Packt Publishing Ltd.
- Sami, A., & Abdulmunem, M. E. (2020). Synthetic aperture radar image classification: A survey. *Iraqi Journal of Science*, 61(5), 1223-1232. DOI: 10.24996/ijs.2020.61.5.29.

- Sánchez, A. J., Salcedo, M. A., Florido, R., & Mendoza, J. D. (2015). Ciclos de inundación y conservación de servicios ambientales en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta. *Contactos*, 97, 5-14.
- Shen, X., Wang, D., Mao, K., Anagnostou, E., & Hong, Y. (2019). Inundation extent mapping by synthetic aperture radar: A review. *Remote Sensing*, 11(879). DOI: 10.3390/rs11070879
- Smola, A., & Schölkopf, B. (2004). A tutorial on support vector regression. *Statistics and Computing*, 14, 199-222.
- Swamynathan, M. (2017). *Mastering Machine Learning with Python in Six Steps*. Apress. DOI: 10.1007/978-1-4842-2866-1
- UN-SPIDER, United Nations Platform for Space-based Information for Disaster Management and Emergency Response. (2020). Step-by-step: Mudslides and associated flood detection using Sentinel-1 data. Recuperado de <https://un-spider.org/advisory-support/recommended-practices/mudslides-flood-sentinel-1/step-by-step>
- Vapnik, V. (1995). *The nature of statistical learning theory*. New York, USA: Springer.

Zhang, B., Wdowinski, S., Oliver-Cabrera, T., Koirala, R., Jo, M. J., & Osmanoglu, B. (2018). Mapping the extent and magnitude of sever flooding induced by hurricane Irma with multi-temporal sentinel-1 SAR and InSAR observations. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLII-3(3), 2237-2244. DOI: 10.5194/isprs-archives-XLII-3-2237-2018

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

Artículos

Modelos paramétricos de distribución temporal de precipitaciones en la estación meteorológica Yabú de la provincia Villa Clara, Cuba

Parametric models of rainfall temporal distribution at the Yabú meteorological station in Villa Clara province, Cuba

Carlos Castillo-García¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6430-2775>

Ismabel Domínguez-Hurtado², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7841-8031>

Yoel Martínez-González³, ORCID: <https://www.orcid.org/0000-0002-8023-7897>

¹Universidad Central Marta Abreu de Las Villas, Santa Clara, Cuba, ccgarcia@uclv.cu

²Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara, Santa Clara, Cuba, ismabel.dominguez@vcl.insmet.cu



³Instituto Superior de Tecnologías y Ciencias Aplicadas, La Habana, Cuba,
ymg@instec.cu

Autor para correspondencia: Carlos Castillo-García, ccgarcía@uclv.cu

Resumen

La obtención de patrones de distribución temporal de la lluvia mediante curvas de masa sintéticas o hietogramas es un recurso aplicado a nivel internacional para elaborar la tormenta de diseño. En el presente artículo se realizó un análisis de 243 eventos lluviosos convectivos de más de 25 mm ocurridos en la estación meteorológica Yabú de la provincia Villa Clara, Cuba, en el periodo comprendido desde 1989 hasta 2019, con el objetivo de elaborar los hietogramas sintéticos característicos de la estación mediante el método de Huff. Se categorizaron las lluvias y se identificaron tres tipos SC-T1, SC-T2, SC-T3 de acuerdo con la relación entre el tiempo de duración del aguacero y el tiempo donde ocurren las mayores intensidades. Las curvas de masa obtenidas para cada probabilidad de ocurrencia se expresaron en hietogramas adimensionales, los cuales fueron ajustados a los modelos paramétricos de Sherman, Wenzel y uno propio elaborado por los autores, que describen la distribución de las intensidades con respecto al tiempo. Este resultado permitió obtener las curvas de intensidad-frecuencia-duración para cada

tipo de aguacero, y cada probabilidad de ocurrencia. Se lograron elevados coeficientes de correlación de Pearson y el modelo elaborado por los autores mostró el mejor desempeño. Los resultados indican que los hietogramas adimensionales obtenidos reflejan satisfactoriamente el fenómeno de lluvias convectivas en la localidad de estudio.

Palabras clave: curva de masa, coeficiente de retardo, hietograma sintético, pluviograma, precipitación convectiva.

Abstract

Obtaining patterns of rainfall temporal distribution through synthetic mass curves or hietographs is a resource applied internationally to develop the design storm. In this paper, an analysis of 243 convective rainfall events of more than 25 mm that occurred in the Yabú meteorological station of Villa Clara province, Cuba in the period from 1989 to 2019, was carried out with the objective of elaborating the synthetic hietographs characteristic of the station using Huff's method. The rainfall was classified and three types SC-T1, SC-T2, SC-T3 were identified according to the relationship between the duration of storm and the time where the highest intensities occur. The mass curves obtained for each probability of occurrence were expressed in dimensionless hietographs, which were adjusted to the parametric models of Sherman,

Wenzel and one model elaborated by the authors, which describe the distribution of the intensities with respect to time. This result allowed obtaining the intensity-frequency-duration curves for each type of storm, and each probability of occurrence. High Pearson correlation coefficients were achieved and the model developed by the authors showed the best performance. The results indicate that the dimensionless hyetographs obtained satisfactorily reflect the phenomenon of convective rainfall in the study location.

Keywords: synthetic hyetograph, convective rainfall, pluviogram, mass curve, precipitation.

Recibido: 07/09/2021

Aceptado: 27/12/2021

Introducción



La tormenta de diseño es uno de los componentes de mayor relevancia en modelos de lluvia-escorrentamiento debido a que es el punto inicial de cualquier análisis a escala de eventos que se pretenda realizar. Chow, Maidment y Mays (1994) definen de una manera práctica a la tormenta de diseño como un patrón de precipitación definido para utilizarse en el diseño de un sistema hidrológico e incluso puede ser utilizada para estudios de erosividad sobre terrenos con capacidad potencial de deslaves de tierra (Singh & Singh, 2020).

La lluvia es usualmente descrita por varios parámetros asociados con sus características propias (Pochwat, Słyś, & Kordana, 2017): la intensidad (mm/min o mm/h), la lámina de precipitación (mm) y su duración (min, h). Sin embargo, estos no son suficientes para su total descripción, ya que el factor forma o distribución se hace imprescindible obtenerlo, pues puede ser definitorio en un modelo de escorrentía. Mazurkiewicz y Skotnicki (2018b) determinan que puede existir un incremento del pico de la descarga con un incremento del valor del coeficiente de avance de la tormenta r (o retardo del pico), el cual no es más que la relación entre el tiempo desde el inicio de la tormenta hasta donde se produce la mayor intensidad (o mayores intensidades) y el tiempo total de la tormenta.

Acorde con El-Sayed (2018), Dauji (2019), y Balbastre-Soldevila, García-Bartual y Andrés-Doménech (2019), tradicionalmente existen dos formas para encontrar hietogramas patrones para tormentas de diseño. La primera está basada en estudios de los patrones de precipitación reales de eventos lluviosos ocurridos en una estación de medición determinada. En 1986, el Servicio de Conservación de Suelos (SCS) de Estados Unidos del Departamento de Agricultura publicó tormentas sintéticas para el uso en ese país, con duraciones que varían de 6 a 24 horas (Serna & Taipe, 2019); los resultados para 24 h se conocen internacionalmente como Tipo I, IA, II y III (Bezák, Šraj, Rusjan, & Mikoš, 2018), los cuales corresponden a regiones específicas de EUA. Es recomendada según MacCuen (1989) —citado en García-Bartual y Andrés-Doménech (2017)— para cuencas menores de 250 km², y son aplicables para cualquier periodo de retorno.

El método de Huff también obtiene patrones de precipitación (Huff, 1990), y en los últimos años ha ganado en fuerza en muchos países del mundo. Como los propios modelos del SCS, las curvas de Huff son curvas acumulativas adimensionales, con una específica probabilidad de ocurrencia (Pan, Wang, Liu, Huang, & Wang, 2017), y son ampliamente utilizadas en modelos de lluvia-escurrimiento como tormenta de diseño. En la práctica, los datos históricos de tormentas se dividen en cuatro cuartiles de acuerdo con el tiempo del pico normalizado; cada uno de ellos presenta curvas con base en la probabilidad de ocurrencia.

Varios estudios han adoptado la metodología de Huff para la obtención de curvas de masa, así como hietogramas sintéticos representativos de una localidad determinada. El-Sayed (2018) construyó los hietogramas patrones para el área del Sinaí en Oriente medio y llegó a la conclusión de que sus resultados son un 17 % mayor a los del SCS con respecto al pico de la descarga en un modelo de escorrentía teórico-conceptual. Serna y Taipe (2019) realizaron un trabajo muy interesante sobre la variación de los tipos de tormentas obtenidas con el método de Huff con respecto a la latitud donde ocurrían en la zona de los Andes Centrales en Perú. Sumarauw, Pandey, & Legrans (2019); Duka, Lasco, Veyra Jr. y Aralar (2017); Jun, Qin y Lu (2019), así como Priambodo, Suhardjono, Montarcihc y Suhartanto (2019), obtuvieron patrones en varios países del sudeste asiático. Otros estudios en países como Eslovenia y Polonia, reportados por Bezak *et al.* (2018), y Mazurkiewicz y Skotnicki (2018a), realizan análisis similares sobre la influencia de los tipos de lluvia obtenidos en modelos de escorrentía.

La segunda forma para obtener patrones conductuales de distribución temporal de las precipitaciones es la obtención de hietogramas mediante las curvas de intensidad-duración-frecuencia (IDF). Este método fue propuesto inicialmente por Keifer y Chu (1957), y a partir de éste han surgido derivaciones que, según Watt y Marsalek —citados por Krvavica y Rubinić (2020) —, pueden considerarse en dos ramas: a) métodos de figuras geométricas simples y b) métodos basados

en la frecuencia. Entre los más utilizados se encuentran el hietograma rectangular, hietograma triangular, método de Sifalda, tormenta de diseño de Chicago, y su variante mejorada de bloques alternos tal y como reportan Pochwat *et al.* (2017); Balbastre-Soldevila *et al.* (2019), y García-Bartual y Andrés-Doménech (2017). El modelo de intensidad instantánea desarrollado por Keifer y Chu (1957) fue aplicado por Na y Yoo (2018) para evaluar la distribución temporal de precipitaciones con eventos máximos anuales en Seúl, Corea. Recientemente, Martínez Planos y Perdigón (2020) han obtenido patrones de distribución temporal en forma de hietogramas, considerando el origen y peligro de las precipitaciones.

El fenómeno de tormenta local ha sido causante de muchos problemas de inundación súbita en cuencas pequeñas, tal es el caso de la cuenca de los ríos Bélico y Cubanicay en la ciudad de Santa Clara; con la adopción de modelos de lluvia se pretende predecir los impactos de cada tipo de tormenta en la red fluvial; la variación temporal junto con la espacial (esta última reducida casi a cero para cuencas lo suficientemente pequeñas) permite conocer con exactitud la ubicación de los picos del hidrograma resultante en un sistema de drenaje determinado, para la adopción de medidas no estructurales oportunas que permitan salvaguardar bienes y recursos, los cuales son continuamente dañados ante la imposibilidad de predecir dichos eventos.

El objetivo principal de esta contribución es la obtención de los hietogramas de precipitación correspondientes a la estación meteorológica Yabú, cercana a la ciudad de Santa Clara, a través del estudio de 31 años de registros comprendidos entre 1989 y 2019 de eventos lluviosos superiores a 25 mm en 24 h. El estudio se basa en un gráfico unitario de lámina contra tiempo, lo cual permite una flexibilidad mayor para distintos usos tanto ingenieriles como hidrometeorológicos. En este sentido, serán evaluados tres modelos a partir del método de la intensidad instantánea, a partir de la estimación de parámetros mediante un ajuste mínimo cuadrático. Con posterioridad se obtendrán las respectivas curvas IDF, características de la estación en estudio, para utilizarlas en un futuro estudio de regionalización en próximas contribuciones.

Materiales y métodos



La estación meteorológica Yabú (Código 78343) se encuentra en la provincia de Villa Clara, Cuba, localizada en los 22° 26' N y 79° 59' W, a 116.44 m sobre el nivel medio del mar, con presencia de un relieve llano (ver Figura 1), a unos 7 km del centro de la ciudad de Santa Clara. Está enmarcada en la margen este de la cuenca del río Sagua La Grande, sistema fluvial más amplio de la provincia y en donde se encuentran dos de los embalses de mayor importancia económica de la región: embalse Palmarito y Alacranes; aunque no es la única estación meteorológica de la cuenca, su privilegiada posición en la misma permite tener un certero comportamiento de las variables climáticas que afectan el lugar. Comenzó su funcionamiento el 3 de septiembre de 1976, fecha de su primer registro de medición de todas las variables propias. Posee varios instrumentos adecuados para la actividad meteorológica, entre los cuales se encuentran el pluviómetro y pluviógrafo:

1. Pluviómetro: modelo (USWB), con fecha de inicio de mediciones en 1976; las mediciones se realizan en milímetros (mm).
2. Pluviógrafo: marca (Estándar), modelo (P-2), serie (281), fabricado en la antigua Unión de Repúblicas Socialistas Soviéticas (URSS), con fecha de inicio de mediciones en 1976.



Figura 1. Ubicación geográfica de la estación meteorológica Yabú, provincia de Villa Clara, Cuba.

Se realiza un análisis de 31 años de registros pluviográficos desde el año 1989 hasta el 2019, con registros solo interrumpidos en periodos que no exceden los tres meses debido a roturas, mantenimiento, mal funcionamiento o mala calidad del pluviograma para su lectura. En el caso del año 1990, sus registros se extraviaron, por ello se considera comenzar el análisis en 1989. El periodo comprendido entre los años 1976 y 1988 no se incluyó por la ausencia intermitente de datos debido a las causas expuestas con anterioridad, además de considerar un futuro análisis de las estaciones restantes en la provincia donde la más joven de las estaciones comienza sus mediciones a finales de la década de 1980. Los pluviogramas fueron discretizados de la siguiente manera:

1. Pluviograma analizado (PAN): carta con presencia de más de dos marcas de sifonados, lo cual significa que en cartas bien calibradas el registro excede los 20 mm y en su gran mayoría los 25 mm. Estos pluviogramas son digitalizados mediante curvas de masas.
2. Pluviograma no analizado (PNA): carta con presencia de 1 a 2 marcas de sifonado, lo cual asegura de 10 a 20 mm de medición en 24 h de registro. A estos pluviogramas no se les realiza curvas de masa, solo se obtienen los valores de lámina medida por el equipo; tiempo medido por el equipo; intensidad media de la precipitación medida en el equipo, y lámina total de 24 horas (esta última es un valor que el operador del equipo escribe en la ficha técnica de la carta; valor obtenido de la medición del pluviómetro que se encuentra a menos de dos metros del pluviógrafo; los PAN también recogerán este valor).
3. Pluviograma perdido (PPE): no se cuenta datos de lluvia en un periodo determinado o el equipo es defectuoso; en algunos casos se obtiene la medición de 24 h; en otros, la causa exacta de la mala medición u otra descripción.

La Tabla 1 muestra un resumen de la obtención de estos datos iniciales por quinquenios. Es importante señalar que la cifra total de PAN no coincide con la de eventos lluviosos registrados debido a que en algunas oportunidades los eventos no superan los 25 mm de lluvia y aunque se digitalice su curva de masa no son incluidos en el análisis. En otros casos,

la lluvia no es estadísticamente significativa para el caso de este estudio, pero sí para la obtención de sus relaciones de IDF paramétricas de corta duración en posteriores contribuciones.

Tabla 1. Resumen de datos de los pluviogramas.

Periodo de medición	PAN	PNA	PPE	Días sin pluviogramas
1989-1994	62	80	6	413
1995-1999	58	72	24	0
2000-2004	55	72	12	120
2005-2009	48	73	16	28
2010-2014	55	81	15	61
2015-2019	43	91	4	122

Fuente: elaboración propia.

El análisis de los PAN y PNA discretiza los eventos lluviosos del periodo 1989-2019, ocurridos en la estación meteorológica Yabú en varios tipos de lluvias, las cuales serán clasificadas de acuerdo con el uso que se les da en esta investigación en:

1. No significativa: lluvia frontal de 0 a 10 mm, generalmente presente en los meses secos y de las cual no se analizará pluviograma.
2. Poco significativa: lluvia de entre 10 y 25 mm, presente por lo general en PNA, aunque de ella solo se obtienen parámetros como intensidad promedio, lámina y tiempo. Se cuantifica un total de 409 eventos.
3. Significativa: lluvia mayor a 25 mm, utilizada para la obtención de curvas de masa; se extraen todos los datos necesarios y se realiza el procesamiento detallado. Están todas en PAN y se cuantifica un total de 243 eventos con duraciones que oscilan de 20 a 285 min, y láminas entre 20 y 125 mm.
4. Eventos ciclónicos: en total se compilan en el periodo la ocurrencia de 20 eventos ciclónicos extremos desde Lily en 1996 hasta Alberto en 2018, la mayoría con problemas en el registro o que el nivel de precipitación en la estación fue poco o no significativo.

Para obtener los patrones de distribución temporal de las precipitaciones representativos de la estación meteorológica Yabú, primero se estudian los procedimientos de Huff (1990), siendo válido destacar que en este caso el propio autor cita que, en su estudio elaborado en 1967, la relación de estas curvas unitarias podía obtenerse a partir de una estación puntual o de un registro de un área desde 130 hasta 1 035 km². Señala además que la distribución de la lluvia es agrupada de acuerdo con la posición del momento donde ocurren las

máximas intensidades del evento, lo cual, a su consideración, podría ocurrir en el primer, segundo, tercer y cuarto cuartil de la tormenta.

La revisión de la literatura indica que existen ejemplos de reducción de cantidad de cuartiles, tal es el caso de Serna y Taipe (2019), quienes proponen tres, cuya filosofía será adoptada en este estudio. Dauji (2019) propone una nueva metodología, también inspirada en el método de Huff, que detalla la elaboración de hietogramas sintéticos usando la curva de masa generalizada del 95 % de nivel de confianza para cada año; su resultado es la obtención de una curva de masa unitaria global, la cual se dimensiona con los parámetros de curvas IFD de la región de estudio. Para elaborar las curvas de masa unitarias en este estudio se propone la siguiente secuencia de pasos:

1. Obtener las curvas de masa dimensionales de cada evento lluvioso ocurrido mayor de 25 mm de la estación de estudio.
2. Elaborar la curva de masa unitaria de todos los eventos registrados en el paso 1, no considerando en esta curva los tramos iniciales y finales, donde la intensidad sea menor a 0.033 mm/min consideradas débiles (AEMET, 2015).
3. Clasificar en tres grupos (Tipo 1, 2 y 3, respectivamente) las curvas de masa unitaria de acuerdo con las probabilidades de ocurrencia (obtenida para cada valor unitario de tiempo con intervalos de 5 % usando los valores percentiles en P_{10} , P_{20} , P_{30} ,... P_{90}), y a la relación entre el tiempo de duración del aguacero y el tiempo donde ocurren las mayores

intensidades (coeficiente de avance de la tormenta r). Tipo 1 ($r < 0.5$, aguaceros de tipo adelantado); Tipo 2 ($r \sim 0.5$, aguaceros de tipo centrado), y Tipo 3 ($r > 0.5$, aguaceros de tipo retardado).

4. Encontrar los hietogramas adimensionales de Tipo 1, 2 y 3, respectivamente, a partir de las curvas de masa unitaria del paso 3.
5. Obtener los parámetros de ajuste de modelos paramétricos de distribución temporal de las precipitaciones en la estación de referencia.
6. Obtener las respectivas curvas intensidad-duración-frecuencia (IDF).

Los patrones conductuales de las precipitaciones pueden ser representados por las curvas IDF (Planos, Limia, & Vega, 2005; Martínez *et al.*, 2020). Estas curvas, entre múltiples aplicaciones, facilitan que los diseños ingenieriles de obras civiles, y en particular las hidráulicas, sean más confiables (Gutiérrez, Pérez, Angulo, Chiriboga, & Valdés, 2017; Balbastre, 2018), y constituyen una herramienta de análisis y planificación en el corto, mediano y largo plazos, que tiene un peso significativo en las decisiones de las inversiones y su protección. En la Tabla 2 se muestra un grupo de ecuaciones utilizadas en la práctica hidrológica para estimar la intensidad de la precipitación. Según estas ecuaciones, la intensidad de la precipitación decrece con la duración del evento lluvioso, lo cual se puede asociar con cierta probabilidad de ocurrencia.

Tabla 2. Ecuaciones empíricas para curvas IDF.

Autor	Formulación
Talbot	$I = \frac{a}{t+b}$ (1a)
Bernard	$I = \frac{a}{t^n}$ (1b)
Sherman	$I = \frac{a}{(t+b)^n}$ (1c)
Wenzel	$I = \frac{a}{t^{n+b}}$ (1d)

a , b y n = parámetros de ajuste relacionados con los datos, los cuales varían con la probabilidad de ocurrencia.

Fuente: Martínez *et al.* (2020).

Al realizar una inspección en las ecuaciones (1a) a (1d) es posible extender la estructura de las mismas, considerando que cada parámetro de ajuste varía con la probabilidad de ocurrencia, utilizando el siguiente modelo:

$$I = \frac{a}{(t^n+b)^c} \quad (2)$$

El empleo de curvas adimensionales es un recurso técnico de excelencia para hacer comparables los registros en localidades físico-

geográficamente homogéneas; para dar mayor certidumbre a otras técnicas como la transposición de valores, y para tratar los valores anómalos (Martínez *et al.*, 2020). Para hacer esto, primero se normalizan los tiempos e intensidades. En este caso, se considera la duración T_d y la intensidad media I_m para cada probabilidad de ocurrencia, como $I_m(prob) = \frac{P_{acum}(prob)}{T_d}$, siendo $P_{acum}(prob)$ la precipitación acumulada de cierta probabilidad de ocurrencia en el tiempo T_d . De esta manera se establecen las siguientes relaciones adimensionales $\tau = \frac{t}{T_d}$ e $i = \frac{I}{I_m}$, para tiempo e intensidad, respectivamente, y entonces la Ecuación (2) se puede reescribir como:

$$i = \frac{a}{(\tau^n + b)^c} \quad (3)$$

En las ecuaciones (1a) a (1d), (2) y/o (3), los parámetros son considerados constantes para cada probabilidad de ocurrencia, con independencia de la duración de las precipitaciones. Esta particularidad permite obtener una relación lineal en un sistema coordenado doblemente logarítmico, o sea:

$$\log i = \log a - c \log(\tau^n + b) \quad (4)$$

Sin embargo, a pesar de la extensión en complejidad introducida en las ecuaciones (2) y (3), es posible que, para todas las duraciones, no se obtengan resultados satisfactorios en la regresión. Por esta razón, se introduce una extensión con un término de segundo orden en un sistema coordenado doblemente logarítmico, es decir:

$$\log i = \log a - c \log(\tau^n + b) - m \log^2 (\tau^n + b) \quad (5a)$$

o bien:

$$i = \frac{a}{(\tau^n + b)^{c+m \log(\tau^n + b)}} \quad (5b)$$

Nótese que es introducido un parámetro adicional m , el cual es particularmente necesario para ajustar eventos de precipitación de corta duración. En la Tabla 3 se muestran los valores que deben adoptar los parámetros de la Ecuación (5b) para describir los casos particulares correspondientes a los modelos de curvas IDF de Talbot, Bernard, Sherman y Wenzel, presentados con anterioridad en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores de los parámetros de la Ecuación (2) para casos particulares.

Autor	Parámetros
Talbot	$n = 1, c = 1, m = 0$
Bernard	$b = 0, c = 1, m = 0$
Sherman	$n = 1, m = 0$ c : reemplaza a n en (1c)
Wenzel	$c = 1, m = 0$

Fuente: elaboración propia a partir de varios autores.

De acuerdo con el método de intensidad instantánea desarrollado por Keifer y Chu (1957), la intensidad de lluvia instantánea R en un aguacero de tormenta puede ser descrito por la siguiente ecuación diferencial ordinaria, como una función de la intensidad i de las curvas IDF:

$$R = i + \tau \frac{di}{d\tau} \quad (6)$$

Al aplicar este método a las ecuaciones (1a) a (1d) y (5b) se puede demostrar que la intensidad instantánea R vendrá dada para cada modelo paramétrico, tal y como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Hietogramas instantáneos adimensionales.

Autor	Formulación
Talbot	$R = \frac{a b}{(\zeta + b)^2} \quad (7a)$
Bernard	$R = \frac{a(1-n)}{\zeta^n} \quad (7b)$
Sherman	$R = \frac{a [b+(1-n)\zeta]}{(b+\zeta)^{n+1}} \quad (7c)$
Wenzel	$R = \frac{a [b+(1-n)\zeta^n]}{(b+\zeta^n)^2} \quad (7d)$
Autores	$R = \frac{a [b + [1 - c n - 2 m n \log(b + \zeta^n)] \zeta^n]}{(b + \zeta^n)^{c + m \log(b + \zeta^n) + 1}} \quad (7e)$
Autores ($m = 0$)	$R = \frac{a [b + (1 - c n) \zeta^n]}{(b + \zeta^n)^{c+1}} \quad (7f)$

a, b, c, n y m = parámetros de ajuste relacionados con los datos, los cuales varían con la probabilidad de ocurrencia.

Fuente: elaboración propia a partir de varios autores.

En la expresión anterior es introducida la variable ζ , la cual representa una escala temporal relativa al coeficiente de avance de la tormenta r , y se define como:

$$\zeta = \begin{cases} \frac{r-\tau}{r} & 0 \leq \tau \leq r \\ \frac{\tau-r}{1-r} & r \leq \tau \leq 1 \end{cases} \quad (8)$$

Para $\zeta = 0$ se obtiene la intensidad máxima R_{max} , y en este sentido el parámetro a puede obtenerse en función de dicho valor de intensidad, evidenciándose su proporcionalidad lineal con relación a dicho valor de intensidad. Es válido destacar que, en el modelo de Bernard, existe una indefinición debido a la estructura simple de su ecuación. Sin embargo, puede introducirse un valor pequeño en la escala adimensional de tiempo $\zeta = \varepsilon$, por ejemplo $\varepsilon = 0.01$, y de forma aproximada queda resuelto ese inconveniente. En efecto, para cada caso en particular resultará tal y como se muestra en la Tabla 5.

Tabla 5. Dependencia del parámetro a .

Autor	Formulación
Talbot	$a = R_{max} b$
Bernard	$a = \frac{R_{max} \varepsilon^n}{(1 - n)}$
Sherman	$a = R_{max} b^n$
Wenzel	$a = R_{max} b$
Autores	$a = R_{max} b^{c + m \log(b)}$
Autores ($m = 0$)	$a = R_{max} b^c$

Fuente: elaboración propia a partir de varios autores.

En esta contribución, aunque el análisis puede ser conducido para todos los modelos paramétricos presentes en la Tabla 4, sin restar generalidad serán seleccionados por su robustez el de Sherman (Ecuación (7c)); Wenzel (Ecuación (7d) y Ecuación (7e)), desarrollado este último por los autores. Los parámetros serán obtenidos a partir de un ajuste no lineal, de forma tal que se minimice la siguiente función objetivo:

$$F. O(\bar{p}) = \min \log \sqrt{1 + \sum_{j=1}^N (R_j(\bar{p}) - R_{oj})^2} \quad (9)$$

siendo \bar{p} = vector de parámetros (en sentido general $\bar{p} = [R_{max}, b, c, n, m, r]$); N = número de observaciones; R = intensidad instantánea simulada, y R_o = intensidad instantánea registrada (observada).

Resultados y discusión

La aplicación del método de Huff con las modificaciones propuestas por Serna y Taipe (2019) conduce a las siguientes curvas de masa, con incremento en la escala de tiempo del 5 % e hietogramas instantáneos adimensionales para cada agrupación establecida (ver Figura 2).

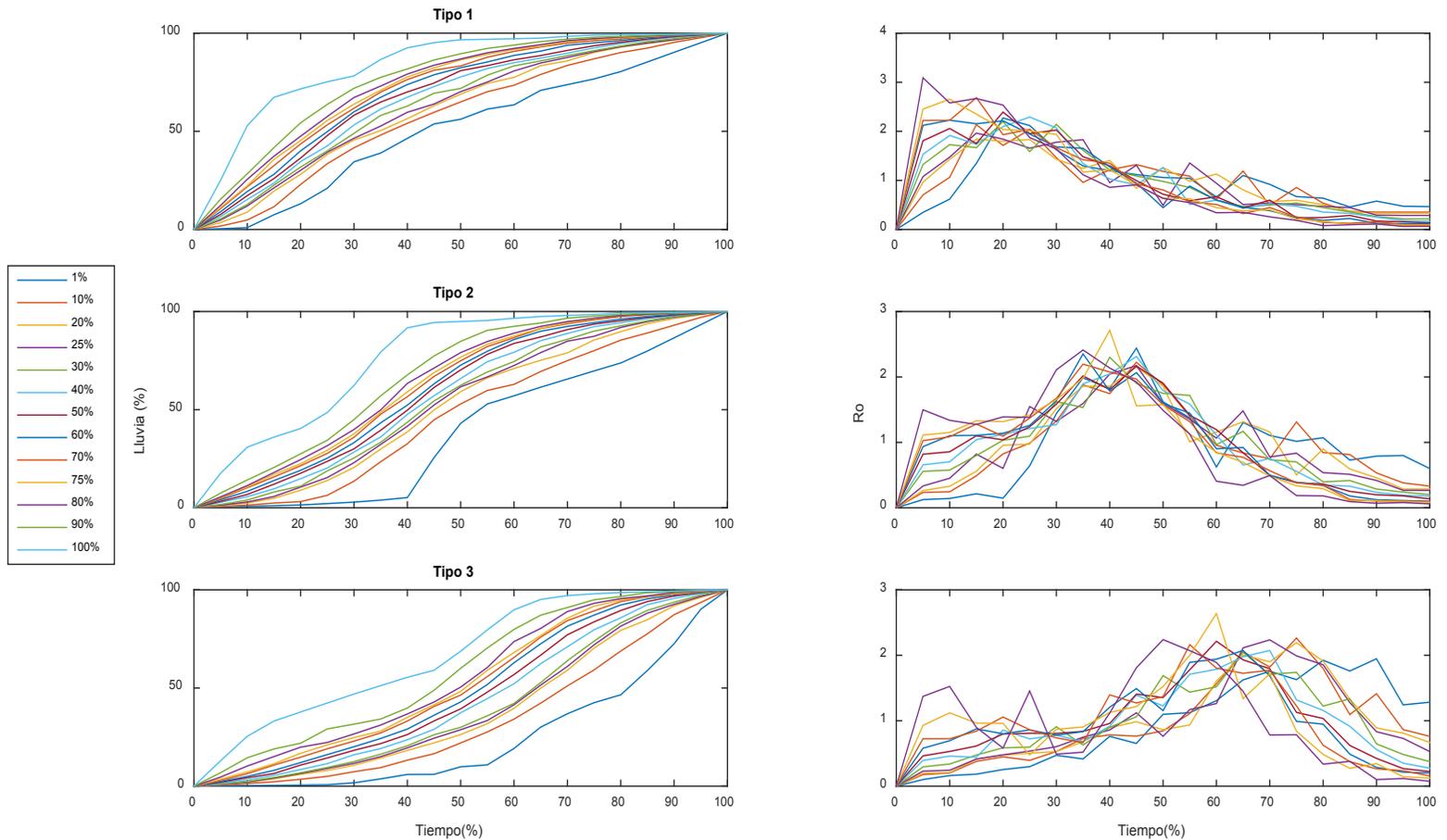


Figura 2. Curvas de masa e hietogramas instantáneos adimensionales agrupados. Fuente: elaboración propia.

Los parámetros de los modelos de distribución temporal de las precipitaciones son obtenidos aplicando el método de Levenberg-

Marquardt —descrito en detalle por Gill, Murray y Wright (1981)— para minimizar la función objetivo descrita por la Ecuación (9). Por la importancia que revierte para el territorio, para cada tipo de distribución y modelo se exponen los resultados en la Tabla 7, Tabla 8 y Tabla 9, caracterizados por satisfactorias correlaciones a partir de los valores del coeficiente de correlación de Pearson, de acuerdo con la estrategia seguida en esta contribución. Es válido destacar, a partir del incremento temporal del 5 %, que se tiene un total de $N = 21$ pares de datos para cada distribución. Para una prueba unilateral, según grados de libertad ($N - 2$), el valor del crítico del coeficiente de correlación de Pearson para un nivel del 5 % de significación es de 0.369. En tal sentido, todos los valores alcanzados que se reportan en la Tabla 7, Tabla 8 y Tabla 9 son estadísticamente significativos, pues son superiores al crítico.

Tabla 7. Parámetros y correlación del modelo de Sherman.

Prob. (%)	Rmax	b	n	r	Coef. correlación de Pearson
Tipo 1 ($r < 0.5$)					
10	2.3152	0.8051	1.07	0.2016	0.5600
25	2.1842	1.1502	1.25	0.1239	0.9076
40	2.4491	0.9604	1.25	0.1660	0.8866
50	2.6833	0.8697	1.25	0.0636	0.8970
60	2.6739	0.8447	1.25	0.1641	0.8589
75	3.1079	0.6938	1.25	0.1084	0.8851
90	3.9217	0.5169	1.25	0.0527	0.9640
Tipo 2 ($r \sim 0.5$)					
10	2.5308	0.6468	1.01	0.4324	0.5426
25	2.4088	0.9808	1.25	0.4220	0.9260
40	2.4182	0.9683	1.25	0.3998	0.9320
50	2.5300	0.9113	1.25	0.3883	0.9510
60	2.5001	0.9350	1.25	0.3715	0.9291
75	2.5520	0.8955	1.25	0.3598	0.9055
90	2.8367	0.7676	1.25	0.3226	0.8453
Tipo 3 ($r > 0.5$)					
10	2.3756	0.9970	1.25	0.8927	0.5531
25	2.5551	0.8867	1.25	0.7802	0.9142
40	2.2181	1.1157	1.25	0.6848	0.8561
50	2.3718	0.9959	1.25	0.6812	0.9202
60	2.4403	0.9519	1.25	0.6275	0.9239
75	2.2467	1.0822	1.25	0.5846	0.9050
90	2.7299	0.3355	0.74	0.5260	0.7450

Fuente: elaboración propia.

Tabla 8. Parámetros y correlación del modelo de Wenzel.

Prob. (%)	Rmax	b	n	r	Coef. correlación de Pearson
Tipo 1 ($r < 0.5$)					
10	2.3402	0.7157	1.0003	0.2022	0.5601
25	2.2212	0.8212	0.9961	0.1232	0.9039
40	2.4918	0.6905	1.0001	0.1137	0.8951
50	2.7205	0.6169	1.0019	0.0629	0.8850
60	2.9278	0.5540	1.0056	0.0589	0.8916
75	3.4391	0.4399	1.0010	0.0560	0.9443
90	4.1019	0.3406	1.0001	0.0527	0.9531
Tipo 2 ($r \sim 0.5$)					
10	2.5357	0.6343	1.0004	0.4324	0.5432
25	2.4631	0.6878	1.0004	0.4228	0.9227
40	2.5259	0.6585	0.9995	0.4091	0.9316
50	2.6857	0.5966	0.9987	0.4202	0.9428
60	2.5373	0.6578	1.0005	0.4180	0.9388
75	2.6242	0.6199	1.0013	0.3619	0.8990
90	2.9401	0.5208	0.9999	0.3235	0.8365
Tipo 3 ($r > 0.5$)					
10	2.4723	0.6986	0.9988	0.9299	0.6725
25	2.6357	0.6103	1.0003	0.7801	0.9121
40	2.2575	0.7941	1.0001	0.6832	0.8509
50	2.4306	0.6961	0.9996	0.6812	0.9124
60	2.5085	0.6604	1.0006	0.6271	0.9157
75	2.2916	0.7674	1.0026	0.6188	0.9285
90	2.5356	0.6244	1.0001	0.5271	0.7639

Fuente: elaboración propia.

Tabla 9. Parámetros y correlación del modelo propuesto, Ecuación (7e).

Prob. (%)	Rmax	b	c	n	m	r	Coef. correlación de Pearson
Tipo 1 ($r < 0.5$)							
10	2.2175	1.1874	1.1280	1.125	0.2174	0.2000	0.5687
25	2.0539	6.6532	1.2499	1.125	1.0000	0.1255	0.9133
40	2.2936	5.2155	1.2500	1.125	1.0000	0.1128	0.9226
50	2.4120	4.6426	1.2500	1.125	1.0000	0.1080	0.9362
60	2.6434	3.3379	1.0006	1.125	0.9999	0.0609	0.9376
75	2.0000	0.1178	1.0326	1.125	0.3530	0.0586	0.9893
90	2.6246	0.1000	1.0879	1.125	0.3037	0.0522	0.9911
Tipo 2 ($r \sim 0.5$)							
10	2.5289	0.6371	1.0000	1.125	0.0073	0.4325	0.5292
25	2.2254	5.5032	1.2500	1.125	1.0000	0.4193	0.9285
40	2.2718	5.2030	1.2500	1.125	1.0000	0.4008	0.9540
50	2.3330	4.9219	1.2496	1.125	1.0000	0.3899	0.9668
60	2.3172	5.0418	1.2500	1.125	1.0000	0.3684	0.9404
75	2.3398	4.9122	1.2500	1.125	1.0000	0.3384	0.9181
90	2.6725	0.5580	1.0000	1.125	0.2527	0.3198	0.8606
Tipo 3 ($r > 0.5$)							
10	2.2608	5.3520	1.2499	1.125	1.0000	0.9255	0.6468
25	2.4432	0.7447	1.0000	1.123	0.2347	0.7809	0.9136
40	2.1011	6.2876	1.2500	1.125	1.0000	0.7234	0.9130
50	2.1813	4.8065	1.2468	1.126	0.8807	0.6813	0.9414
60	2.2753	1.8480	1.2500	1.126	0.4059	0.6288	0.9413
75	2.0824	6.3258	1.2498	1.126	1.0000	0.5895	0.9193
90	2.5356	0.6244	1.0000	1.125	0.0000	0.5271	0.7698

Fuente: elaboración propia.

En la Figura 3, Figura 4 y Figura 5 se presentan las tendencias de los modelos paramétricos de distribución temporal de precipitaciones analizados, así como las correspondientes curvas IDF para cada probabilidad de ocurrencia. Por simple inspección, se puede apreciar que existe convergencia en el comportamiento de los resultados obtenidos. Un análisis a partir de gráficos complementarios de tipo caja (*box*, en inglés) del coeficiente de correlación de Pearson para cada modelo con sus probabilidades asociadas se ilustra en la Figura 6. De ese análisis se desprende que los resultados en términos prácticos son similares. No obstante, los diagramas apuntan a que el modelo propuesto por los autores, a partir de la Ecuación (7e), presenta el mejor desempeño en todos los tipos de hietogramas. Este resultado revierte gran importancia, ya que puede ser utilizado posteriormente para una regionalización en otras estaciones del territorio de la provincia de Villa Clara.

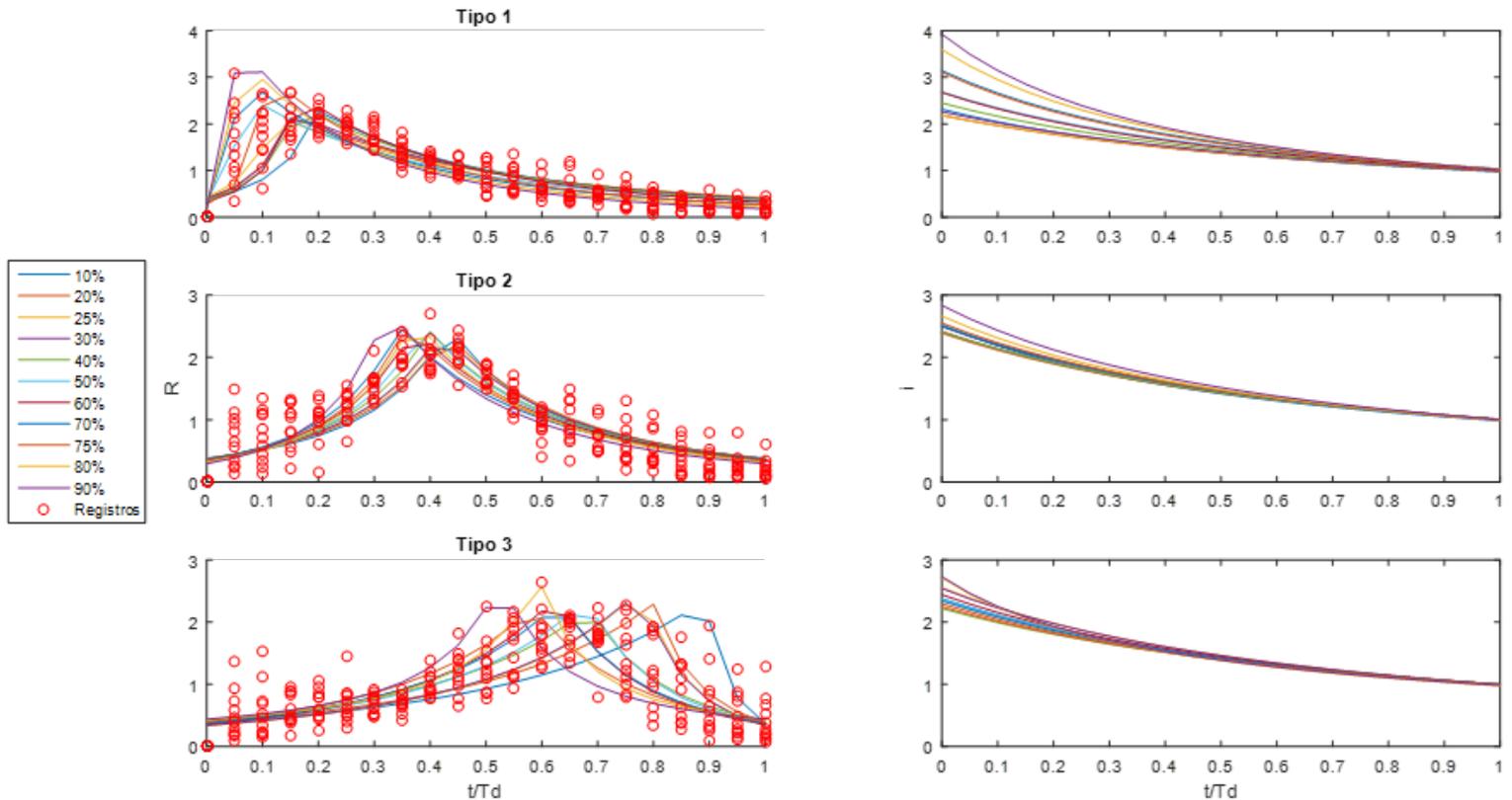


Figura 3. Ajuste de hietogramas instantáneos adimensionales y curvas IDF agrupados según modelo de Sherman. Fuente: elaboración propia.

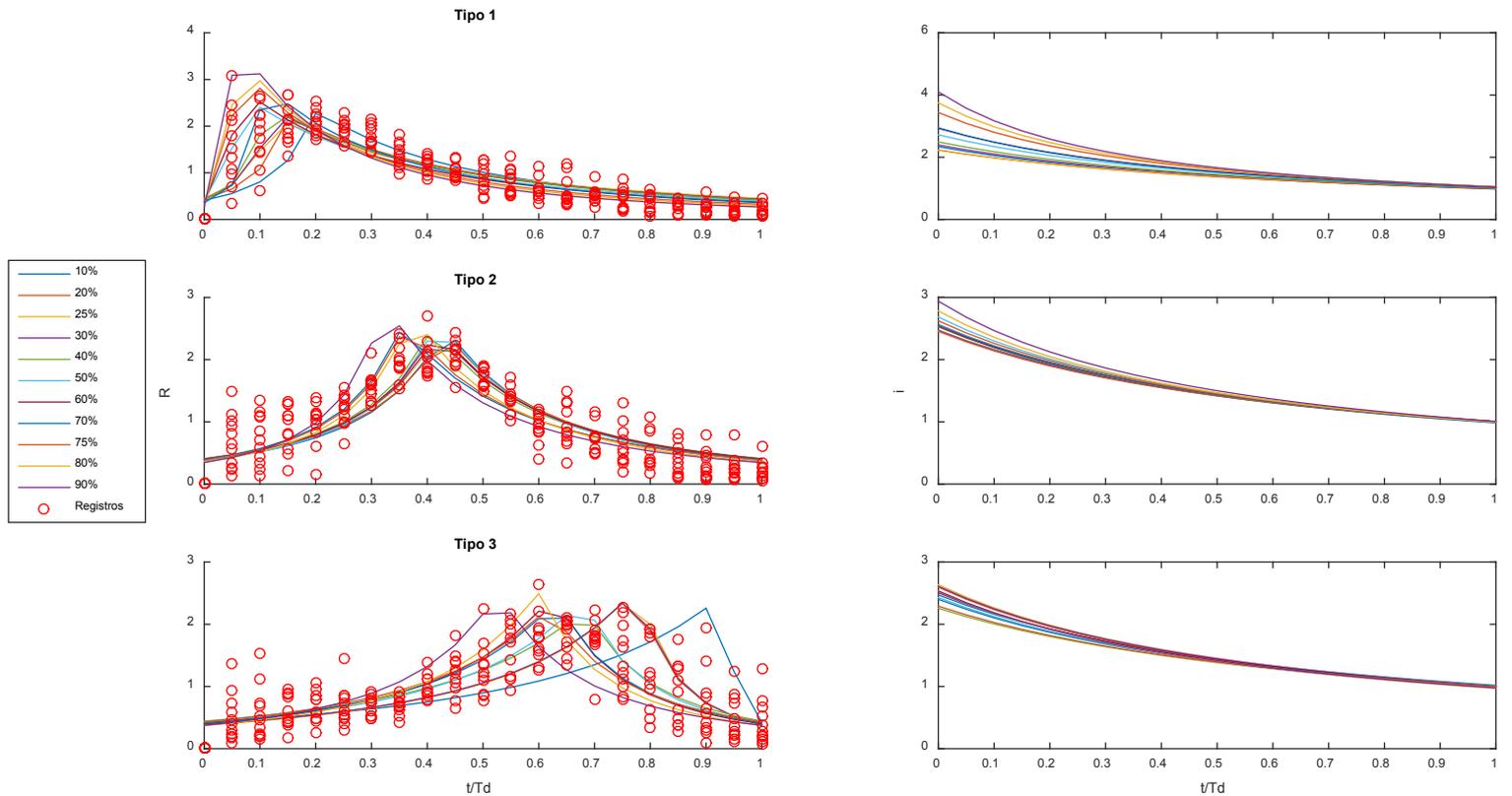


Figura 4. Ajuste de hietogramas instantáneos adimensionales y curvas IDF agrupados según modelo de Wenzel. Fuente: elaboración propia.

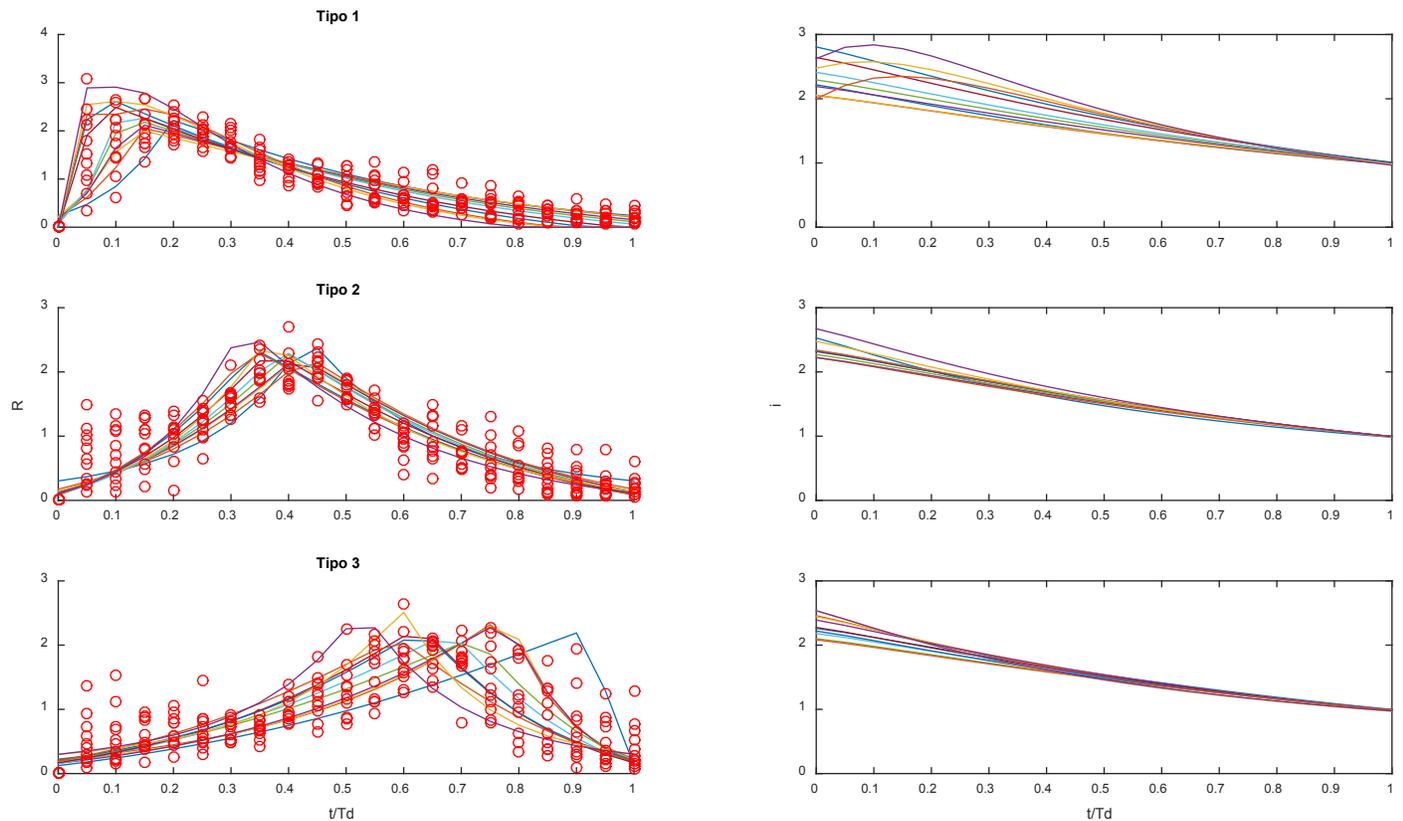


Figura 5. Ajuste de hietogramas instantáneos adimensionales y curvas IDF agrupados según la Ecuación (7e). Fuente: elaboración propia.

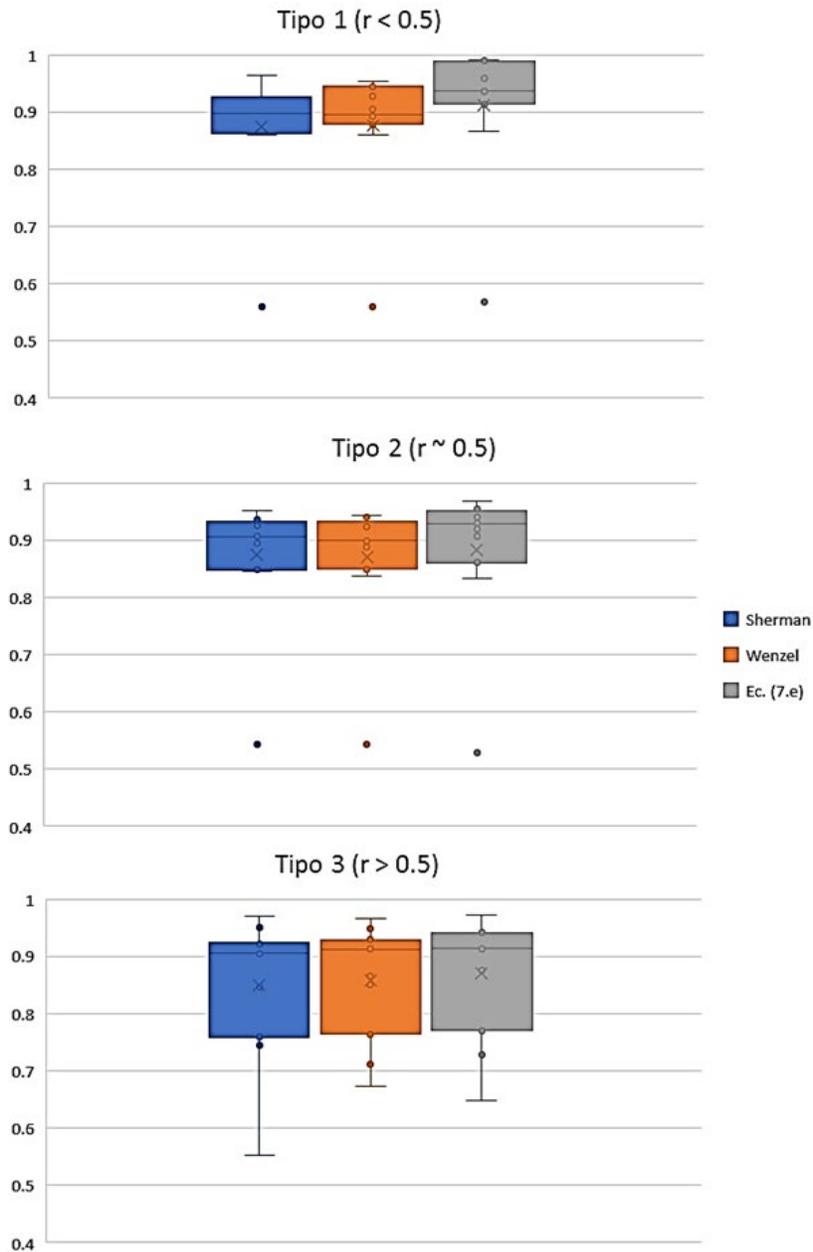


Figura 6. Diagramas de caja para las correlaciones de cada modelo y tipo de hietograma. Fuente: elaboración propia.

Las curvas IDF obtenidas por la Ecuación (7e) presentan un comportamiento diferente en la vecindad de cortas duraciones, donde se observa cierta curvatura, principalmente detectada en hietogramas de Tipo 1. Como ya se mencionó, los modelos de Sherman y Wenzel constituyen casos particulares ($m = 0$). Nótese en la Tabla 9 que el parámetro m solamente se anula por ajuste en hietogramas de Tipo 3 para las probabilidades de 90 %. Todas las curvas IDF convergen en $i = 1$ para $\tau = 1$. Esto quiere decir que $I = I_m = \frac{P_{acum}}{\tau_d}$, lo cual era esperado al realizar un tratamiento adimensional de los datos pluviográficos.

Los resultados obtenidos en el modelo presentado por la Ecuación (7e) demuestran una alta convergencia para $t/T_d > 0.5$ en los tres tipos de tormenta, además de valores de intensidades máximas instantáneas entre 2.0 y 3.0 también para cada tipo; estas deducciones matemáticas se corresponden con un análisis previo realizado por los autores que demuestran que varios parámetros descriptivos de la lluvia son similares, como se muestra en la Tabla 10.

Tabla 10. Algunos parámetros comparativos de las lluvias observadas en los registros pluviográficos en la estación Yabú.

Tipo	Intensidad máxima observada para 5 min (mm/min)	Lámina máxima observada (Mm)	Intensidad media (máxima) observada (mm/min)	Tiempo máximo registrado (min)
Tipo I	3.33	124.6	1.33	210
Tipo II	2.80	118.0	1.10	285
Tipo III	2.50	96.8	1.40	230

Fuente: elaboración propia.

El análisis de los resultados permite establecer entonces los límites de confianza para el modelo propuesto de acuerdo con los siguientes puntos:

1. El modelo es válido para tormentas convectivas; en ningún caso el modelo puede ser utilizado ante efectos de eventos ciclónicos o sistemas frontales, pues los registros superan el límite de tiempo y/o lámina que establecen los datos analizados.

2. El modelo es válido para tormentas cuya duración oscile entre 25 y 250 minutos continuos, con intensidades superiores a 0.033 mm/min; por lo general todo fenómeno convectivo con más de 20 mm de precipitación cumple este criterio.
3. El modelo es válido para láminas entre 20 y 150 mm continuas.
4. El modelo es válido para intensidades medias (I/T_d) entre 0.15 y 1.50 mm/min. Esto no quiere decir que intensidades superiores a la establecida como máxima no se puedan valorar, pero se recomienda discreción en los resultados.

Conclusiones

En esta contribución han sido obtenidas las curvas de masa de eventos lluviosos superiores a acumulados de 25 mm en la estación Yabú. Los datos fueron normalizados y clasificados en tres tipos de patrones: Tipo 1 ($r < 0.5$, aguaceros de tipo adelantado); Tipo 2 ($r \sim 0.5$, aguaceros de

tipo centrado), y Tipo 3 ($r > 0.5$, aguaceros de tipo retardado), siendo posible encontrar los hietogramas respectivos.

Se compararon y analizaron dos modelos existentes en la literatura, Sherman y Wenzel. Un tercer modelo más general se desarrolló por los autores e incorporó al proceso de análisis y comparación durante el ajuste paramétrico de éstos para obtener patrones empírico-analíticos de distribución temporal de precipitaciones en la estación meteorológica de referencia. En paralelo se obtuvieron las curvas IDF de cada modelo.

El modelo desarrollado por los autores mostró mejor desempeño al poder reproducir la tendencia de los hietogramas con mayores niveles de correlación. Al poseer un mayor número de parámetros se mostró mucho más flexible, siendo capaz de reproducir los comportamientos de los hietogramas de cada probabilidad con los mínimos errores. Estos resultados parecen sugerir que puede extenderse su aplicación a otras estaciones existentes en el territorio villaclareño, lo cual permitirá regionalizar el modelo de distribución temporal de precipitaciones aquí desarrollado. Por la importancia que revierte en la práctica ingenieril e hidrológica será abordado en próximas investigaciones.

Agradecimientos

Los autores desean transmitir su más profundo agradecimiento al Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara, cuyo apoyo en el desarrollo de las



investigaciones ha sido encomiable y digno de destacar a pesar de las duras condiciones impuestas por la pandemia de Covid-19 que afecta al país. También se desea agradecer al Ing. Diego Emilio Abreu Franco por su constante apoyo y asesoramiento en los temas relacionados al estudio, y a los estudiantes de Ingeniería Hidráulica de la Universidad Central Marta Abreu de Las Villas: José Solís Quintana, Alejandro Marrero, José Manuel Alba Bacallao y Roberto Fernández.

Referencias

- AEMET, Agencia Estatal de Meteorología de España. (2015). *Manual de uso de términos meteorológicos*. Madrid, España: Agencia Estatal de Meteorología de España. Recuperado de <http://www.aemet.es/es/eltiempo/prediccion/provincias/ayuda>
- Balbastre, R. (2018). *Análisis comparativo de metodologías de cálculo de tormentas de diseño para su aplicación en hidrología urbana* (tesis de maestría). Universidad Politécnica de Valencia, España. Recuperado de <https://riunet.upv.es/handle>
- Balbastre-Soldevila, R., García-Bartual, R., & Andrés-Doménech, I. (2019). A comparison of design storms for urban drainage system applications. *Water*, 11(4), 1-15. DOI: 10.3390/w11040757

- Bezák, N., Šraj, M., Rusjan, S., & Mikoš, M. (2018). Impact of the rainfall duration and temporal rainfall distribution defined using the Huff curves on the hydraulic flood modelling results. *Geosciences*, 8(2), 1-15. DOI: 10.3390/geosciences8020069
- Chow, V. T., Maidment, D., & Mays, L. (1994). *Hidrología aplicada*. Santafé de Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana, S. A.
- Dauji, S. (2019). Novel data-driven approach for development of synthetic hyetograph. *Journal of Hydrologic Engineering*, 24(10), 06019007. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001846
- Duka, M., Lasco, J. D., Veyra Jr., C., & Aralar, A. (2017). Comparative assessment of different methods in generating design storm hyetographs for the Philippines. *Journal of Environmental Science and Management*, 21(1), 82-89.
- El-Sayed, E. A. H. (2018). Development of synthetic rainfall distribution curves for Sinai area. *Ain Shams Engineering Journal*, 9(4), 1949-1957. DOI: 10.1016/j.asej.2017.01.010
- García-Bartual, R., & Andrés-Doménech, I. (2017). A two-parameter design storm for Mediterranean convective rainfall. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(5), 2377-2387. DOI: 10.5194/hess-21-2377-2017
- Gill, P. E., Murray, W., & Wright, M. H. (1981). *Practical optimization*. London, UK: Academic Press.

- Gutierrez, J., Pérez, F., Angulo, G., Chiriboga, G., & Valdés, L. (2017). *Determinación de las curvas de intensidad-frecuencia-duración (IDF) para la ciudad de Cartagena de Indias en Colombia durante el periodo comprendido entre los años 1970 y 2015*. 15th LACCEI International Multi-Conference for Engineering Education, and Technology: "Global Partnerships for Development and Engineering Education", 19-21 July 2017, Boca Raton, USA. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/318574137>
- Huff, F. A. (1990). *Time distributions of heavy rainstorms in Illinois* (Circular No. 173). Recuperado de <https://www.isws.illinois.edu>
- Jun, C., Qin, X., & Lu, W. (2019). *Temporal pattern analysis of rainstorm events for supporting rainfall design in a tropical city*. Conferencia presentada en New Trends in Urban Drainage Modelling, Cham, Suiza. DOI: 10.1007/978-3-319-99867-1_64
- Keifer, C. J., & Chu, H. H. (1957). Synthetic storm pattern for drainage design. *Journal of the Hydraulics Division*, 1957, 83, 1-25. Recuperado de <https://www.ascelibrary.org/doi/pdf>
- Krvavica, N., & Rubinić, J. (2020). Evaluation of design storms and critical rainfall durations for flood prediction in partially urbanized catchments. *Water*, 12(7), 1-20. DOI: 10.3390/w12072044

- Martínez, Y., Planos, E., & Perdigón, D. (2020). Hietogramas adimensionales para ciclones tropicales que afectan al archipiélago cubano. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 41(2), mayo-agosto, 48-63.
- Mazurkiewicz, K., & Skotnicki, M. (2018a). A determination of the synthetic hyetograph parameters for flow capacity assessment concerning stormwater systems. *E3S Web Conference*, 45, 00053. DOI: 10.1051/e3sconf/20184500053
- Mazurkiewicz, K., & Skotnicki, M. (2018b). The influence of synthetic hyetograph parameters on simulation results of runoff from urban catchment. *E3S Web Conference*, 30, 01018. DOI: 10.1051/e3sconf/20183001018
- Na, W., & Yoo, C. (2018). Evaluation of rainfall temporal distribution models with annual maximum rainfall events in Seoul, Korea. *Water*, 10, 1468. DOI: 10.3390/w10101468
- Pan, C., Wang, X., Liu, L., Huang, H., & Wang, D. (2017). Improvement to the Huff curve for design storms and urban flooding simulations in Guangzhou, China. *Water*, 9(6), 1-18. DOI: 10.3390/w9060411
- Planos, E., Limia, M., & Vega, R. (2005). *Intensidad de las precipitaciones en Cuba* (informe científico). La Habana, Cuba: Instituto de Meteorología.

- Pochwat, K., Słyś, D., & Kordana, S. (2017). The temporal variability of a rainfall synthetic hyetograph for the dimensioning of stormwater retention tanks in small urban catchments. *Journal of Hydrology*, 549, 501-511. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.04.026
- Priambodo, S., Suhardjono, S., Montarcih, L., & Suhartanto, E. (2019). Hourly rainfall distribution patterns in Java island. *MATEC Web Conference*, 276, 04012. DOI: 10.1051/matecconf/201927604012
- Serna, J. R. V., & Taipe, C. L. R. (2019). Determination of storm profiles in the Central Andes of Peru. *E-proceedings of the 38th IAHR World Congress*, Sept. 2019, Panamá, DOI: 10.3850/38WC092019-1859
- Singh, J., & Singh, O. (2020). Assessing rainfall erosivity and erosivity density over a western Himalayan catchment, India. *Journal of Earth System Science*, 129(1), 97. DOI: 10.1007/s12040-020-1362-8
- Sumarauw, J. S. F., Pandey, S. V., & Legrans, R. R. I. (2019). Hourly rainfall distribution pattern in the northern coast of Bolaang Mongondow. *Journal of Sustainable Engineering: Proceedings Series*, 1(1), 75-83. DOI: 10.35793/joseps.v1i1.10

DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-05

Artículos

Mecanismos legales para el cumplimiento de la normatividad sobre descargas de aguas residuales en México: una evaluación para Baja California Sur

Legal mechanisms to enforce compliance with regulations on wastewater discharges in México: An evaluation for Baja California Sur

Ana Teresa Valdivia-Alvarado¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2112-1787>

Alfredo Ortega-Rubio², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6365-287X>

Rodrigo Serrano-Castro³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7786-8305>

Alba E. Gámez-Vázquez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4324-0384>

Luis Felipe Beltrán-Morales⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6110-9155>

Félix Alfredo Beltrán-Morales⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9446-3916>

Dora García-Fernández⁷



¹Departamento de Asuntos Internacionales, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Baja California Sur, México, valdivia@cibnor.mx

²Programa de Planeación Ambiental y Conservación, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Baja California Sur, México, aortega@cibnor.mx

³Departamento de Ciencias Sociales y Jurídicas, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Baja California Sur, México, rserrano@uabcs.mx

⁴Departamento Académico de Economía, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Baja California Sur, México, agamez@uabcs.mx

⁵Programa de Planeación Ambiental y Conservación, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Baja California Sur, Baja California Sur, México, lbeltran04@cibnor.mx

⁶Departamento de Agronomía, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Baja California Sur, México, abeltran@uabcs.mx

⁷Facultad de Bioética, Universidad Anáhuac, Ciudad de México, México, dgarciacoebio@hotmail.com

Autor para correspondencia: Luis Felipe Beltrán-Morales, lbeltran04@cibnor.mx

Resumen

En la estrategia de gestión integral de los recursos hídricos en México las aguas residuales han recibido escasa atención. A pesar de su centralidad en la disponibilidad y calidad del agua, y al extenso marco legal que las regula, una tarea pendiente es controlar su descarga, promover su reutilización de manera segura y prevenir la contaminación. Esto sugiere la pertinencia de evaluar la eficacia de la normatividad en materia de descarga de aguas residuales en el país y, especialmente, en regiones con estrés hídrico, donde incluso se compromete el derecho humano al agua y a un ambiente sano. Así, se identificó, jerarquizó y caracterizó el sistema de fuentes de esa normatividad, y se analizaron actos administrativos de control, como frecuencia de vigilancia, inspección, medidas correctivas, sanciones impuestas y denuncias presentadas de 2009 a 2018 en Baja California Sur, región que se emplea como caso de estudio. Los resultados muestran que, más que un marco legal ineficaz, hay deficiencias administrativas e institucionales para exigir el cumplimiento por parte de la autoridad, y que se carece de una política pública para la aplicación de la normatividad en cuanto a las descargas de aguas residuales. Por lo tanto, es necesario que autoridades de los tres ámbitos de gobierno evalúen y coordinen sus estrategias, y las orienten hacia los objetivos nacionales e internacionales.

Palabras clave: aguas residuales, marco regulatorio, agua, cumplimiento legal.



Abstract

In the comprehensive management strategy for water resources in Mexico, wastewater has received little attention. Despite the extensive sewage regulations and its relevance for the quality and availability of water for human consumption; the control on wastewater discharge, its safe reuse, and pollution prevention is a pending task. This evidences the relevance of evaluating the effectiveness of regulations on wastewater discharge in the country, especially in regions with water stress where the human right to water and a healthy environment is compromised. Thus, in the case study of Baja California Sur, the sources of that regulation were identified, ranked, and characterized, and administrative acts of control were analyzed; such as the frequency of surveillance, inspection, corrective measures, sanctions imposed, and complaints filed from 2009 to 2018 in this region. The results show that the problem lies with administrative and institutional deficiencies to enforce compliance by the authority, rather than an ineffective legal framework, and with the lack of a public policy for the enforcement of regulations regarding wastewater discharges. Therefore, it is necessary that the authorities of the three levels of government evaluate and coordinate their strategies and orient them towards national and international objectives.

Keywords: Wastewater, legal framework, enforcement actions, compliance.

Recibido: 05/11/2020



Aceptado: 20/02/2022

Introducción

En la problemática de disponibilidad y calidad del agua, las aguas residuales juegan un papel central. En la misma proporción que crece la demanda de agua a nivel mundial, también aumenta el volumen de aguas residuales y su nivel de contaminación (UNESCO, 2017). En este sentido, las aguas residuales constituyen un problema de preocupación nacional que debe ser analizado desde los ámbitos de gobierno municipal, estatal y federal para tener un panorama claro y resolver lo conducente. En este artículo hemos tomado como caso de estudio al estado de Baja California Sur (B.C.S.), ubicado en el noroeste del país, como entidad representativa de regiones que sufren escasez de agua y donde se compromete el derecho humano a ese elemento vital (Graciano, 2019). El aumento de la población y las presiones ambientales de los modelos de crecimiento económico en los últimos años se han conjugado con la falta de agua, de manera que la escasez del líquido se ha identificado como limitante para el crecimiento económico del estado (Wurl, Imaz-Lamadrid, & García, 2013). Las principales fuentes de contaminación del agua en B.C.S. son las descargas de las aguas municipales, industriales y agrícolas sin algún tratamiento previo; la baja eficiencia de las plantas de tratamiento; las



infiltraciones de fosas sépticas, y los tiraderos de basura en lugares inadecuados y a cielo abierto (Tejas-Álvarez, 2013).

Hasta ahora, el tema de las aguas residuales ha sido poco estudiado en B.C.S., pese a que representa un recurso que pudiera abonar al aumento de disponibilidad de agua en el estado si se lograra un cambio de paradigma y se considerara a las aguas residuales como una fuente alternativa de agua, pasando de su mero “tratamiento y eliminación” a contemplarlas como “reutilización, reciclado y recuperación de recursos” (UNESCO, 2017). En el ámbito internacional, diversos países, entre ellos México, han adoptado los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de la Organización de Naciones Unidas, que incluyen cuestiones de suministro de agua y saneamiento (AGNU, 2015). La Meta 6.3 de los ODS establece que los países signantes se comprometen a: “De aquí a 2030, mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial” (AGNU, 2015).

La gestión actual del agua residual en México no permite su reutilización de forma segura y representa una fuente de contaminación y riesgo sanitario. Aunque, al menos, 94 % del agua que se suministra a las poblaciones es desinfectado, sólo 58.3 % del agua recolectada a través de los sistemas de alcantarillado recibe tratamiento para mejorar su

calidad antes de ser reutilizada o retornada a un cuerpo de agua (Conagua, 2017a). Esto resulta en que el agua para consumo humano —tanto la que proviene de aguas superficiales como de subterráneas— se encuentre contaminada por microorganismos patógenos, especialmente por coliformes fecales (Carabias & Landa, 2005).

El reto para lograr los ODS radica en la existencia de un marco jurídico eficaz que norme el agua residual de manera integral, que establezca con claridad las responsabilidades de los diferentes actores, y que los individuos y las organizaciones lo cumplan, actuando conforme al interés colectivo (UNESCO, 2017). En México existe un complejo y extenso marco legal sobre el agua residual, caracterizado por una superposición de distintas capas regulatorias de ámbito federal, estatal y municipal. Estos ordenamientos regulan las descargas de aguas residuales a través de diferentes instrumentos de control de la contaminación, como son los permisos de descarga, pago de derechos, la aplicación de normas de calidad de aguas residuales o la zonificación para el uso de la tierra (UNESCO, 2017). Por otro lado, también son aplicables disposiciones que regulan la recolección, el tratamiento y la reutilización con diferentes fines, además de la reglamentación de los servicios urbanos que incluyen el suministro de agua potable y la gestión de aguas residuales municipales (UNESCO, 2017).

Para lograr el cumplimiento de la normatividad, las autoridades ejercen mecanismos legales, traducidos en actos administrativos mediante los cuales la autoridad competente exige el cumplimiento de las

obligaciones derivadas de la ley. Tales mecanismos comprenden visitas de inspección y verificación, de las cuales pueden derivar la imposición de medidas preventivas y sanciones, las denuncias penales o ciudadanas, y el programa de auditoría ambiental. Los obstáculos para la aplicación de la normatividad en esta materia son diversos y comprenden desde debilidad institucional, complejidad del marco regulatorio, conflictos de competencias entre autoridades, falta de coordinación institucional, desconocimiento de las normas y vacíos legales, entre otros.

La comprensión del efecto que tiene la aplicación de la legislación ambiental es fundamental para medir la efectividad de la norma para resolver el problema de aguas residuales y saber qué políticas se deberán formular. En esta investigación se utilizó el método inductivo, empleado en investigaciones jurídicas, llevando a cabo la sistematización de las fuentes jurídicas aplicables a las aguas residuales y su jerarquización a nivel federal, estatal y municipal; asimismo, se esquematizó la distribución de competencias de las autoridades relacionadas con el control y la regulación de las aguas residuales. Esta metodología se complementó con la esquematización de los mecanismos legales disponibles a la autoridad administrativa para lograr el cumplimiento de la legislación en materia de aguas residuales. Para ello, se organizó la información y se presentaron cifras básicas sobre los actos administrativos, como la frecuencia de vigilancia, inspección, medidas correctivas, sanciones impuestas y denuncias presentadas. Para determinar los mecanismos legales aplicables se tomó como referencia la

legislación aplicable al caso, la literatura y los programas gubernamentales que se describen en la sección de antecedentes de este texto.

Con base en tal información, se obtuvieron conclusiones con relación al diferente grado de aplicación en su conjunto. Cuando se comparan en el tiempo los resultados obtenidos es posible evaluar el grado de avance en el cumplimiento de la normatividad (Profepa, 2001); por ejemplo, si se comparan los resultados anuales se podrá concluir la tendencia positiva o negativa del control derivado de los resultados de las visitas de inspección. Con esa información se determina si la falta de ejecución o exigencia por parte de las autoridades a los regulados para que cumplan con el marco legal es un problema de política de aplicación de las autoridades responsables, o bien si la ley intrínsecamente implica un obstáculo al respecto y tenga que ser reformada (CCA, 1999).

Marco conceptual

El marco legal y su cumplimiento



Macías-Gómez (2006) señala que la “aplicación y el cumplimiento de las normas es un tema de la eficacia de la norma de derecho”. Por aplicación entiende el procedimiento jurídico mediante el cual las autoridades, en este caso administrativas, hacen que los entes regulados cumplan con las normas; por cumplimiento se refiere al proceso mediante el cual las personas físicas o morales que realizan actividades reguladas por el uso o afectación de un recurso natural o el medio ambiente cumplen con lo establecido en las disposiciones ambientales (Macías-Gómez, 2006). Ahora bien, la ley es ineficaz cuando, siendo adecuada para la regulación de una situación determinada, es incapaz de revertir la problemática social existente; es decir, cuando la norma no puede transformar una determinada actuación social en una que se lleve a cabo dentro del derecho (Brañes, 2004). Por lo tanto, la norma será eficaz cuando logre su objetivo mediante su cumplimiento, ya sea voluntariamente por quienes son gobernados/as o de manera coactiva mediante la aplicación de una sanción o por la fuerza.

Sultana y Loftus (2014) indican que los derechos al agua y saneamiento implican cumplir con tres obligaciones: “la obligación de respetar”, conforme a la cual el Estado debe abstenerse de cualquier acción que interfiera con estos derechos; “la obligación de proteger”, mediante la cual el Estado está obligado a impedir que terceros interfieran con esos derechos, como por ejemplo proteger a la sociedad de la contaminación del recurso; y “la obligación de cumplir” de acuerdo con la cual el Estado debe exigir el cumplimiento (Sultana & Loftus, 2014).

Cory y Rahman (2009) reconocen que el proceso de implementar y hacer cumplir la legislación ambiental, en general, es complejo. Entre algunas de las causas se tiene que las autoridades deben monitorear actividades de cientos de posibles infractores y determinar a qué infractores procesar y qué violaciones, ya sean administrativas, civiles o criminales deben perseguir. Señalan que, por ello, la acción ejecutora de la autoridad es selectiva y trae como consecuencia que los infractores con frecuencia no sean procesados o bien sean penalizados con una sanción que no se compara con el costo del incumplimiento (Cory & Rahman, 2009). Por su parte, Heyes (2000) adelanta que la evaluación costo-beneficio de una ley de la cual se espera un total cumplimiento es dudosa cuando existe la incertidumbre en su implementación. Por lo tanto, considera que las leyes no servirán a menos que se hagan cumplir, pues una ley por muy bien hecha que esté no será eficaz sin un programa de cumplimiento (Heyes, 2000). Luego entonces, la importancia de la investigación en cuanto a la relación entre la ley y su cumplimiento.

Mecanismos legales para el cumplimiento

Las actividades dirigidas a la aplicación de la ley son parte de las facultades de todo Estado, y éstas se ejercen mediante el acto



administrativo que constituye un mecanismo de actuación administrativa con estricto apego a derecho (Béjar & Salazar, 2018). Existen diferentes clases de actividad administrativa. En primer plano, se encuentran los actos administrativos que regulan un caso en concreto; y, por otro lado, los reglamentos o regulaciones generales y abstractas (UNAM, 2012). El acto administrativo consiste en “una manifestación unilateral de la voluntad administrativa que crea consecuencias jurídicas concretas sobre un particular, en ejercicio de una potestad de derecho administrativo” (Béjar & Salazar, 2018). El concepto de acto administrativo es muy extenso y agrupa diversos mecanismos de la administración con un fin determinado, sujeto a un régimen jurídico común (UNAM, 2012). Para determinar los mecanismos legales con los que cuenta la autoridad para verificar y exigir el cumplimiento de la normatividad en materia de descargas de aguas residuales es menester, primero, determinar las obligaciones que las y los gobernados deberán cumplir según el régimen legal aplicable.

Las personas reguladas que descargan aguas residuales deberán cumplir con diversas obligaciones contempladas en la normatividad aplicable (de los tres niveles de gobierno), como son las siguientes: tener permisos y autorizaciones de descarga de aguas residuales; pagar derechos; cumplir los límites máximos permitidos de contaminantes; dar tratamiento a las aguas residuales previo a la descarga; usar los equipos de medición, y rendir informes a la autoridad competente, entre otros. Ante esto, y conforme a lo establecido por la legislación aplicable, la

autoridad cuenta con los siguientes mecanismos para exigir su cumplimiento: inspección y vigilancia; sanciones y medidas precautorias; denuncias penales; denuncia popular o ciudadana, y auditoría ambiental.

Antecedentes

En 1999, la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA) publicó los *Indicadores de la aplicación efectiva de la legislación ambiental. Memoria de un diálogo en América del Norte*. El Anexo 1 de ese documento, relativo al Sistema de Índices de Cumplimiento de la Normatividad Ambiental de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), tenía como objetivo informar acerca del grado de cumplimiento de la legislación ambiental. Ese documento proporciona elementos básicos que la autoridad toma para la evaluación de la normatividad ambiental, a saber (CCA, 1999):

1. Normatividad que implique protección efectiva del ambiente.
2. Medidas correctivas efectivas, plazos adecuados y sanciones persuasivas.
3. Verificación del cumplimiento de las medidas correctivas dictadas.
4. Inspección y verificación más frecuente en caso de renuencia al cumplimiento.
5. Programas de inspección suficientes y sistemáticos.

6. Consideración del cumplimiento para determinar la frecuencia de inspección.

Para la planeación de las líneas de acción de la Procuraduría para el periodo 2014-2018, en concordancia con el Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018, se elaboró el “Programa de Procuración de Justicia Ambiental 2014-2018” de la Profepa (Semarnat & Profepa, 2014). En este Programa se establece que para asegurar el cumplimiento de la normatividad ambiental, la Profepa deberá (Semarnat & Profepa, 2014):

1. Promover el cumplimiento ambiental mediante el conocimiento de la normatividad ambiental y el fomento del cumplimiento voluntario.
2. Verificar el cumplimiento y desincentivar comportamientos ilícitos a través de la difusión de casos de incumplimiento y sus consecuencias.
3. Realizar visitas de inspección y verificación del cumplimiento a la normatividad ambiental vigente y aplicable a cada caso.
4. Aplicar la ley mediante procedimientos administrativos en caso de incumplimiento, y presentar las denuncias penales correspondientes.
5. Verificar que las medidas ordenadas sean cumplidas por los infractores.
6. Comunicar los resultados para inhibir comportamientos ilícitos y fomentar una cultura de cumplimiento.

En ese contexto, la Profepa ejerce el “poder de policía” (Azuela, David-Gidi, Leal, Hojer, & Saavedra, 2006), al ser la autoridad competente para la aplicación de la ley mediante un programa que implica la utilización de alguno de los siguientes procedimientos (Azuela *et al.*, 2006):

1. El proceso penal para la persecución de los delitos ambientales.
2. El procedimiento de verificación administrativa, la imposición de medidas de seguridad y/o de sanciones.
3. El procedimiento voluntario de auditoría ambiental.

Azuela *et al.* (2006) señalan que la generación de indicadores de cumplimiento de la normatividad es importante, y que los dos últimos procedimientos son los más relevantes para la generación de información (Azuela *et al.*, 2006). Dichos autores analizan dos tipos de indicadores: los de desempeño, que se refieren a la eficacia del trabajo realizado por la autoridad; y los de gestión, que tratan la cantidad de trabajo realizado. Como indicadores de gestión, Azuela *et al.* (2006) toman los siguientes:

1. El número y resultados de las visitas de verificación del cumplimiento de la normatividad realizadas por la Profepa. Este indicador permite conocer la magnitud del trabajo efectuado por la Profepa y los resultados genéricos del mismo, al igual que sus tendencias.
2. El número total de infracciones y por tema ambiental que permitió identificar los temas más importantes por sector y el número de fuentes identificadas por la autoridad, lo cual demuestra la eficacia

- de la autoridad para identificar las fuentes de contaminación potencial.
3. El número de establecimientos dentro del programa de auditorías ambientales voluntarias.
 4. En cuanto al control de la descarga de aguas negras, señalan que los indicadores aplicados identifican el número de plantas de tratamiento de aguas residuales existentes y el porcentaje de las aguas negras totales generadas en el país que recibirían tratamiento.

Área de estudio: Baja California Sur

Baja California Sur es una entidad semidesértica, ubicada en el noroeste mexicano, que ocupa la mitad sur de la península de Baja California. Se extiende en una superficie de 73 909.4 km², lo que representa el 3.8 % de la superficie del país (INEGI, 2018). Al año, las lluvias varían entre 0 y 400 mm; mientras que en las sierras se llega a un promedio de 700 mm, y la precipitación total anual promedio es menor a 200 mm (INEGI, 2018). El clima es seco-desértico en las partes bajas; la temperatura media anual es de 18 a 22 °C, siendo la temperatura promedio más alta de 35 °C y la más baja de 9 °C (INEGI, 2018).

Distribuida en cinco municipios: Mulegé, Loreto, Comondú, La Paz y Los Cabos, a 2020 B.C.S. contaba con 712 029 habitantes. Durante la década 2000-2010, la población aumentó 50 %, disminuyendo con ello la disponibilidad de agua per cápita al año a un valor de solo 785 m³, lo que lo clasificó en las entidades que experimentan escasez de agua (Wurl *et al.*, 2013). El auge turístico ha motivado fuertemente la inmigración de personas provenientes de diversas partes, sobre todo hacia los municipios de La Paz y Los Cabos, lo cual ha incrementado la demanda de agua (Wurl *et al.*, 2013; Graciano, 2019). En el estado, la única fuente confiable de agua dulce son los recursos del agua subterránea recargados después de las tormentas tropicales estacionales que generan intensas lluvias. Sin embargo, la extracción del agua subterránea en B.C.S. es mayor que la disponibilidad de agua en todos los acuíferos, lo que abona al problema de intrusión del agua marina que aumenta con el uso excesivo del agua en las regiones de la costa (Wurl *et al.*, 2013).

Descargas de aguas residuales en B.C.S.

Por aguas residuales se entiende a “las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y, en general, de cualquier uso, así como la mezcla de ellas”

(LAN, 1992, art. 3 fr. VI) (DOF, 2020). Las descargas de aguas residuales se clasifican en municipales y no municipales. Las municipales son generadas en los núcleos de población y colectadas en los sistemas de alcantarillado; las no municipales son aquellas desechadas tras otros usos, como el de la industria, y descargadas directamente a cuerpos de agua nacionales sin ser colectadas por sistemas de alcantarillado municipales (Conagua, 2017b). Los ayuntamientos captan todas las aguas de las ciudades y las mandan a las plantas de tratamiento de aguas municipales. Cuando esas descargas de aguas tratadas se vierten a un cuerpo de agua nacional se vuelven de competencia federal.

En B.C.S., la generación de aguas residuales es una de las principales fuentes de contaminación (Tejas-Álvarez, 2013), situación que resulta trascendente si se observa la información de la Tabla 1, donde se evidencia que la mayoría de las plantas no opera de manera eficiente y que descarga a lugares en donde se pone en riesgo a la salud y los ecosistemas. En B.C.S. existen 29 plantas municipales de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y el volumen total de aguas tratadas alcanza un caudal de 4.965 metros por segundo (m/s) (Conagua, 2017b).

Tabla 1. Plantas municipales de tratamiento de aguas residuales en operación en B.C.S., a 2016.

Municipio	Localidad	Nombre de la planta	Proceso	Capacidad instalada (litros por segundo (lps))	Caudal tratado (lps)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones (Conagua, 2014)
Comondú	Benito Juárez (Buenavista)	Benito Juárez	Lagunas de estabilización	3.0	1.0	Infiltración al suelo	
Comondú	Ciudad Constitución	Batallón	Lagunas de estabilización	60.0	45.0	Riego de forrajes	Reposición de sistema lagunar para aguas residuales
Comondú	Ciudad Constitución	Vivero	Lagunas de estabilización	50.0	35.0	Riego de forrajes	Malas condiciones de operación
Comondú	Ciudad Insurgentes	Ciudad Insurgentes	Lagunas de estabilización	50.0	20.0	Riego agrícola	Malas condiciones de operación
Comondú	La Poza Grande	La Poza Grande	Lagunas de estabilización	2.0	2.0	Infiltración al suelo	
Comondú	Puerto Adolfo López Mateos	Adolfo López Mateos	Lagunas de estabilización	10.0	3.0	Infiltración al suelo	

Municipio	Localidad	Nombre de la planta	Proceso	Capacidad instalada (litros por segundo (lps))	Caudal tratado (lps)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones (Conagua, 2014)
Comondú	Puerto San Carlos	Puerto San Carlos	Lagunas de estabilización	10.0	6.0	Infiltración al subsuelo	
Comondú	Villa Ignacio Zaragoza	Villa Ignacio Zaragoza	Lagunas de estabilización	5.0	1.0	Riego de praderas	Inició operación en 2009 con el programa PROSSAPYS
Comondú	Villa Morelos	Villa Morelos	Lagunas de estabilización	5.0	1.0	Riego agrícola	Inició operación en 2009 con el programa PROSSAPYS
La Paz	El Pescadero	El Pescadero	Lodos activados	3.5	3.0	Campo agrícola	Requiere rehabilitación
La Paz	La Paz	La Paz	Lodos activados	450.0	450.0	Campo agrícola	Inició operación en 1996 Capacidad rebasada
La Paz	San Juan de los Planes	Los Planes	Lodos activados	3.5	1.7	Campo agrícola	

Municipio	Localidad	Nombre de la planta	Proceso	Capacidad instalada (litros por segundo (lps))	Caudal tratado (lps)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones (Conagua, 2014)
La Paz	Todos Santos	Cala de Ulloa	Lodos activados	15.0	13.0	Arroyo sin nombre	Inició operación en 2009, iniciativa privada
Loreto	Loreto	Loreto	Lodos activados	60.0	42.0	Campos de golf y áreas verdes	Ampliación en 2006 de 30 a 60 lps; rehabilitada en 2013
Loreto	Nopoló	Loreto	Lagunas de estabilización	60.0	10.0	Infiltración al subsuelo	Se modifica el gasto de capacidad instalada de 20.0 a 60.0 lps y caudal de operación de 5.0 a 10.0 lps; malas condiciones de operación
Loreto	Nopoló	Nopoló	Lodos activados	30.0	8.0	Campos de golf	Inició operación en 2009

Municipio	Localidad	Nombre de la planta	Proceso	Capacidad instalada (litros por segundo (lps))	Caudal tratado (lps)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones (Conagua, 2014)
Los Cabos	Cabo San Lucas	El Arenal	Lodos activados	120.0	100.0	Campos de golf y áreas verdes	Es operado por el Fondo Nacional de Turismo (Fonatur)
Los Cabos	Cabo San Lucas	Los Cangrejos	Lodos activados	75.0	25.0	Campos de golf	Inició operación en 2012
Los Cabos	Cabo San Lucas	Mesa Colorada	Lodos activados	150.0	80.0	Campos de golf y áreas verdes	Inició operación en 2009
Los Cabos	Cabo San Lucas	Miraflores	Aerobio	2.0	2.0	Riego de áreas verdes	Requiere rehabilitación
Los Cabos	Cabo San Lucas	Miramar-Pueblo Bonito	Lodos activados	90.0	40.0	Campos de golf y áreas verdes	

Municipio	Localidad	Nombre de la planta	Proceso	Capacidad instalada (litros por segundo (lps))	Caudal tratado (lps)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones (Conagua, 2014)
Los Cabos	Cabo San Lucas	Sonrise	Lodos activados	50.0	50.0	Campos de golf y áreas verdes	Ocasionalmente se generan malos olores
Los Cabos	La Ribera	La Ribera	Lodos activados	5.6	3.5	Áreas verdes	Inició operación en 2007, requiere rehabilitación
Los Cabos	San José del Cabo	Fonatur	Lodos activados	250.0	250.0	Campos de golf y áreas verdes	
Los Cabos	San José del Cabo	La Sonoreña	Lodos activados	150.0	80.0	Campos de golf	Inició operación en 2012 con tratamiento terciario
Los Cabos	Santiago	Santiago	Lodos activados	1.7	1.7	Áreas verdes	Inició operación en 2007, requiere rehabilitación

Municipio	Localidad	Nombre de la planta	Proceso	Capacidad instalada (litros por segundo (lps))	Caudal tratado (lps)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones (Conagua, 2014)
Mulegé	Guerrero Negro	Guerrero Negro	Lagunas de estabilización	30.0	30.0	Infiltración al subsuelo	Malas condiciones, se requiere nueva planta de tratamiento
Mulegé	Heroica Mulegé	Mulegé	Lagunas de estabilización	20.0	5.0	Infiltración al subsuelo	Malas condiciones de operación
Mulegé	Santa Rosalía	Santa Rosalía	Lodos activados	5.6	3.5	Áreas verdes	Se requiere reubicar lagunas
Total			29	1 766.9	1,312.4		

Fuente: Conagua (2016). Fuente de las observaciones: Conagua (2014).

Las descargas de aguas residuales no municipales están registradas ante la Comisión Nacional del Agua (Conagua), la cual publica los volúmenes de descargas de aguas residuales por uso de agua en el estado (Tabla 2).

Tabla 2. Volumen de descarga concesionado por uso de agua en B.C.S., a 2017.

Uso	Títulos	Anexos	Volumen de descarga concesionado m ³ /año
Agrícola	0	0	0
Agroindustrial	1	1	10 296
Doméstico	8	8	186 838
Acuacultura	5	5	42 032 580
Servicios	155	547	24 783 778
Industrial	41	52	1 163 206 542
Pecuario	0	0	0
Público urbano	5	6	2 734 405
Múltiples	20	25	57 609 114
Generación de energía	0	0	0
Comercio	0	0	0
Conservación ecológica	0	0	0
Totales	235	644	1 290 563 552

Fuente: Conagua (2017b).

Métodos

Este artículo tiene como objetivo evaluar los mecanismos legales con los que cuenta la autoridad para lograr el cumplimiento de la normatividad en materia de descargas de aguas residuales en el estado de B.C.S. Para la medición del cumplimiento normativo se necesita contar con información confiable, y de un análisis y procesamiento de la información que permita un mejor manejo, interpretación y difusión de la información, integrándola en un esquema que considere la relación entre los actores que influyen sobre el agua y las áreas que son afectadas (Consejo Estatal de Ecología de Hidalgo, 2003).

En la investigación se utilizó el método inductivo, aplicable a investigaciones jurídicas, dirigido a la obtención de resultados de eficacia con el fin último de proponer soluciones para suplir las deficiencias que se puedan encontrar en la regulación y/o gestión de las aguas residuales. El método propuesto se basa en un análisis de tipo formal, es decir, sistema de fuentes y su jerarquización, así como la caracterización del tipo de sistema jurídico (Carmona-Lara, 2010). Se trata de un estudio de caso, si bien los resultados pueden ser comparables en la medida en que los conceptos y metodología aplicada lo son. Una vez descrito el panorama referente a las descargas de aguas residuales en México, se contextualizó la zona de estudio conforme a la consulta de los datos oficiales publicados

por las diferentes dependencias gubernamentales. La situación de las descargas de aguas residuales en B.C.S. se llevó a cabo mediante la compilación de datos oficiales.

Posteriormente se sistematizaron 27 fuentes jurídicas aplicables a las aguas residuales y se llevó a cabo su jerarquización a nivel federal, estatal y municipal; asimismo, se esquematizó la distribución de competencias de las autoridades relacionadas con el control y la regulación de las aguas residuales. Para ello, primero se hizo una investigación documental basada en la revisión bibliográfica de artículos y libros académicos, así como de bases de datos, estadísticas oficiales e información obtenida de las páginas electrónicas de las siguientes instituciones gubernamentales: Congreso de la Unión; Congreso del Estado de Baja California Sur; Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI); Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat); Conagua; Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA); Profepa; Comisión Estatal del Agua (CEA); y Organismos Operadores Municipales del Sistema de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de los cinco municipios en el estado: Los Cabos, La Paz, Comondú, Loreto y Mulegé.

Una vez caracterizado el marco jurídico, se determinaron los mecanismos legales disponibles a la autoridad competente para aplicar la legislación en materia de aguas residuales, tomando en cuenta lo propuesto en los estudios y programas gubernamentales que se refieren en la sección de antecedentes. Seleccionados los mecanismos de control

(inspección y vigilancia, sanciones y medidas precautorias, denuncias penales, denuncia popular y auditoría ambiental) se realizaron cuadros esquemáticos para cada uno, tomando un periodo de 10 años (2009-2018) para determinar la tendencia de aplicación de los actos de control en materia de aguas residuales en B.C.S. Se elaboró un formato con preguntas y los cuadros esquemáticos para realizar solicitudes de información, mediante los mecanismos de transparencia y acceso a la información utilizando la plataforma de Infomex (www.plataformadetransparencia.org.mx), dirigidas a la Profepa, la Conagua, la CEA, y al Organismo Operador del Sistema de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento en cada uno de los cinco municipios del estado. Con la información proporcionada por las autoridades se elaboraron las matrices para cada uno de los mecanismos legales, mismas que se muestran en los resultados.

Resultados

Marco legal de las descargas de agua en México

La regulación de los derechos humanos al agua y el saneamiento en México está contemplada, en primer término, en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM) (DOF, 2019), en el párrafo sexto del artículo 4º, que además declara el derecho a un medio ambiente sano, y el derecho a la salud. Los artículos constitucionales 16, 27, 73, 115 y 124 establecen el régimen de las aguas nacionales, incluyendo la regulación de las aguas residuales y señalan la obligación del Estado para garantizar que el aprovechamiento de los recursos hídricos sea sostenible, cuidando de su conservación y logrando el desarrollo equilibrado del país, y el mejoramiento de las condiciones de vida de la población. Ese articulado define la distribución primaria de competencias en materia del agua, facultades que permitirán al gobierno salvaguardar los derechos establecidos en el artículo 4º constitucional.

La legislación secundaria que incide en la gestión de las aguas residuales es extensa, y expone diversos derechos y obligaciones tanto

para los particulares como para las autoridades. Por ello, se realizó un análisis esquemático conforme a la Tabla 3.

Tabla 3. Ordenamientos jurídicos en materia de aguas residuales.

Ámbito	Ordenamiento	Relevancia
Federal	Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos DOF 5 de febrero de 1917 Última reforma DOF 28-05-2021	Establece el derecho humano al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible, y la consecuente obligación del Estado de garantizar este derecho. Establece el régimen de propiedad de las aguas y la distribución de competencias en cuanto a la gestión de las aguas residuales
	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente DOF 28 de enero de 1988 Última reforma DOF 21-10-2021	Establece los criterios para la prevención y control de la contaminación del agua y ecosistemas acuáticos mediante la regulación de las descargas de aguas residuales Establece las medidas precautorias y las sanciones en materia de contaminación del agua, y establece la distribución de facultades de la federación, estados y municipios
	Ley de Aguas Nacionales DOF 1º de diciembre de 1992 Última reforma DOF 6-01-2020	Regula la calidad de las aguas residuales; la prevención y control de la contaminación; la recirculación y el reúso de dichas aguas, así como la construcción y operación de obras de prevención, control y mitigación de la contaminación del agua, incluyendo plantas de tratamiento de aguas residuales. Establece la distribución de facultades de las autoridades competentes

Ámbito	Ordenamiento	Relevancia
	Ley General de Bienes Nacionales DOFL20-05-2004	Enlista los bienes sujetos al régimen de dominio público de la Federación, lo cual resulta trascendente, pues las aguas residuales vertidas en estos bienes nacionales serán de competencia federal
	Ley Federal de Derechos DOF 31 de diciembre de 1981 Última reforma DOF 12-11-2021	Establece la obligación a pagar el derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales
	Código Penal Federal DOF 14 de agosto de 1931 Última reforma publicada DOF 12-11-2021	Establece los supuestos del delito sobre descargas de aguas residuales
	Ley Orgánica de la Administración Pública Federal DOF 10-10-2021	Establece las bases de organización de la Administración Pública Federal, centralizada y paraestatal
	Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 NOM-001-ECOL-1996 DOF 6-01- 1997	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales
	Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996 DOF 3-06-1998	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal
	Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997 NOM-003-ECOL-1997 DOF 21-09-1998	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público

Ámbito	Ordenamiento	Relevancia
Estatal	Constitución Política del Estado de Baja California Sur BOGE 15 de enero de 1975 Última reforma BOGE 27-12-de 2021	Establece el derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible. El Estado garantizará este derecho. Establece las facultades y obligaciones de los ayuntamientos, entre ellas las funciones y servicios públicos en materia de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales
	Ley de Equilibrio Ecológico y Protección del Ambiente del Estado de Baja California Sur BOGE 30 de noviembre de 1991 Última reforma BOGE 1-12-2018	Establece las facultades del Estado, entre ellas prevenir y controlar la contaminación de las aguas de su competencia; promover el tratamiento y reúso de las aguas residuales; verificar el cumplimiento de las normas técnicas ecológicas de vertimiento de aguas residuales en los sistemas de drenaje y alcantarillado; y autorizar las descargas de aguas residuales en los sistemas de drenaje y alcantarillado
	Ley de Aguas de Baja California Sur BOGE 31 de julio de 2001 Última reforma BOGE 20-12-2019	Regula los servicios públicos de agua potable, alcantarillado y saneamiento; la organización, funcionamiento y atribuciones de los organismos operadores municipales e intermunicipales; la participación de los sectores social y privado en la prestación de los servicios públicos de agua potable, alcantarillado y saneamiento; y la recuperación de los gastos y costos de inversión, operación, conservación, derechos de conexión y mantenimiento de los sistemas de agua potable, sistemas de desalación de agua, alcantarillado y saneamiento
	Ley de Derechos y Productos del Estado de Baja California Sur BOGE 31 de diciembre de 2015 Última reforma BOGE 27-12-2021	Por los servicios que preste la Secretaría de Turismo, Economía y Sustentabilidad, se causarán y pagarán derechos en el rubro de medio ambiente y ecología, para el registro de descarga de aguas residuales por un monto de \$1 084.00 pesos

Ámbito	Ordenamiento	Relevancia
Municipal Comondú	Ley de Hacienda para el Municipio de Comondú del Estado de Baja California Sur BOGE 05 de noviembre del 2001 Última reforma BOGE 31-12-2012	Establece los derechos por la prestación del servicio de agua potable, alcantarillado y saneamiento
	Reglamento de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento para el Municipio de Comondú BOGE 30 de noviembre de 2002	Regula la prestación del servicio de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Establece que el municipio será el responsable del tratamiento de las aguas residuales generadas por los sistemas a su cargo, previa su descarga a cuerpos receptores de propiedad nacional
Municipal Mulegé	Ley de Hacienda para el Municipio de Mulegé, Baja California Sur BOGE 05 de noviembre de 2001 Última reforma BOGE 31-12-2012	Establece los derechos por concepto de servicios de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales. Establece la sanción por descargas de agua de desecho a la vía pública fuera de lo establecido por la ley
Municipal La Paz	Ley de Hacienda para el Municipio de La Paz, Baja California Sur BOGE 31 de marzo de 2001 Ultima reforma BOGE 10-12-2017	Establece los derechos por concepto de servicios de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento, saneamiento y disposición de aguas residuales
	Reglamento de Protección al Medio Ambiente BOGE 10 de octubre de 1995	Regula la prevención y el control de la contaminación del agua, estableciendo la normatividad en cuanto a las descargas de aguas residuales
	Reglamento de uso de la red de alcantarillado sanitario del OOMSAPAS La Paz BOGE 20 de febrero de 2007	Regula las descargas de aguas residuales diversas a las de uso doméstico, así como las condiciones particulares de descarga de acuerdo con los límites máximos permisibles de contaminantes establecidos en la NOM-002-SEMARNAT-1996.

Ámbito	Ordenamiento	Relevancia
		Señala que el encargado de la aplicación del Reglamento será el Organismo Operador Municipal del Sistema de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (OOMSAPAS) de la Paz, que tiene a su cargo el suministro de los servicios de agua, alcantarillado y saneamiento
Municipal Los Cabos	Ley de Hacienda para el Municipio de Los Cabos, Baja California Sur BOGE de 31 de diciembre de 2002 Última reforma publicada BOGE 31-10-2016	Establece los ingresos que por conceptos de derechos obtenga el ayuntamiento, procedentes de los servicios de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales
	Reglamento Municipal del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente BOGE 20 de mayo de 2008 Última reforma publicada BOGE 3-02-2017	Establece las facultades del ayuntamiento para vigilar y exigir el cumplimiento de la normatividad aplicable de descarga de aguas residuales al sistema de alcantarillado sanitario Prevé en el Título Segundo, Capítulo Sexto, la prevención y el control de la contaminación del agua proveniente de las actividades industriales y de servicios
	Reglamento del Uso de la Red de Alcantarillado del Municipio de los Cabos, Baja California Sur	Tiene como objetivo garantizar el debido tratamiento de las aguas residuales municipales, prevenir la contaminación de las aguas y suelos mediante la regulación de las descargas de aguas residuales al sistema de alcantarillado municipal y las condiciones de descarga de acuerdo con los límites máximos permisibles de contaminantes vertidos a la red de drenaje, establecidos en la NOM-002-SEMARNAT-1996. Regula el tratamiento, manejo, reúso y disposición final de las aguas residuales que procesan las plantas de tratamiento que operan en el Municipio de Los Cabos, con base en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997

Ámbito	Ordenamiento	Relevancia
	<p>Reglamento del Organismo Descentralizado Operador del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de los Cabos 10 de octubre de 1996</p>	<p>Señala las funciones y facultades, entre ellas prestar, administrar y vigilar el servicio de agua potable y alcantarillado. Podrá practicar visitas domiciliarias para verificar el correcto funcionamiento de los sistemas de agua potable y, en su caso, certificar e imponer las sanciones administrativas por infracciones al reglamento</p>
Municipal Loreto	<p>Ley de Hacienda para el Municipio de Loreto, Baja California Sur BOGE 05 de noviembre del 2001 Ultima reforma BOGE 20-12-2017</p>	<p>Establece la obligación de los propietarios o, en su caso, los poseedores de los predios, de pagar los derechos de cooperación por el tratamiento y la disposición de aguas residuales</p>
	<p>Reglamento para la Protección al Ambiente y la Preservación Ecológica para el Municipio de Loreto, Baja California Sur BOGE 31 de diciembre de 2000</p>	<p>Regula la protección y el aprovechamiento racional del agua. Establece la facultad del ayuntamiento de vigilar y controlar la contaminación del agua generada por los servicios públicos municipales; exigir a quienes descarguen o pretendan descargar aguas residuales en los sistemas de drenaje y alcantarillado que no rebasen los niveles máximos permitidos, y verificar que cuenten con la instalación del sistema de tratamiento</p>
	<p>Reglamento Interno del Organismo Operador del Sistema de Agua Potable, Drenaje, Alcantarillado, Tratamiento y Disposición de Aguas Residuales del Municipio de Loreto, Baja California Sur BOGE 20 de marzo de 2000</p>	<p>Establece las facultades y atribuciones</p>

Fuente: elaboración propia con información de la normatividad aplicable, y referencia a Valdivia, Gámez, Beltrán y Ortega-Rubio (2020).

Estructura administrativa del sector encargado del control de aguas residuales

La estructura administrativa del sector encargado del control de aguas residuales en México está conformada por diversas entidades gubernamentales de nivel federal, estatal y municipal, que gozan de facultades diversas y en ocasiones concurrentes, sustentadas en el marco legal referido en la Tabla 3. Para determinar la competencia específica de cada una de estas autoridades en materia de control de las aguas residuales se esquematizó el contenido de las leyes aplicables de manera que permitiera analizar su coherencia y problemática. La Tabla 4 muestra cada una de las entidades públicas y su competencia.

Tabla 4. Estructura administrativa de control de las aguas residuales.

Autoridad	Entidad encargada	Competencia
Federal		
Congreso de la Unión		Expide las leyes sobre uso y aprovechamiento de las aguas de jurisdicción federal Establece las contribuciones sobre el aprovechamiento y explotación de los recursos hídricos Establece la concurrencia de los gobiernos federales, estatales y municipales en materia de protección al ambiente, y la preservación y restauración del equilibrio ecológico

Autoridad	Entidad encargada	Competencia
Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	Conagua, Comisión Nacional del Agua	<p>Expedir permisos de descarga</p> <p>Lleva el Registro Público de Derechos de Agua</p> <p>Estudia, con el concurso de los consejos de cuenca y organismos de cuenca, los montos para el cobro de derechos de descarga de aguas residuales para ponerlos a consideración de las autoridades correspondientes en términos de ley</p> <p>Establece y vigila el cumplimiento de las condiciones particulares de descarga que deben satisfacer las aguas residuales, de los distintos usos y usuarios, que se generen en: a) bienes y zonas de jurisdicción federal; b) aguas y bienes nacionales; c) cualquier terreno cuando puedan contaminar el subsuelo o los acuíferos; d) demás casos previstos en la ley</p> <p>Realiza la inspección y verificación del cumplimiento de las disposiciones de las NOM aplicables para la prevención y conservación de la calidad de las aguas nacionales y bienes señalados en la ley</p> <p>Autoriza el vertido de aguas residuales en el mar, y en coordinación con la Secretaría de Marina cuando provengan de fuentes móviles o plataformas fijas</p> <p>Ejerce las atribuciones que corresponden a la Federación en materia de prevención y control de la contaminación del agua, y de su fiscalización y sanción en términos de la ley</p> <p>Realiza lo siguiente: a) el monitoreo sistemático de la calidad del agua, y mantener actualizado el Sistema de Información de la Calidad del Agua a nivel nacional; b) el inventario nacional de plantas de tratamiento de aguas residuales; c) el inventario nacional de descargas de aguas residuales</p>
	Organismos de cuenca	Expiden permisos de descarga
	Profepa, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente	<p>Previene y controla la contaminación</p> <p>Se encarga de la inspección y vigilancia; de aplicar sanciones; imponer las medidas técnicas correctivas y de seguridad; formular denuncias; promover la reparación o compensación del daño ambiental, y solicitar la cancelación de permisos de descarga de aguas residuales</p>
Fiscalía General de la República		Conoce de todas aquellas denuncias que pudieran constituir delitos conforme a lo previsto en la legislación aplicable
Secretaría de Hacienda y Crédito Público	SAT, Servicio de Administración Tributaria	Encargada del cobro de las contribuciones federales

Autoridad	Entidad encargada	Competencia
Estatal		
Secretaría de Desarrollo Económico, Medio Ambiente y Recursos Naturales	Subsecretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	Regula sobre el control de la contaminación de aguas de jurisdicción estatal y las federales que le sean asignadas Vigila el cumplimiento de las Normas Oficiales Mexicanas
CEA, Comisión Estatal del Agua		Tiene las facultades para ejecutar obras de infraestructura hidráulica; promover la potabilización del agua y el tratamiento de las aguas residuales, reúso de éstas y manejo de lodos; sancionar a los prestadores de los servicios y contratistas por el incumplimiento de la ley; promover el uso de las aguas residuales para el riego de áreas verdes, agrícolas y otros, previo el cumplimiento de las normas oficiales
Municipal		
OOMSAPA, Organismo Operador Municipal del Sistema de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento		Previene y controla la contaminación del agua que se descargue al sistema de drenaje y alcantarillado de los centros de población y aguas nacionales asignadas Vigila el cumplimiento de la normatividad en este ámbito de competencia e imposición de sanciones Determina el monto de derechos de tratamiento de aguas residuales y registro de descargas a los sistemas de drenaje y alcantarillado

Fuente: elaboración propia con información de la normatividad aplicable y referencia a Gilabert-Alarcón, Salgado-Méndez, Walter-Daesslé, Mendoza-Espinosa y Villada-Canela (2018).

Mecanismos legales para el cumplimiento de la legislación en materia de descargas de aguas residuales

Inspección y vigilancia

El artículo 16 constitucional faculta a las autoridades administrativas a realizar visitas domiciliarias para verificar el cumplimiento de los ordenamientos legales (CPEUM, art. 16) (DOF, 2019). Estas visitas se encuentran reglamentadas por la LGEEPA en su Capítulo II sobre “Inspección y Vigilancia”, en donde se da atribuciones a la Semarnat para realizarlas (LGEEPA, 1988, art. 161) (DOF, 2018a). La Semarnat ejerce esas facultades a través de la Profepa, encargada de vigilar el cumplimiento de las disposiciones legales relacionadas con la prevención y el control de la contaminación ambiental, los recursos naturales, y descargas de aguas residuales a cuerpos de aguas nacionales, entre otros (Reglamento Interior de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2012. Art 45) (DOF, 2012). Por su parte, la Conagua, conforme a lo establecido por la Ley de Aguas Nacionales, también tiene la facultad de realizar inspección o fiscalización de las descargas de aguas residuales con el objeto de verificar el cumplimiento de la ley (LAN, art. 95) (DOF,

2020). Como resultado de las visitas de inspección o verificación, la autoridad del agua o ambiental competente podrá imponer las sanciones o medidas de apremio y seguridad respectivas previstas en la ley.

Los estados también tienen facultades en materia de inspección y vigilancia para la prevención y el control de la contaminación de las aguas de jurisdicción estatal, así como de las aguas nacionales que tengan asignadas (LGEEPA, 1988, art. 7, frac. VIII) (DOF, 2018a). Por su parte, los municipios tendrán la facultad de vigilar el cumplimiento de las disposiciones jurídicas en materia de prevención y control de la contaminación de las aguas que se descarguen en los sistemas de drenaje y alcantarillado de los centros de población, así como de las aguas nacionales que tengan asignadas (LGEEPA, 1988. art. 8, frac. VII) (DOF, 2018a). En este tenor, la Ley de Aguas del Estado de B.C.S. establece que los ayuntamientos por sí o a través del organismo operador podrán llevar a cabo visitas para verificar las conexiones de las descargas; que las descargas cumplan con lo dispuesto en la ley, y el cumplimiento de la ley.

Para conocer el número de actos de control que realizaron las autoridades en materia de descarga de aguas residuales en el periodo seleccionado, se solicitó a las autoridades de los tres ámbitos de competencia la información mediante los instrumentos de acceso a la información pública (Tabla 5 y Tabla 6). En las respuestas solamente hubo resultados positivos de la Profepa y Conagua. La Comisión Estatal del Agua, los organismos operadores municipales del Sistema de Agua

Potable Alcantarillado y Saneamiento de Mulegé, de Los Cabos y de La Paz contestaron que no tienen la información solicitada. Solamente el H. XVI Ayuntamiento de Comondú refirió que, en 2018, se realizaron seis visitas de inspección de descargas residuales a miembros de la industria quesera en el municipio, a fin de verificar la existencia de trampas para grasas y sólidos en sus descargas; hicieron observaciones a dos de ellas (H. Ayuntamiento de Comondú XVI, 2019).

Tabla 5. Actos de control en materia de descargas de aguas residuales realizados por la Profepa en B.C.S., 2009-2018.

Concepto	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Visitas de inspección realizadas a puntos de descargas de aguas residuales	0	0	0	0	0	20	4	3	12	5
Clausuras totales temporales	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1
Clausuras parciales temporales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verificación de cumplimiento de medida correctiva	0	0	0	0	0	2	1	1	1	1
Sanciones	0	0	0	0	0	8	2	1	3	1

Fuente: Profepa, Unidad de Transparencia, Oficio

PFPA/1.7/12C.6/00003019.18, Respuesta a la solicitud 1613100003019

(Profepa, 2019).

Tabla 6. Actos de control en materia de descargas de aguas residuales realizados por la Conagua en B.C.S., 2009-2018.

Concepto	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Visitas de inspección realizadas a industrias y empresas que descarguen aguas residuales	3	3	2	6	13	1	6	9	10	16
Visitas de inspección realizadas únicamente a sector industrial	0	0	1	0	0	1	1	3	2	1
Sanciones impuestas con motivo de descargas de aguas residuales en el estado para las visitas realizadas en los años que se indican	1	2	2	2	5	0	0	6	6	-

Fuente: Conagua, oficio 160629, respuesta a solicitud SISI 1610100011519 (Conagua, 2019b).

Sanciones y medidas precautorias

La autoridad, ya sea federal, estatal o municipal, cuenta con la autoridad para constatar la observancia de la normatividad, y podrá imponer sanciones o medidas preventivas. La Ley de Aguas Nacionales (LAN) (DOF, 2020) establece en su artículo 118 BIS 2 que, en caso de existir riesgo inminente, daño, deterioro a la salud, a las aguas nacionales, a los

bienes nacionales, a la biodiversidad o a los ecosistemas vinculados con el agua, la Conagua o la Profepa, en el ámbito de sus respectivas competencias, podrán realizar de manera inmediata alguna o algunas de las medidas establecidas. Una vez que la autoridad desahoga el procedimiento administrativo correspondiente y determina que existe una violación a la ley podrá, conforme al artículo 119 de la LAN (DOF, 2020), sancionar faltas relativas a las descargas de aguas residuales, y serán sancionadas por la Conagua, según lo establece el artículo 120 de la LAN (DOF, 2020), con multas, independientemente de las sanciones estipuladas en la LGEEPA, LAN, Ley de Bienes Nacionales y Ley Federal de Metrología y Normalización y sus reglamentos, las Normas Oficiales Mexicanas, el Código Penal Federal y demás disposiciones aplicables en la materia (Tabla 7).

Tabla 7. Sanciones en materia de descargas de aguas residuales reguladas por la Ley de Aguas Nacionales.

Acción sancionada en materia de descargas	Sanciones reguladas
Conagua	
I. Descargar de forma permanente, intermitente o fortuita aguas residuales en contravención a lo dispuesto en la ley en cuerpos receptores que sean bienes nacionales, incluyendo aguas marinas, así como cuando se infiltren en terrenos	Clausura temporal del aprovechamiento de aguas nacionales Suspensión de las actividades que dan origen al proceso generador de

Acción sancionada en materia de descargas	Sanciones reguladas
<p>que sean bienes nacionales o en otros terrenos cuando puedan contaminar el subsuelo o el acuífero</p> <p>X. Impedir u obstaculizar las visitas, inspecciones, reconocimientos, verificaciones y fiscalizaciones que realice la Conagua</p> <p>XI. No entregar los datos requeridos por la Conagua o la Profepa, según el caso, para verificar el cumplimiento de las disposiciones contenidas en la ley y en los títulos de concesión, asignación o permiso de descarga, así como en otros ordenamientos jurídicos</p>	<p>las descargas de aguas residuales</p> <p>Promover ante las autoridades de protección civil y seguridad pública de los gobiernos Federal, de los estados y de los municipios, la adopción de medidas urgentes, incluidas el aseguramiento de bienes, remoción o demolición de infraestructura, con el objeto de proteger la vida y los bienes de las personas (LAN, art. 118 BIS 2) (DOF, 2020)</p>
<p>XII. Usar volúmenes de agua mayores que los que generan las descargas de aguas residuales para diluir, y así tratar de cumplir con las normas oficiales mexicanas en materia ecológica o las condiciones particulares de descarga</p> <p>XV. No cumplir con las obligaciones consignadas en los títulos de concesión, asignación o permiso de descarga</p> <p>XXI. No informar a la Conagua de cualquier cambio en sus procesos cuando con ello se ocasionen modificaciones en las características o</p>	<p>Multas relativas a las descargas:</p> <p>De 260 a 1 950 Unidades de Medida y Actualización, en el caso de violación a las fracciones X, XI, XXI</p> <p>De 1 560 a 6 500 Unidades de Medida y Actualización, en el caso de violaciones a las fracciones I, XII</p> <p>De 1 950 a 26 000 Unidades de Medida y Actualización, en el caso</p>

Acción sancionada en materia de descargas	Sanciones reguladas
<p>en los volúmenes de las aguas residuales que hubieren servido para expedir el permiso de descarga correspondiente (LAN, art. 119) (DOF, 2020)</p>	<p>de violación a la fracción XV (LAN, 1992. art. 120) (DOF, 2020)</p>
Ayuntamientos	
<p>Incumplir con el pago respectivo conforme a lo dispuesto en la ley (LA BCS, 2019: art. 137)</p>	<p>Impedir, obstruir o cerrar la posibilidad de descargar aguas residuales a las redes de drenaje y alcantarillado (LA BCS, 2019: art. 137)</p>
Ayuntamientos en coordinación con la autoridad ambiental	
<p>Descargar incumpliendo con las condiciones particulares de descargas, los límites máximos permisibles de contaminantes que señalan las NOM, así como con lo dispuesto en la legislación de equilibrio ecológico y protección al ambiente, y demás aplicable a la materia (LA BCS, 2019: art. 137)</p>	<p>Impedir, obstruir o cerrar la posibilidad de descargar aguas residuales a las redes de drenaje y alcantarillado (LA BCS, 2019: art. 137)</p>

Fuente: elaboración propia.

A nivel estatal, la Ley de Aguas de B.C.S. faculta a los ayuntamientos a realizar actos para “impedir, obstruir o cerrar la posibilidad de descargar aguas residuales a las redes de drenaje y alcantarillado, cuando el usuario incumpla con el pago respectivo conforme a lo dispuesto por la ley, o en colaboración con las autoridades ecológicas, cuando la descarga no cumpla con las condiciones particulares de descarga, los límites máximos permisibles o con lo dispuesto por alguna otra ley ambiental aplicable” (LA BCS, 2019: art. 137).

Denuncias penales

Según lo establece el artículo 182 de la LGEEPA (DOF, 2018a), en casos en que la Semarnat tenga conocimiento de actos u omisiones que pudieran constituir delitos conforme a lo previsto en la legislación aplicable, formulará ante el Ministerio Público Federal (MPF), la denuncia correspondiente a través de la Profepa. Por su parte, el artículo 123 Bis 1 de la LAN (DOF, 2020) faculta a la Conagua a formular denuncias ante el MPF en los casos en que se presuma la existencia de algún delito. Asimismo, toda persona podrá presentar directamente las denuncias penales que correspondan a los delitos ambientales previstos en la legislación aplicable (LGEEPA, 1988, art. 182) (DOF, 2018a).

El delito en materia de descargas de aguas residuales se encuentra regulado en el artículo 416 del Código Penal Federal, que establece que:

“Se impondrá pena de uno a nueve años de prisión y de trescientos a tres mil días multa, al que ilícitamente descargue, deposite, o infiltre, lo autorice u ordene, aguas residuales, líquidos químicos o bioquímicos, desechos o contaminantes en los suelos, subsuelos, aguas marinas, ríos, cuencas, vasos o demás depósitos o corrientes de agua de competencia federal, que cause un riesgo de daño o dañe a los recursos naturales, a la flora, a la fauna, a la calidad del agua, a los ecosistemas o al ambiente. Cuando se trate de aguas que se encuentren depositadas, fluyan en o hacia un área natural protegida, la prisión se elevará hasta tres años más y la pena económica hasta mil días multa” (CPF, 1931, art. 416) (DOF, 2018b).

La denuncia penal constituye uno de los instrumentos para generar el cumplimiento en materia ambiental que más influye en los particulares, por lo que se considera importante el análisis del número de denuncias que se han presentado por parte de la Profepa. Es de señalar que la Conagua no tiene registro de denuncia penal alguna relativa a descargas de aguas residuales en el periodo analizado (Conagua, 2019a; Conagua, 2019b) (Tabla 8).

Tabla 8. Denuncias penales presentadas por la Profepa en materia de delitos relativos a descargas de aguas residuales en B.C.S., 2009-2018.

Denuncias penales ante la PGR	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Municipio de Comondú	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Municipio de La Paz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Municipio de Loreto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Municipio de Los Cabos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Municipio de Mulegé	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1

Fuente: Profepa, Unidad de Transparencia, Oficio

PFPA/1.7/12C.6/00003019.18, Respuesta a la solicitud 1613100003019
(Profepa, 2019).

Denuncia popular

La denuncia popular es un instrumento de política ambiental que brinda la posibilidad a cualquier persona, grupos sociales, organizaciones no gubernamentales, asociaciones y sociedades de denunciar ante la Profepa o ante otras autoridades un hecho, acto u omisión que produzca o pueda

producir desequilibrio ecológico, o daños al ambiente o a los recursos naturales, o contravenga las disposiciones de la ley y de otros ordenamientos que regulen materias relacionadas con la protección al ambiente, y la preservación y restauración del equilibrio ecológico (LGEEPA, 1988, art. 189) (DOF, 2018a). Estas denuncias brindan la legitimidad para que la sociedad pueda acudir ante la autoridad y denunciar cualquier descarga de agua residual que pueda afectar tanto a la salud como el medio ambiente. A partir de la denuncia, la autoridad tiene la obligación de iniciar un procedimiento de inspección y verificación para constatar el incumplimiento de algún ordenamiento jurídico y proceder en consecuencia (Tabla 9 y Tabla 10).

Tabla 9. Denuncias presentadas ante la Profepa en materia de descargas de aguas residuales en B.C.S., 2009-2018.

Denuncias ante Profepa	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Municipio de Comondú	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Municipio de La Paz	0	0	0	0	1	4	2	1	0	3
Municipio de Loreto	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Municipio de Los Cabos	2	3	1	2	3	2	2	2	2	1
Municipio de Mulegé	0	0	0	2	0	1	1	0	1	0
Total	2	3	1	4	5	7	4	3	3	4

Fuente: Profepa, Unidad de Transparencia, Oficio

PFPA/1.7/12C.6/00003019.18, Respuesta a la solicitud 1613100003019
(Profepa, 2019).

Tabla 10. Denuncias presentadas ante la Conagua en materia de descargas de aguas residuales en B.C.S., 2009-2018.

Denuncias ante Conagua	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
	2	1	0	0	4	0	0	1	2	2

Fuente: Conagua, oficio 160629, respuesta a solicitud SISI 1610100011519 (Conagua, 2019b).

Auditoría ambiental

Con el objetivo de proteger el medio ambiente y la salud humana, la autoridad ambiental ha establecido diversos programas para fomentar el cumplimiento voluntario de la normatividad ambiental e incrementar el respeto a la legislación vigente. El principal es la auditoría ambiental, la cual busca que responsables del funcionamiento de una empresa, en forma voluntaria, examinen metodológicamente sus operaciones en cuanto a la contaminación y el riesgo que generan, así como el cumplimiento en general de la legislación ambiental, los ordenamientos internacionales, las buenas prácticas de operación e ingeniería aplicables. El objetivo es establecer las medidas preventivas y correctivas que sean

necesarias para cuidar el medio ambiente (LGEEPA, 1988, art. 38 BIS) (DOF, 2018a).

La autoridad competente para llevar a cabo el programa de auditoría ambiental es la Profepa, que celebra un acuerdo con el particular para la realización de la auditoría. Con este acuerdo, el particular se obliga a sujetarse a los resultados y al Plan de Acción que se elabora al final de la auditoría, y donde se fijan los programas preventivos y correctivos, así como el tiempo para instrumentarlos (CCA, 1999). Una vez concluida la auditoría, y si la empresa cumple satisfactoriamente con las especificaciones técnicas establecidas en el Plan de Acción, la Profepa otorga el Certificado de Industria Limpia. Esto representa un incentivo atractivo para la industria, al reflejar una alta responsabilidad ambiental y social de la empresa en cuestión. Existen 33 empresas con certificado de industria limpia vigente en B.C.S. para el periodo 2019-2021, entre ellas se encuentran empresas automotrices, aeropuertos, cementeras, la Comisión Federal de Electricidad (CFE), hoteles, y dos plantas de tratamiento de aguas residuales: Fonatur Infraestructura, S.A. de C.V. (planta de tratamiento de aguas residuales de Loreto/Nopoló) y Fonatur Mantenimiento Turístico, S.A. de C.V. (planta de tratamiento de aguas residuales) (Profepa, 2020).

Discusión

Situación en B.C.S.

La disponibilidad y calidad del agua son vitales para el desarrollo de B.C.S. Uno de los factores clave en la problemática relacionada con el agua es la mala gestión de las aguas residuales y, aún y cuando existe un amplio marco legal federal, estatal y municipal que las regula, existen deficiencias para lograr el cumplimiento de la normatividad en materia de aguas residuales en la entidad.

De la Tabla 1 se observó que, según el reporte de Conagua de 2014, de las 29 plantas de tratamiento de aguas residuales reportadas en B.C.S., 44 % opera en malas condiciones, o requiere de rehabilitación o tiene algún otro problema para su operación óptima; 24 % no indica las condiciones de operación, y 32 % inició operaciones o tuvo modificaciones recientemente, pero no se mencionan las condiciones de operación. Estos reportes ponen de manifiesto que casi la mitad de las plantas de tratamiento municipales reportadas están operando en malas condiciones. Por lo tanto, la autoridad debería verificar su funcionamiento para determinar si están cumpliendo con los lineamientos de ley con el fin último de proteger los ecosistemas y la salud de la población.

Asimismo, se puede observar que después del reporte de 2014 no se volvieron a hacer públicas las observaciones de la Conagua en cuanto al funcionamiento de las plantas, por lo menos en ese formato informativo.

Ahora bien, de esas 29 plantas municipales, el agua descargada se reutiliza para riego de forrajes (dos plantas); riego agrícola (cinco plantas); riego de praderas (una planta); áreas verdes (cuatro plantas); riego de campos de golf y áreas verdes (nueve plantas); infiltración al suelo (siete plantas), o vertimiento a un arroyo (una planta). De las 13 plantas reportadas en malas condiciones, nueve plantas destinan el agua residual para el riego, ya sea de forrajes, agrícola, praderas o áreas verdes; tres plantas las infiltran al suelo; y una se dedica al riego de campos de golf. De las restantes ocho que cuentan con comentarios, se observa que seis iniciaron operaciones más recientes, o tuvieron modificaciones o rehabilitación y destinan el agua residual a riego de campos de golf; una para riego de praderas, y una para riego agrícola. De la Tabla 2 observamos que los usos con mayor volumen de descarga concesionado son el industrial, el de usos múltiples, la acuacultura y el de servicios; sin embargo, no existe información disponible en las páginas electrónicas sobre su calidad o reutilización.

Si se considera que entre las principales fuentes de contaminación del agua en B.C.S. están las descargas de las aguas municipales, industriales y agrícolas sin tratamiento previo y la baja eficiencia de las plantas de tratamiento (Tejas-Álvarez, 2013) resulta trascendente la información de las tablas anteriores. En ellas se observa que el agua

residual en B.C.S. se está reutilizando incluso sin que las plantas de tratamiento estén funcionando en óptimas condiciones, lo cual pone en riesgo la salud y los ecosistemas. Ante esto, cobra especial relevancia la obligación de la autoridad de llevar a cabo sus funciones de inspección y verificación para exigir el cumplimiento de la normatividad y, en caso de incumplimiento, ejercer sus facultades para la imposición de las sanciones correspondientes.

Competencia y coordinación institucional

Las aguas residuales están reguladas, en primer término, por la legislación federal (Tabla 3). La Constitución mexicana, siendo la ley suprema, establece los derechos humanos al agua y al saneamiento, y sienta las bases para la distribución de competencia entre los tres órdenes de gobierno (Tabla 4). Las principales leyes federales que reglamentan los artículos constitucionales relativos a las descargas de aguas son la LGEEPA y la LAN. La LGEEPA, en tanto la ley marco en materia ambiental, establece los criterios para la prevención y el control de la contaminación del agua y ecosistemas mediante la regulación de las descargas de aguas residuales, facultando a la Profepa como la autoridad ejecutora encargada de verificar el cumplimiento de la ley y sancionar su incumplimiento. La

LAN regula la calidad de las aguas residuales, la prevención y el control de la contaminación, la recirculación y la reutilización, facultando a la Conagua como autoridad competente para verificar su cumplimiento, e imponer sanciones y medidas precautorias. Esta competencia se centra en la premisa de que las aguas son propiedad de la nación y, por lo tanto, de competencia federal.

Los estados, en este caso B.C.S., son los encargados de regular sobre el control de la contaminación de aguas de jurisdicción estatal y las federales que le sean asignadas y vigilar el cumplimiento de las NOM. Los municipios, por su parte, poseen facultades sobre la administración y vigilancia de los servicios públicos de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de las aguas residuales (Tabla 4). Esta distribución primaria de competencia entre la federación, estados y municipios pareciera clara; sin embargo, aplican ciertos criterios marcados por disposiciones de control de la contaminación en las que según el contenido de las descargas puede ser de competencia federal o estatal. Por ejemplo, en el caso de descargas de hidrocarburos, independientemente de que sean descargados a la red de alcantarillado de competencia municipal, la Profepa sigue teniendo facultades para sancionar. Asimismo, dependiendo de la fuente de las aguas residuales, también puede variar la competencia de la autoridad reguladora, o bien puede estar determinada por el lugar de descarga. Por ejemplo, será la autoridad federal (Profepa/Conagua) la encargada del control de las

descargas de las aguas de las plantas de tratamiento municipales vertidas a algún cuerpo receptor catalogado como bien nacional.

Este entramado de facultades disperso en leyes federales, estatales y municipales (Tabla 3 y Tabla 4) genera una fragmentación tanto de la regulación de las aguas residuales como del control de la contaminación, situación que favorece la inactividad o parálisis de la función administrativa para gestionar las aguas residuales. Esta problemática se vuelve más seria toda vez que la autoridad encargada de las aguas residuales en los tres niveles de gobierno debe supervisar un enorme número de obligaciones (Cory & Rahman, 2009), lo que requiere una sólida estructura institucional para la gestión y el control de las aguas residuales.

Ineficacia de los mecanismos legales para lograr el cumplimiento

En México existe un extenso marco legal que regula las descargas de aguas residuales e impone los límites máximos permitidos de contaminantes en las descargas. Sin embargo, en la actualidad, ese tipo de aguas sigue siendo un factor de riesgo que pone en peligro el abastecimiento de agua y la salud de la población. En este contexto, la

facultad de la autoridad ambiental de llevar a cabo la inspección es uno de los mecanismos de control más importantes, toda vez que podrá verificar el cumplimiento de la normatividad de manera coercitiva, sancionando los incumplimientos o la afectación al ambiente, ordenando, de ser procedente, la reparación del daño ambiental causado (Semarnat & Profepa, 2014).

Existe poca literatura referente a los efectos de la eficacia de la legislación para la adecuada gestión de las aguas residuales. En este artículo se presentan los resultados de los mecanismos a disposición de la autoridad para hacer cumplir la legislación en materia de aguas residuales en B.C.S. Si bien éstos son suficientes para verificar el cumplimiento de la normatividad por parte de los regulados y sancionar el incumplimiento, tales herramientas no son ejecutadas como sería necesario y existe un incumplimiento sistemático por parte de los particulares. Por ello, es necesario que las autoridades aumenten la vigilancia del cumplimiento de la normatividad relativa a las descargas de aguas residuales con o sin tratamiento, en especial de las NOM y las condiciones particulares de descarga.

El número y resultados de las visitas de verificación del cumplimiento de la normatividad realizadas por la Profepa y Conagua permiten conocer la magnitud de la actividad de la autoridad en la materia. No obstante, es preciso aclarar que no determinan el grado de control de la contaminación o el cumplimiento ambiental de las personas reguladas. De la Tabla 5, se desprende que la Profepa no realiza visitas

de manera representativa a puntos de descargas de aguas residuales a cuerpos de aguas nacionales, pero reportó un total de 29 plantas de tratamientos municipales (Tabla 1) y 235 títulos de descargas (Tabla 2). Las sanciones impuestas por la Profepa tampoco muestran una pena representativa que provoque el cumplimiento de la normatividad por parte del gobernado. Del reporte de la Conagua (Tabla 6) se observa que llevó a cabo un mayor número de visitas de inspección, que fue en aumento hasta 2018, cuando se hicieron 16 de esas visitas, aunque esto representa poca ejecución por parte de la autoridad encargada de verificar el cumplimiento de la normativa en materia de descarga de aguas residuales en B.C.S.

En cuanto a las denuncias penales, que podría ser el instrumento que mayor conciencia de cumplimiento genere entre los gobernados, no ha sido utilizado, excepto por dos denuncias realizadas por Profepa en 2017 y 2018, en un periodo de diez años partiendo de 2009 (Tabla 8). Establecer una política pública que fomente la denuncia penal tanto por parte de la Profepa y Conagua como por la ciudadanía favorecería activar ese mecanismo. Para ello deberían existir mejores canales de acceso y generación de la información, concientización y mejoramiento institucional, lo cual debería incluir a la Fiscalía General de la República, que es la autoridad encargada de sancionar el incumplimiento. Por otra parte, la figura de denuncia popular o denuncia ciudadana ha sido más efectiva para la atención de la problemática de las descargas de aguas residuales, siendo la Profepa la autoridad que recibe más denuncias en el

ámbito federal por parte de la ciudadanía (Tablas 9 y 10). Por ello, la incorporación de la sociedad en las tareas de vigilancia debe alentarse y reconocerse como un mecanismo necesario en el sistema de verificación del cumplimiento de la normatividad, incrementando así las capacidades institucionales de la Profepa o la Conagua.

La auditoría ambiental como instrumento de fomento del cumplimiento de la normatividad ambiental ha tenido buenos resultados en términos generales para lograr que las empresas cumplan voluntariamente con las normas ambientales. En B.C.S., de 33 empresas certificadas, dos de ellas son plantas de tratamiento de aguas residuales. Las empresas que obtienen el Certificado de Industria Limpia son consideradas al corriente en el cumplimiento de la normatividad en la materia de agua y existe el riesgo de que no sean verificadas por autoridades tanto federales como municipales, dado que solo cuentan con la obligación de solicitar la renovación a los dos años. De ahí que se debe actualizar la información de acuerdo con el cumplimiento de la legislación ambiental nacional, en el caso en estudio, referente a la calidad de las descargas de aguas residuales.

Otra deficiencia relevante en materia de control es la falta de mecanismos reales para que los ayuntamientos sean regulados y sancionados. Se debe tomar en cuenta que los municipios, si bien prestan el servicio de suministro de agua potable y el manejo de las redes de alcantarillado, tienen responsabilidad por el tratamiento de las aguas residuales antes de ser vertidas a un cuerpo receptor de la nación. El

gobierno federal, a través de la Profepa y la Conagua, debería asegurar que el agua que los municipios descargan, o bien proporciona para ser reutilizada, esté dentro de los parámetros que marca la normatividad y que, en caso de incumplimiento, las partes correspondientes sean sancionadas. Esta será la única vía para acabar con años de operación deficiente de las plantas de tratamiento municipales que son en este momento la fuente más importante de contaminación de agua en Baja California Sur.

Conclusiones

Los mecanismos legales para lograr el cumplimiento de la legislación en materia de descargas de aguas residuales analizados son instrumentos idóneos para que la autoridad verifique y haga cumplir la normatividad ambiental; la eficacia de la ley depende de la ejecución por parte de las autoridades, y el cumplimiento por parte de las y los gobernados. Sin la aplicación de la legislación relativa a las descargas de aguas residuales no se lograrán alcanzar los objetivos de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, tendientes a reducir la contaminación del agua y el porcentaje de aguas residuales sin tratar, y fomentar el reúso y reciclado del agua residual de manera segura.



Analizados los resultados de los mecanismos legales para el cumplimiento de la legislación en B.C.S., en general, lleva a determinar que existe poca ejecución por parte de las autoridades competentes, lo cual fomenta la mala gestión de las aguas residuales en el estado. Sin duda, es preciso realizar mayor investigación sobre la dinámica inter/institucional, pero las tablas sugieren que existe una problemática administrativa e institucional para exigir el cumplimiento por parte de la autoridad, y que se carece de una política pública adecuada para la aplicación de la normatividad en cuanto a las descargas de aguas residuales. Es necesario que las autoridades de los tres ámbitos de gobierno evalúen sus estrategias y las orienten hacia los objetivos locales, nacionales e internacionales.

Asimismo, es prioritario realizar estudios periódicamente para determinar los niveles de cumplimiento de las normas relativas a las descargas de aguas residuales y que exista información pública disponible para analizarlos a la luz de las condiciones ambientales imperantes. Esto permitiría determinar la eficacia de la legislación para revertir o prevenir un problema ambiental determinado, que en el caso en estudio será la contaminación y escasez del agua en B.C.S. Solo cuando se haya generado la información sobre el cumplimiento de la ley referente a las descargas de aguas residuales se podrá determinar si al aumentar los esfuerzos de aplicación de las leyes y reglamentos se disminuye el vertimiento de descargas de aguas residuales sin tratamiento previo o, bien, se reduce el total de aguas residuales vertido a cuerpos de aguas

nacionales. Entonces se podrá cambiar de paradigma y considerar las aguas residuales como una fuente alternativa de agua.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste y a quienes contribuyeron al desarrollo de este estudio.

El presente trabajo se hizo bajo el financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de México a través de la beca para doctorado otorgada a la primera autora, mismo que forma parte de su tesis doctoral.

Referencias

- AGNU, Asamblea General de las Naciones Unidas. (2015). *Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible*. (A/70/L.1.). Recuperado de www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E
- Azuela, A., David-Gidi, A. F., Leal, P., Hojer, M., & Saavedra, C. (2006). *El cofre vacío: los indicadores de cumplimiento ambiental en México, 1996-2006*. México, D.F., México: Centro Interdisciplinario de Biodiversidad y Ambiente.

- Béjar, L. J., & Salazar, R. (2018). Los mecanismos de control constitucional aplicados a los actos administrativos en el Derecho Mexicano. Curitiba: Universidad Panamericana. *Revista de Investigaciones Constitucionales*, 5(1), 41-62.
- Brañes, R. (2004). *Manual de derecho ambiental mexicano* (2ª ed.). México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Carabias, J., & Landa, R. (2005). *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, El Colegio de México, Fundación Gonzalo Río Arronte.
- Carmona-Lara, M. C. (2010). Bases para el conocimiento integrado del Derecho Ambiental. En: Salinas-Sada N., & Alaniz-Pasini, Y. (eds.). *Temas selectos de Derecho Ambiental* (pp. 17-43). México, DF, México: Cámara de Diputados LXI Legislatura, Comisión de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Palacio Legislativo.
- CCA, Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. (1999). *Indicadores de la aplicación efectiva de la legislación ambiental. Memoria de un diálogo en América del Norte*. Montreal, Quebec, Canadá: Departamento de Comunicación y Difusión Pública del Secretariado de la CCA.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/inventario-de-plantas-municipales-de-potabilizacion-y-de-tratamiento-de-aguas-residuales-en-operacion>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/inventario-de-plantas-municipales-de-potabilizacion-y-de-tratamiento-de-aguas-residuales-en-operacion>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2017a). *Estadísticas del agua en México*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM2016.pdf>

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2017b). *Estado de Baja California Sur descargas de aguas residuales zonas federales extracción de materiales títulos y volúmenes de aguas nacionales y bienes inherentes por uso de agua*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/196271/bcs.pdf>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (18 de enero de 2019a). *Solicitud de información 1610100011519, Oficio BOO.903.001.015.004*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (18 de enero de 2019b). *Respuesta a solicitud SISI 1610100011519. Oficio 160629*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Consejo Estatal de Ecología de Hidalgo. (2003). *Indicadores ambientales del estado de Hidalgo 2003*. Recuperado de http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/informacionambiental/Documents/04_indicadores/indicadores_2003_hidalgo.pdf
- Cory, D. C., & Rahman, T. (2009). Environmental justice and enforcement of the safe drinking water act: The Arizona arsenic experience. *Elsevier, Ecological Economics*, 68, 1825-1837. Recuperado de www.sciencedirect.com
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (6 de enero, 2020). *Ley de Aguas Nacionales de 1992*. Recuperado de <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/index.htm>

- DOF, Diario Oficial de la Federación. (6 de junio, 2019). *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos de 1917*. Recuperado de <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/index.htm>
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (19 de enero, 2018a). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente de 1988*. Recuperado de <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/index.htm>
- DOF, Diario Oficial de la Federación (9 de marzo, 2018b). *Código Penal Federal de 1931*. Recuperado de <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/cpf.htm>
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (26 de noviembre, 2012). *Reglamento Interior de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. Recuperado de http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5366662&fecha=31/10/2014
- Gilabert-Alarcón, C., Salgado-Méndez, S. O., Walter-Daesslé, L., Mendoza-Espinosa, L. G., & Villada-Canela, M. (2018). Regulatory challenges for the use of reclaimed water in Mexico: A case study in Baja California. *Water*, 10(1432). DOI: 10.3390/w1010432
- Graciano, J. A. (2019). *Uso, manejo y apropiación del agua en destinos turísticos. El caso del municipio de Los Cabos, Baja California Sur* (tesis de doctorado en Ciencias Sociales). Universidad Autónoma de Baja California Sur. Recuperado de <http://rep.uabcs.mx/handle/23080/334>

- H. Ayuntamiento de Comondú XVI. (2019). *Organismo Operador del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado y Saneamiento. Respuesta a solicitud folio 0007319*. Comondú, México: H. Ayuntamiento de Comondú XVI.
- Heyes, A. (2000). Implementing environmental regulation: enforcement and compliance. *Journal of Regulatory Economics*, 17, 107–129. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1008157410380>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2018). *Información por entidad. Baja California Sur. Cuéntame, México: Instituto Nacional de Estadística*. Recuperado de <http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/bcs/territorio/clima.aspx?tema=me&e=03>
- LA BCS, Ley de Aguas de Baja California Sur de 2001. (20 de diciembre, 2019). *Boletín Oficial del Gobierno de Baja California Sur*. Recuperado de <https://www.cbcs.gob.mx/index.php/cmply/1493-ley-aguas-bcs>
- Macías-Gómez, L. F. (2006). Aplicación y cumplimiento de la legislación ambiental. En: *Conferencia Evaluación de Impacto Ambiental y Capacidad Institucional de la Región Andina*. Colombia. Recuperado de <http://www.oas.org/dsd/EnvironmentLaw/DOCUMENTS/Colombia%20042706/APLICACION%20Y%20CUMPLIMIENTO%20LEGISLACION%20AMBIENTAL.pdf>

Profepa, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. (2020). *Empresas con certificado vigente en el estado de B.C.S.* Recuperado de

<http://sirev.Profepa.gob.mx:9080/EmpresasCertificadasSIIP/EmpresasCertificadas/EmpresasCertificadas.html?estado=3>

Profepa, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. (6 de febrero de 2019). *Unidad de Transparencia, Oficio PFFPA/1.7/12C.6/00003019.18, Respuesta a la solicitud 1613100003019.* México, D.F., México: Procuraduría Federal de Protección al Ambiente.

Profepa, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. (2001). *Manual para la evaluación de los índices de cumplimiento de la normatividad ambiental.* México, D.F., México: Procuraduría Federal de Protección al Ambiente.

Semarnat & Profepa, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales & Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. (2014). *Programa de Procuración de Justicia Ambiental 2014-2018.* México, DF, México: Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. Recuperado de http://www.Profepa.gob.mx/innovaportal/file/5796/1/ppja_2014-2018.pdf

Sultana, F., & Loftus, A. (2014). *El derecho al agua: economía, política y movimientos sociales.* México, DF, México: Editorial Trillas.

Tejas-Álvarez, Z. M. (2013). *Aguas residuales no residenciales en la Ciudad de La Paz: cumplimiento o incumplimiento con la normatividad ambiental* (tesis de maestría). Universidad Autónoma de Baja California Sur, Departamento Académico de Economía, La Paz, Baja California Sur, México.

UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Jurídicas. (2012). *Las fuentes de Derecho Administrativo*. Recuperado de <https://archivos.juridicas.unam.mx/www/bjv/libros/7/3143/7.pdf>

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: el recurso desaprovechado*. París, Francia: Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas (World Water Assessment Program).

Valdivia, A. T., Gámez, A. E., Beltrán, L. F., & Ortega-Rubio, A. (2020). Mexico's legal framework regarding wastewater management: a case study of Baja California Sur. *Mexican Law Review*, 8(2), 115-150. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ij.24485306e.2021.2.15337>

Wurl, J., Imaz-Lamadrid, M. A., & García, F. (2013). Recursos hídricos y cambio climático en Baja California Sur. En: Ivanova, A., & Gámez, A. E. (eds.). *Baja California Sur ante el cambio climático: vulnerabilidad, adaptación y mitigación. Estudios para la elaboración del Plan Estatal de Acción ante el Cambio Climático (PEACC-BCS)* (pp. 111-144). México, DF, México: Universidad Autónoma de Baja California Sur; Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales; Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.; Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada; Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático; Instituto Politécnico Nacional, y Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-06

Artículos

**Análisis econométrico de la demanda de agua en
Tijuana, México**

**Econometric analysis of water demand in Tijuana,
Mexico**

Fidel Bautista-Mayorga¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1480-0239>

José Alberto García-Salazar², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9892-7618>

José Saturnino Mora-Flores³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0052-8422>

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, fidelbm26@gmail.com

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, jsalazar@colpos.mx



³Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, saturmf@colpos.mx

Autor para correspondencia: José Alberto García-Salazar, jsalazar@colpos.mx

Resumen

La escasez de agua, y el fuerte crecimiento de la población y del sector industrial en la ciudad de Tijuana hace necesario un uso adecuado del recurso. El objetivo de este artículo fue determinar los factores que afectan la demanda de agua en los sectores residencial e industrial de Tijuana, y analizar el efecto que un aumento en los precios del agua y energía eléctrica tienen sobre el consumo del líquido en ambos sectores. Se estimó un modelo de ecuaciones simultáneas de la demanda de agua y se usaron datos anuales de 1991 a 2019. Los resultados indican que la demanda de agua en el sector residencial e industrial responde de manera inelástica a sus respectivos precios. El precio del agua tendría que aumentar en 53.1 y 57.7 % para disminuir la demanda de agua en 10 % en los sectores residencial e industrial, respectivamente; y el precio de la energía eléctrica tendría que aumentar en 17.0 y 64.3 % para lograr el mismo efecto en el consumo en ambos sectores. La escasez de agua en

la ciudad justifica el aumento en los precios anteriores para lograr disminuir el consumo del vital líquido.

Palabras clave: Tijuana, demanda de agua, precios, sector residencial, sector industrial, coeficientes de elasticidad, ecuaciones simultáneas.

Abstract

The scarcity of water and the strong growth of the population and the industrial sector in the City of Tijuana make it necessary to use this resource properly. The aim of this article was to determine the factors that affect the demand for water in the residential and industrial sectors of Tijuana, and to analyze the effect that an increase in the prices of water and electricity has on the consumption of water in both sectors. A model of simultaneous equations of the demand for water was estimated and annual data from 1991 to 2019 were used. The results indicate that the demand for water in the residential and industrial sectors responds inelastically to their respective prices. The price of water would have to increase by 53.1 and 57.7 %, to decrease the demand for water by 10 % in the residential and industrial sectors, respectively; and the price of electricity would have to increase by 17.0 and 64.3 % to achieve the same effect on consumption in both sectors. The shortage of water in the city justifies the increase in the previous prices to reduce the consumption of the vital liquid.

Keywords: Tijuana, water demand, prices, residential sector, industrial sector, elasticity coefficients, simultaneous equations.

Recibido: 05/08/2020

Aceptado: 23/01/2022

Introducción

El crecimiento demográfico, la urbanización, la industrialización, el aumento de la producción y el consumo han generado una demanda de agua dulce cada vez mayor. Tal contexto conduce a la pregunta de si hay agua suficiente como para satisfacer las necesidades crecientes del mundo; las posibles soluciones podrían estar en el modo en que se usa, maneja y comparte el agua (UNESCO, 2015).

La disponibilidad de agua está limitada por características geográficas e hidrológicas. En estos aspectos México es muy heterogéneo, pues dos tercios del territorio nacional es árido y semiárido, donde se concentra el 77 % de la población total, la que más aporta al PIB



(Producto Interno Bruto) total, pero en cuestión de agua sólo representa el 28 % del escurrimiento natural del agua; en contraste, en el sureste, donde llueve diez veces más que en la zonas áridas del norte del país, el PIB es menor. Tal situación propicia la competencia por el agua, su contaminación y sobreexplotación de los acuíferos (Sectur, 2018).

El municipio de Tijuana colinda al norte con los EUA y el municipio de Tecate; al este, con los municipios de Tecate y Ensenada; al sur, con los municipios de Ensenada y Playas de Rosarito, y al oeste con el municipio de Playas de Rosarito y el océano Pacífico (Sectur, 2018) (Figura 1). Por su ubicación geográfica se encuentra en una zona con alto grado de presión sobre los recursos hídricos (Conagua, 2016). Para abastecer de agua a la ciudad de Tijuana se requieren unos 131 hm³ por año, sin embargo se cuenta con 80 hm³ de agua como derecho asignado del acuífero la Mesa Arenosa ubicado en San Luis Río Colorado, Sonora (por acuerdo se toma el agua del Río Colorado en lugar del agua asignada del acuífero). Existe un déficit de 51 hm³, el cual es cubierto por el acuífero de Tijuana (fuente local) y gracias a las negociaciones de rentar agua con los agricultores del distrito de riego (DR-014). El volumen asignado del acuífero y la renta de agua es conducido a través del acueducto Río Colorado-Tijuana (ARCT) (Comisión Estatal del Agua de Baja California, 2018). El acuífero de Tijuana es poco aprovechable por el deterioro en su calidad, provocado por la contaminación de la misma ciudad; a pesar de ello, se extrae un volumen anual de 14.5 hm³, de los cuales 9.3 hm³ (64.1 %) se utilizan para satisfacer las necesidades del

uso público-urbano (residencial); 1.4 hm³ más (9.7 %) para uso agrícola; 1.4 hm³ (9.7 %) para servicios; 1.3 hm³ (9.0 %) para uso pecuario-doméstico, y 1.1 hm³ (7.6 %) para uso industrial (Conagua, 2015; Sectur, 2018). La infraestructura hídrica presente en este lugar son las presas Abelardo L. Rodríguez y El Carrizo, así como el acueducto que conduce agua del Río Colorado desde Mexicali hasta la ciudad de Tijuana para abastecimiento público-urbano (Sectur, 2018).



Figura 1. Localización de Tijuana y el acueducto Río Colorado-Tijuana (ARCT). PB-0 a PB-5 son las plantas de bombeo de la 0 a la 5. Fuente: Comisión Estatal del Agua de Baja California (2011).

La población en la ciudad de Tijuana en 2019 fue de 1.8 millones de personas; se proyecta que dicha población crezca en 19.5 % en el periodo 2019 a 2030 (Conapo, 2018), lo cual indica que aumentará la presión sobre los recursos hídricos en esta ciudad; ello justifica el uso racional y eficiente del agua en todos los sectores productivos.

Respecto al crecimiento industrial en la ciudad de Tijuana, datos solicitados a la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana a través de la plataforma nacional de transparencia (CESPT, 2020: comunicación personal, 8 de mayo de 2020) indican una tasa de crecimiento media anual en las tomas de agua potable para uso industrial de 9.6% considerando el periodo de 1991 a 2000. Para el periodo de 2000 a 2010, esta tasa creció en 0.6 %, y en el periodo 2010 a 2019 dicha tasa tiene un crecimiento anual de 2.4 %. Lo anterior indica que la industria es un sector dinámico en Tijuana (industria extractiva, electricidad, manufacturera y construcción), y que en la última década tiene una tendencia creciente. Por lo tanto, este crecimiento en el sector implica mayor demanda de agua.

La Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo (ENOE), publicada en INEGI (2020a), indica que en la ciudad de Tijuana el 97.2 % de la PEA (Población Económicamente Activa) se encontraba ocupada y sólo 2.8 % desocupada durante el segundo trimestre de 2019. De la población ocupada, el 59.4 % se desenvolvía dentro del sector terciario, que incluye comercio, restaurantes, servicios de alojamiento, transporte,

comunicaciones, correo, almacenamiento, servicios profesionales, financieros y corporativos, servicios sociales, servicios diversos en gobierno y organismos internacionales; el 34.3 % laboró en el sector secundario, que incluye a la industrias extractiva, electricidad, manufacturera y construcción; el restante 6.2 % correspondió a trabajadores que no especificaron el sector de actividad económica en el que se encontraban ocupados.

Desde hace tiempo la ciudad de Tijuana ha tenido que lidiar con la problemática de abastecimiento de agua. En el periodo de 1950 a 1980 se presentó una escasez de agua en esta ciudad, ocasionado por factores migratorios, y por el crecimiento industrial y poblacional; para 1987, un lustro después de la apertura del acueducto Río Colorado-Tijuana, fue necesario ampliar su capacidad de 1 500 a 2 660 l/s, y para 1993 a 4 000 l/s. En 1999 nuevamente se aumentó la capacidad a 5 300 l/s esperando cubrir los requerimientos hasta el año 2017; sin embargo, no ocurrió como se esperaba debido a que la población y la actividad económica han seguido creciendo, inclusive actualmente para abastecer la demanda de agua de la ciudad se tiene que negociar y comprar más de 1 395 l/s de agua adicional (equivalente a 44 hm³ al año) proveniente del Distrito de Riego 014 (DR-014) (Navarro-Chaparro, Rivera, & Sánchez, 2016; Comisión Estatal del Agua de Baja California, 2018).

La energía eléctrica está directamente ligada al consumo de agua; en zonas residenciales se asocia con el uso de lavavajillas, lavadoras, baños y duchas, mientras que en el sector industrial se relaciona con

lavavajillas, agua a presión en fregaderos, lavanderías, aguas en procesos industriales, agua de refrigeración de maquinaria, agua caliente, productores de hielo y bombes, entre otros. Por esta razón, es importante analizar la energía eléctrica ligado con el manejo del agua (Wolf, 2010).

Dado el contexto anterior, es importante analizar los factores que determinan el comportamiento de la demanda en zonas áridas y con problemas de abasto de agua, como es en este caso de la ciudad de Tijuana. La escasez del recurso hídrico es cada vez más crítica a causa del crecimiento poblacional y de la industria.

La escasez de agua ha sido tema de múltiples investigaciones. Los factores que determinan el consumo de agua han sido estudiados por Guzmán, García, Rebollar y Hernández (2011); Gómez-Ugalde, Mora-Flores, García-Salazar y Valdivia-Alcalá (2012); Torres-Sombra *et al.* (2013); Castro y Sisto (2015); Romano, Salvati y Guerrini (2016); Martínez-Santos (2017), y Ojeda, Alvarez-Chavez, Ramos-Corella y Soto-Hernandez (2017), entre otros. El mercado del agua (oferta y demanda) ha sido analizada por Koutiva y Makropoulos (2016); Ashoori, Dzombak y Small (2017); Jiménez, Orrego, Cossio, Vásquez y Ponce (2017); Montesillo-Cedillo (2017), y Noya y Hernández (2018), entre otros; y la competencia por el uso del agua ha sido estudiada por García-Salazar, Guzmán-Soria y Fortis-Hernández (2006), y Torres-Sombra y García-Salazar (2015), entre otros.

Considerando la importancia social y económica del agua, además de la gran dependencia que tiene la ciudad de Tijuana sobre el acueducto Río Colorado-Tijuana como fuente principal de abastecimiento de agua, los acuíferos contaminados, la escasa lluvia, y el crecimiento poblacional e industrial, el presente artículo tiene como objetivo estimar los coeficientes de elasticidad de algunos factores que determinan la demanda de agua para el sector residencial e industrial de Tijuana, y determinar el precio del agua y energía eléctrica necesarios que permitan disminuir la demanda de agua en estos sectores mediante escenarios predictivos. La hipótesis por comprobar establece que una disminución de la demanda de agua en Tijuana se lograría si aumentaran los precios del agua y de la energía eléctrica.

Materiales y métodos

Para cumplir con los objetivos y la hipótesis planteada en el presente trabajo, se formuló un modelo de ecuaciones simultáneas conformado por dos ecuaciones de demanda de agua y tres identidades, mismos que simbolizan los diferentes usuarios consumidores de agua (residencial,



industrial) para la ciudad de Tijuana. Se emplearon datos anuales para las variables consideradas en el modelo de 1991 a 2019. La estimación se realizó a través del método de mínimos cuadrados ordinarios en dos etapas y se usó el *software* econométrico SAS (2013). El modelo por estimar es el siguiente:

$$CARP_t = \alpha_0 + \alpha_1 PARR_t + \alpha_2 PERR_t + \alpha_3 INGR_t + \alpha_4 TEMP_t + \alpha_5 PP_t + \varepsilon_1 \quad (1)$$

$$QDAR_t = 385940 * CARP_t \quad (2)$$

$$CAIP_t = \alpha_0 + \alpha_1 PAIR_t + \alpha_2 PEIRL_{t-1} + \alpha_3 PIBAS_t + \alpha_4 TEMP_t + \alpha_5 PP_t + \varepsilon_2 \quad (3)$$

$$QDAI_t = 2329 * CAIP_t \quad (4)$$

$$QDARI_t = QDAR_t + QDAI_t \quad (5)$$

Donde $CARP_t$ es el consumo promedio anual por toma de agua potable de uso residencial en el año t , en m^3 por toma; $PARR_t$, el precio promedio (en términos monetarios) del agua potable en el sector residencial en el año t , en pesos por m^3 ; $PERR_t$, el precio real ponderado de la energía eléctrica de uso residencial en el año t , en pesos por kilowatt-hora; $INGR_t$, el ingreso real per cápita (salario mínimo general

de la zona A, los municipios de Baja California pertenecen a esta zona) en el año t , en pesos por mes; $TEMP_t$, la temperatura media anual de verano en Tijuana en el año t , en °C; PP_t , la precipitación pluvial en el año t , en mm; $QDAR_t$, la cantidad demandada de agua en el sector residencial en el año t , en m³; $CAIP_t$, el consumo promedio anual por toma de agua potable en el sector industrial en el año t , en m³ por toma; $PAIR_t$, el precio real del agua potable para uso industrial en el año t , en pesos por m³; $PEIRL_{t-1}$ es el precio real ponderado de la energía de uso industrial en el año $t-1$, en pesos por kilowatt-hora; $PIBAS_t$, el PIB de las actividades secundarias del estado de Baja California en el año t , en millones de pesos; $QDAI_t$, la cantidad demandada de agua en el sector industrial en el año t , en m³; $QDARI_t$, la cantidad demandada total de agua por los sectores residencial e industrial en Tijuana en el año t , en m³; para las ecuaciones (1) y (3), la α_0 representa el intercepto en la ecuación correspondiente, las $\alpha_1, \dots, \alpha_5$ en cada caso son los coeficientes estimados de los parámetros que asocian las variables exógenas con el consumo promedio anual por toma de agua potable de uso residencial e industrial, respectivamente; ε_1 y ε_2 representan los términos de error aleatorios.

El modelo se justifica de manera teórica y con evidencia empírica. En teoría, la demanda de un bien está en función de su precio (relación funcional inversa); de los bienes sustitutos y complementarios (relación funcional directa e inversa, respectivamente); del ingreso de los consumidores (si es un bien normal se espera una relación funcional directa e inversa si es un bien inferior); la población, y expectativas del

consumidor en precio y cantidades futuras (Barkley & Barkley, 2013). Con base en ello se consideran los precios del agua, de la energía eléctrica como un bien complementario y el ingreso.

La evidencia empírica para la formulación de las distintas ecuaciones propuestas en el presente trabajo se basó en las investigaciones de otros autores. De esta manera, la Ecuación (1) contempla al precio del agua y energía eléctrica de uso residencial, el ingreso, la temperatura, y la precipitación como variables explicativas del consumo de agua por toma de agua potable en el sector residencial (Guzmán *et al.*, 2011; Gómez-Ugalde *et al.*, 2012; Noya & Hernández, 2018). La Ecuación (2) es una identidad que indica que la cantidad demanda de agua en el sector residencial se obtiene al multiplicar el promedio del número de tomas de agua potable (1991-2019) por el consumo de agua por toma de agua potable en el sector residencial (Guzmán *et al.*, 2011).

Para la formulación de la Ecuación (3) se consideró al precio del agua y de energía eléctrica de uso industrial, el PIB de las actividades secundarias en el estado de Baja California, la temperatura, y la precipitación como variables explicativas del consumo de agua por toma de agua en el sector industrial (Torres-Sombra *et al.*, 2013; Renzetti, 2015). La Ecuación (4) es una identidad que indica que la cantidad demandada de agua potable en el sector industrial se obtiene al multiplicar el promedio de tomas de agua potable en el sector industrial del periodo analizado (1991 a 2019) por el consumo de agua por toma en

este sector (Guzmán *et al.*, 2011). La Ecuación (5) establece que la cantidad demandada total de agua es igual a la demanda de los sectores residencial e industrial (Guzmán *et al.*, 2011).

Una vez estimado el modelo en su forma estructural y reducida restringida, se estiman los coeficientes de elasticidad que relacionan algunos factores determinantes de la demanda con el consumo de agua en el sector residencial e industrial de Tijuana (elasticidades precio y cruzada de la demanda). Los valores medios de las variables y los parámetros de la forma estructural y reducida del modelo permitieron calcular las elasticidades.

Se analizan dos escenarios que tienen por objetivo disminuir la demanda de agua en el corto plazo en 10 y 20 %; para lograr esto se hace uso de las elasticidades estimadas y cambios en los precios del agua y la energía eléctrica que son necesarios para disminuir la demanda de agua en la magnitud señalada. Se supone que solo cambian los precios del agua y la energía eléctrica, dejando constantes las demás variables que afectan la demanda.

La cantidad consumida y el número de tomas de agua potable de uso residencial e industrial se solicitó a la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana a través de la plataforma nacional de transparencia (CESPT, 2020: comunicación personal, 8 de mayo de 2020). Como variable proxy de los precios del agua y de energía eléctrica de uso residencial e industrial se emplearon las tarifas cobradas por m³ por el operador de agua en la ciudad de Tijuana, y por kilowatt por hora por la

Comisión Federal de Electricidad (CFE); esta información provino de la CESPT (2020) e INEGI (2020b). Para obtener dicha tarifa por m^3 se procedió de la forma siguiente: el consumo promedio anual tanto residencial como industrial se dividió por el número de tomas de agua potable de uso residencial e industrial, respectivamente; luego se empleó la calculadora que dispone la CESPT en su página web para estimar la tarifa correspondiente al consumo por toma.

La información de la temperatura y precipitación se obtuvo del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2020). Por último, para deflactar el precio del agua y energía eléctrica se usó el Índice de Precios Implícito de la Electricidad, Gas y Agua (IPIEGA), y el Índice Nacional de Precios al Consumidor (INPC) para deflactar el ingreso; ambos se obtuvieron del INEGI (2020c).

Resultados y discusión

Los resultados estadísticos se interpretan de acuerdo con el coeficiente de determinación R^2 , la prueba F de Fisher y el estadístico t de Student. En la Tabla 1 se observa que el coeficiente de determinación para el

consumo por toma de agua en el sector residencial es de 0.80 y para el sector industrial es de 0.73; estos coeficientes indican una bondad de ajuste aceptable. La prueba F resultó significativa a un nivel de probabilidad menor al 1 % ($P \leq 0.01$), esto quiere decir que todos los parámetros de las regresiones estimadas a nivel global son diferentes de cero. El estadístico t de Student indica la significancia individual de los parámetros estimados en cada una de las ecuaciones, los cuales resultaron significativos, pues la mayoría de los coeficientes es mayor a la unidad en términos absolutos.

Tabla 1. Coeficientes estimados de la forma estructural del modelo.

Variables endógenas	Variables exógenas						R^2	Prob. F
	Intercepto	$PARR$	$PERR$	$INGR$	$TEMP$	PP		
	(m^3)	(\$/ m^3)	(\$/kW/h)	(\$/mes)	($^{\circ}C$)	(mm)		
$CARP$ (m^3)	224.48	-0.67	-53.77	0.02	1.95	-0.00	0.80	0.0001
Error estándar	109.94	0.41	15.86	0.01	4.06	0.04		
Estadístico t	2.04	-1.65	-3.39	0.86	0.48	-0.1		
	Intercepto	$PAIR$	$PEIRL$	$PIBAS$	$TEMP$	PP		
$CAIP$ (m^3)	943.37	-7.98	-271.12	0.0006	127.1	-0.12	0.73	0.0001
Error estándar	1 418.35	4.56	179.6	0.0002	66.68	0.7		
Estadístico t	0.67	-1.75	-1.51	3.17	1.91	-0.18		

Los resultados económicos se examinan de acuerdo con los signos que se esperan según la teoría económica, y con las elasticidades obtenidas. De esta manera, se puede observar que los signos de los parámetros que relacionan las variables exógenas con sus respectivas variables endógenas en cada una de las ecuaciones son correctos.

En la Tabla 2 se presentan los coeficientes de la forma reducida restringida del modelo, el cual indica las relaciones existentes entre las variables endógenas solo con las variables exógenas del modelo. Esto permite observar las interrelaciones que se derivan del sistema de ecuaciones simultáneas.

Tabla 2. Coeficientes estimados de la forma reducida del modelo.

Variables exógenas	Unidad de medida	Variables endógenas				
		CARP	CAIP	QDAR	QDAI	QDARI
		(m ³)	(m ³)	(m ³)	(m ³)	(m ³)
Intercepto	(m ³)	224.4	943.3	86 636 091	2 197 124	88 833 214
PARR	(\$/m ³)	-0.67		-260 622		-260 622
PERR	(\$/kW/h)	-53.77		-20 750 000		-20 750 000
INGR	\$/mes	0.01		6 067.83		6 067.83
TEMP	°C	1.95	127.1	753 349.2	296 024.8	1 049 374
PP	mm		-0.12	-1 652.2	-291.76	-1 944.03
PAIR	(\$/m ³)		-7.98	0	-18 588.2	-18 588.2
PEIRL	(\$/kW/h)		-271.1	0	-631 457	-631 457
PIBAS	millones de \$		0.0006	0	1.61	1.61

En la Tabla 3 se muestra la estadística descriptiva de las variables empleadas en el modelo, las cuales son de utilidad para estimar las elasticidades de la demanda de agua en el sector residencial e industrial. Conviene aclarar que las variables *TOMAR* Y *TOMAI* son el número de tomas de agua potable en el sector residencial e industrial, respectivamente, ya que no aparecen de forma explícita en el modelo como se indica, pero se emplearon para estimar las variables *CARP* y *CAIP* ya descritas.

Tabla 3. Estadística descriptiva de las variables usadas, 1991-2019.

VARIABLES	Unidad de medida	Media	Error estándar	Mínimo	Máximo
<i>CARP</i>	m ³	173	35.3	132.3	236.3
<i>PARR</i>	\$/m ³	48.21	13.2	29.5	69.6
<i>PERR</i>	\$/kW/h	1.9	0.4	1.2	2.7
<i>INGR</i>	\$/mes	2 586.7	313.2	2 332.6	3 374.3
<i>TEMP</i>	°C	21.5	0.9	19.7	23
<i>PP</i>	mm	187.2	79.4	85	357
<i>CAIP</i>	m ³	2 994.8	502.9	2 196.1	4 308.5
<i>PAIR</i>	\$/m ³	65	21.1	36.6	100.8
<i>PEIRL</i>	\$/kW/h	1.7	0.5	1.1	2.8
<i>PIBAS</i>	millones \$	449 409.8	317 475.0	207 811.1	1 279 958.5
<i>TOMAR</i>	tomas	385 939.9	162 195.7	120 103.0	619 111.0
<i>TOMAI</i>	tomas	2 328.7	641.5	1 022.0	3 106.0
<i>QDAR</i>	m ³	66 767 620.0	13 605 935.3	51 059 862.0	91 197 622.0
<i>QDAI</i>	m ³	6 974 800.9	1 171 148.5	5 114 716.9	10 034 496.5
<i>QDARI</i>	m ³	73 742 420.9	14 660 547.4	56 637 351.2	100 051 781.0

En la Tabla 4 se muestran los coeficientes de elasticidad precio de la demanda del agua y de energía eléctrica. En el sector residencial, la elasticidad precio de la demanda de agua es de -0.188 y de -0.588 para la energía eléctrica. Dichos valores indican que ante un aumento de 10 % en los precios reales del agua y la energía eléctrica, la cantidad demandada de agua en estos sectores disminuirá en 1.88 y 5.88 %, respectivamente. Tales resultados sugieren que el uso del agua y la energía eléctrica es esencial en las actividades residenciales, pues ante un cambio importante en los precios, la demanda de agua en el sector residencial responde menos que proporcionalmente al cambio en los precios. Lo anterior sugiere que, para obtener una disminución importante en la demanda de agua en el sector residencial, el precio del agua y energía eléctrica deberían incrementarse.

Tabla 4. Elasticidades del precio del agua y energía eléctrica.

Variables endógenas	Precio del agua		Precio de la energía	
	<i>PARR</i>	<i>PAIR</i>	<i>PERR</i>	<i>PEIRL</i>
	(\$/m ³)	(\$/m ³)	(\$/kW/h)	(\$/kW/h)
<i>QDAR</i> (m ³)	-0.188		-0.588	
<i>QDAI</i> (m ³)		-0.173		-0.156
<i>QDARI</i> (m ³)	-0.170	-0.016	-0.533	-0.015

Las elasticidades anteriores son similares a las reportadas por otros autores. Noya y Hernández (2018) encontraron un coeficiente de elasticidad precio de la demanda de agua para uso residencial de -0.24 para la ciudad de Cúcuta, Colombia; Castro y Sisto (2015) reportan una elasticidad de -0.18 para la república mexicana, y Jiménez *et al.* (2017) reportan un coeficiente de -0.10 para Manizales, Colombia. Mientras que Torres-Sombra *et al.* (2013) encontraron un coeficiente de elasticidad que relaciona la demanda de agua residencial con la energía eléctrica de -0.22 . Sin embargo, se observa que existen diferencias en la magnitud de los coeficientes, atribuibles a factores como la dimensión espacial y temporal de los diferentes estudios y la metodología empleada; pero más allá de todo eso, tiene que ver con el mayor o menor uso del agua en el sector; es decir, un coeficiente más inelástico indica que el uso del agua en el sector es más esencial y viceversa.

Respecto al sector industrial, en el presente trabajo se estima un coeficiente de elasticidad que relaciona los precios del agua y la energía eléctrica con la demanda de agua en este sector de -0.173 y -0.156 , respectivamente. Ello significa que un aumento de 10% en términos reales en los precios ocasionará que la demanda de agua en este sector disminuya en 1.73% y 1.56% , respectivamente. En tal sentido, el coeficiente de elasticidad precio del agua y energía eléctrica en el sector industrial encontrado por Torres-Sombra *et al.* (2013) para Sinaloa fue de -0.82 y -0.9 , respectivamente. Se puede notar que dichos coeficientes

son superiores al encontrado, lo que se debe probablemente a que el sector industrial en Sinaloa emplea grandes cantidades de agua derivado de pagar bajos precios por el agua y energía eléctrica, en comparación con Tijuana, que paga precios más elevados por estos bienes.

Como ya se mencionó, una demanda más inelástica indica que el recurso hídrico es más esencial. Renzetti (2015) sostiene que el agua es empleada como un insumo en los procesos de producción industrial y el uso del agua en este sector es muy diverso; por ejemplo, se emplea para enfriar maquinas, producir vapor, mover y limpiar materias primas, producir electricidad, limpiar áreas de trabajo, y regar jardines. Dado lo anterior, se puede pensar que la demanda de agua en la industria es considerable, razón por la cual resultan coeficientes altos.

El aumento en el precio se justifica por la escasez y contaminación del agua en Tijuana; sin embargo, esta acción es debatible. Por un lado, el aumento en el precio fomenta un uso más eficiente y racional de este recurso porque permitiría una mejor planeación del servicio del agua en la ciudad de Tijuana; por otro lado, desataría un descontento social debido a que afectaría a la gente con limitados recursos económicos.

En referencia a la cantidad demanda de agua total del sector residencial e industrial (QDARI), ésta responde de manera inelástica a los precios del agua del sector residencial e industrial, ya que los coeficientes de elasticidad son -0.170 y -0.016 , respectivamente; del mismo modo responde a los precios de la energía eléctrica del sector residencial e industrial, con coeficientes de -0.533 y -0.015 , respectivamente. Dichos

coeficientes indican que ante un aumento en términos reales en los precios del agua de 10 %, la demanda total de agua en Tijuana de los dos sectores caerá en 1.70 y 0.16 %, respectivamente. Un aumento de 10 % en el precio de la energía eléctrica ocasionará que la demanda total de ambos sectores disminuya en 5.33 y 0.15 %, respectivamente.

Como se puede observar, la caída en la demanda de agua total es más notoria cuando aumenta el precio del agua en el sector residencial que en el industrial, lo cual es atribuible al número de usuarios del agua; es decir, hay más residencias (casas) que industrias en la ciudad de Tijuana, por lo que el efecto de aumento en el precio de agua en el sector residencial es mayor sobre la demanda de agua total. De manera contraria, se puede observar que la demanda total (*QDARI*) disminuye en mayor proporción cuando incrementa el precio de la energía eléctrica en el sector industrial, esto se debe al coeficiente de elasticidad de la energía eléctrica y se traduce en que este sector es sensible a cambios en el precio de la energía, que a su vez impacta en el consumo de agua debido a que ambos bienes son complementarios. En tal rubro, Guzmán *et al.* (2011) reportan que la demanda total (residencial e industrial) de Guanajuato responde de manera inelástica a cambios en el precio del agua correspondientes al sector residencial e industrial, con coeficientes de -0.018 y -0.0082, respectivamente. En ese mismo sentido, Torres-Sombra *et al.* (2013) encontraron que la demanda de agua total en el norte de Sinaloa también responde de manera inelástica a los precios mencionados, con elasticidades de -0.0009 y -0.00002, respectivamente.

En la Tabla 5 se pueden observar los coeficientes de elasticidad que relacionan la demanda de agua en Tijuana con el resto de los factores determinantes del consumo. El valor de los coeficientes indica que ante un aumento de 10 % en el ingreso real, la demanda de agua aumentará en 2.35 % en el sector residencial y en 2.13 % en la demanda total (*QDARI*). Estos resultados son similares a los que encontró Gómez-Ugalde *et al.* (2012); el coeficiente hallado fue de 0.40. Considerando el valor de la elasticidad ingreso de la demanda, el agua se comporta como un bien normal, lo que indica que cuando sube el ingreso también lo hace la demanda de agua.

Tabla 5. Elasticidad cruzada de la demanda de agua en Tijuana.

Variables exógenas	Variables endógenas		
	<i>QDAR</i>	<i>QDAI</i>	<i>QDARI</i>
	($\%$)		
<i>INGR</i> ($\%$)	0.235		0.213
<i>TEMP</i> ($\%$)	0.242	0.911	0.306
<i>PP</i> ($\%$)	-0.005	-0.008	-0.005
<i>PIBAS</i> ($\%$)		0.104	0.01

Un aumento de 10 % en el *PIBAS* real originará que el consumo de agua en el sector industrial aumente en 1.04 y 0.10 % en la demanda

total. En este caso, Guzmán *et al.* (2011) reportan un coeficiente que relaciona el PIB per cápita con la demanda total de agua en los sectores residencial e industrial de 0.024, muy similar al encontrado en este trabajo. Un aumento de 10 % en la temperatura originará que la demanda de agua aumente en 2.42 % en el sector residencial, en 9.11 % en el sector industrial y 3.06 % en la demanda total. Noya y Hernández (2018) encontraron un coeficiente de elasticidad de temperatura de 0.3259 para el sector residencial en Colombia; por su parte, Guzmán *et al.* (2011) indican un coeficiente de temperatura que se relaciona con la demanda de agua total en los sectores residencial e industrial en Guanajuato de 0.1404. El resultado de esta investigación es similar al encontrado por Noya y Hernández (2018), pero es superior comparado con el de Guzmán *et al.* (2011), esto tiene sentido, pues Tijuana presenta un clima más caluroso que Guanajuato, por lo tanto, al incrementarse la temperatura, el impacto en el consumo de agua es mayor en Tijuana.

De manera similar, un aumento del 10 % en la precipitación ocasionará que la demanda de agua disminuya en 0.05 % en el sector residencial, en 0.08 % en el sector industrial y en 0.05 % en la demanda total. También se percibe que la temperatura influye en mayor medida sobre la demanda de agua que la precipitación; esto es congruente con la situación climática que existe en Tijuana, dado que presenta temperaturas altas y las precipitaciones son muy escasas. Conviene mencionar que es difícil influir en algunas variables, como la temperatura

y precipitación, debido a su naturaleza meramente estocástica, ya que éstas dependen de las condiciones climatológicas.

En la Tabla 6 se muestra la validación del modelo, que consiste en comparar los valores observados contra lo que predice el modelo. Se aprecia que existe un buen ajuste, pues se observa poca diferencia porcentual entre los valores observados y estimados. En esta misma tabla se presentan los dos escenarios propuestos: de disminuir la demanda en 10 y 20 %, y el cambio requerido en el precio para disminuir la demanda.

Tabla 6. Disminución de la demanda de agua en Tijuana.

Escenario	Sector	
	Residencial	Industrial
	hm ³	
Validación del modelo		
Observado	61.4	6.7
Estimado	66.4	6.9
Diferencia	4.9	0.2
Diferencia en %	8.0	2.4
Escenario 1 (disminuye 10 % la demanda de agua)		
Demanda	59.7	6.2
Cambio	-6.6	-0.7
Cambio en %	-10	-10
Cambio en % requerido en el precio		
Precio de agua	53.1	57.7
Precio de energía	17.0	64.3
Escenario 2 (disminuye 20 % la demanda de agua)		
Demanda	53.1	5.5
Cambio	-13.3	-1.4
Cambio en %	-20	-20
Cambio en % requerido en el precio		
Precio de agua	106.3	115.4
Precio de energía	34.0	128.6

En el escenario 1 se analiza el cambio en el precio que sería necesario para disminuir en 10 % la demanda de agua en sector residencial y en la industria. La caída en la demanda de agua en el sector residencial pasaría de 66.4 a 59.7 hm³, esto es, una disminución de 10 % respecto al valor estimado. Tomando en cuenta la relación inversa que existe entre el precio y la demanda del agua, y el precio de la energía eléctrica como bien complementario de la demanda de agua, es necesario que el precio del agua y energía eléctrica en el sector residencial aumente en 53.1 y 17.0 %, respectivamente.

La demanda de agua en el sector industrial pasaría de 6.9 a 6.2 hm³, representando una disminución de 10 % respecto al valor estimado; esta caída hace necesario que el precio del agua y la energía eléctrica en el sector industrial aumente en 57.7 y 64.3 %, respectivamente. Tales resultados muestran que es viable implementar un aumento en los precios del agua y energía eléctrica para disminuir la demanda en el sector residencial e industrial, considerando la escasez de agua que sufre la ciudad de Tijuana.

En el escenario 2 se analiza una disminución del 20 % en la demanda de agua respecto al valor estimado por el modelo. La demanda de agua residencial pasa de 66.4 a 53.1 hm³ y la industrial pasa de 6.9 a 5.5 hm³. Para obtener estas disminuciones es necesario que el precio del agua y energía eléctrica en el sector residencial aumente en 106.3 y 34.0 %, respectivamente; los precios mencionados en el sector industrial deben aumentar en 115.4 y 128.6 %, respectivamente. Disminuir la

demanda en estas magnitudes sería benéfico para una mejor planeación del agua en Tijuana. Además del aumento en los precios, este objetivo se podría complementar si se analizan los hábitos de consumo de agua, la inversión en tecnología ahorradora de agua y la publicidad sobre el cuidado del agua.

Es conveniente mencionar que el modelo usado presenta algunas limitantes que se mencionan a continuación. El modelo solo consideró los sectores residencial e industrial, y el estudio hubiera estado más completo de haber considerado otros sectores consumidores como la agricultura y ganadería; dichos sectores no fueron incluidos en el modelo porque su aportación en el Producto Interno Bruto no es muy relevante en la región. Una fuerte limitante que obstaculiza la inclusión de otros sectores es obtener una serie de tiempo relativamente larga para poder realizar la estimación econométrica. El modelo tampoco consideró una función para la oferta regional de agua en la ciudad de Tijuana, pues esta variable no responde a las variaciones en el precio, y su comportamiento depende del crecimiento de la demanda en los sectores residencial e industrial. El modelo propuesto se puede usar en otras ciudades del país con problemas de escasez de agua similares a las que presenta la ciudad de Tijuana. Conocer los factores que determinan el comportamiento de la demanda es importante, porque las elasticidades derivadas de este tipo de estudio son esenciales en la toma de decisiones de política de precios enfocada en disminuir el consumo de agua y evitar la sobreexplotación de los

acuíferos de donde usualmente se abastecen de agua las grandes ciudades del norte de México.

Conclusiones

El modelo de sistema de ecuaciones simultáneas y los coeficientes de las elasticidades estimadas permitieron observar que la demanda de agua en los sectores residencial e industrial de la ciudad de Tijuana responde de manera inelástica a sus respectivos precios. Aumentar los precios del agua y la energía eléctrica provoca disminuciones en la demanda de agua, aceptándose la hipótesis planteada.

El crecimiento de la población y la industria implica un mayor consumo de agua, esto se complica en lugares con déficit de agua como en Tijuana, por lo que herramientas económicas como incrementar el precio del agua y energía eléctrica pueden ayudar para lograr tener un uso eficiente de este recurso escaso.

Los coeficientes de elasticidad del precio del agua y la energía eléctrica indican que la demanda del líquido responde de manera inelástica a cambios en los precios respectivos; por lo tanto, dichos precios tendrían que aumentar de manera significativa para lograr

disminuir el consumo de agua en los dos sectores. Los coeficientes de otros factores que determinan la demanda indican que ésta también responde de manera inelástica, con excepción de la temperatura, que presentó un coeficiente mayor; esto tiene sentido por las condiciones climatológicas que prevalecen en Tijuana.

Los valores estimados de las variables del modelo, muy cercanos a los valores observados, permitieron realizar escenarios consistentes en disminuir la demanda de agua en los sectores residencial e industrial en 10 y 20 %, respectivamente. Los escenarios revelan que es posible aumentar los precios del agua y energía eléctrica como medida para disminuir la demanda de agua. Si bien el aumento en los precios del agua y energía eléctrica afecta de manera negativa el gasto de los consumidores, éste se justifica por la fuerte escasez del vital recurso en la ciudad de Tijuana.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los revisores del presente artículo por sus finas observaciones y aportaciones.



Referencias

- Ashoori, N., Dzombak, D. A., & Small, M. J. (2017). Identifying water price and population criteria for meeting future urban water demand targets. *Journal of Hydrology*, 555, 547-556. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.10.047
- Barkley, A., & Barkley, P. W. (2013). *Principles of agricultural economics*. New York, USA: Routledge. Recuperado de <https://www.studocu.com/in/document/university-of-zambia/agriculture-economics/other/principles-of-agricultural-economics-pdfdrivecom/4046030/view>
- Castro, G., & Sisto, N. P. (2015). Precio y manejo del agua urbana en México. *Noesis*, 24(47), 223-242. DOI: 10.20983/noesis.2015.1.8
- CESPT, Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana. (2020). *Tarifas*. Recuperado de <https://www.cespt.gob.mx/ServTarifas/Tarifas.aspx>
- Comisión Estatal del Agua de Baja California. (2011). *Infraestructura existente y de proyecto del acueducto Río Colorado-Tijuana*. Recuperado de <https://vdocumento.com/infraestructura-existente-y-de-proyecto-del-acueducto-rio-colorado-tijuana.html>

Comisión Estatal del Agua de Baja California. (2018). *Programa hídrico del estado de Baja California: visión 2035. Resumen ejecutivo*. Recuperado de <http://www.cea.gob.mx/phebc/resejec/RESUMEN%20EJECUTIVO%20PHEBC.pdf>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en acuífero Tijuana (0201), estado de Baja California*. Recuperado de https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/BajaCalifornia/DR_0201.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Atlas del agua en México 2016*. Recuperado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/05/atlas-del-agua-en-mexico-2016.pdf>

Conapo, Consejo Nacional de Población. (2018). *Proyecciones de la población de México y de las entidades federativas, 2016-2050*. Recuperado de <https://datos.gob.mx/busca/dataset/proyecciones-de-la-poblacion-de-mexico-y-de-las-entidades-federativas-2016-2050>

García-Salazar, J. A., Guzmán-Soria, E., & Fortis-Hernández, M. (2006). Demanda y distribución del agua en la Comarca Lagunera, México. *Agrociencia*, 40(2), 269-276. Recuperado de <http://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2006/mar-abr/art-12.pdf>

- Gómez-Ugalde, S. G., Mora-Flores, J. S., García-Salazar, J. A., & Valdivia-Alcalá, R. (2012). Demanda de agua para uso residencial y comercial. *Terra Latinoamericana*, 30(4), 337-342. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/573/57325814005.pdf>
- Guzmán, E., García, J. A., Rebollar, S., & Hernández, J. (2011). Determinantes del consumo de agua por los sectores urbanos e industriales en Guanajuato, México. *Análisis Económico*, 26(63), 199-213. Recuperado de <http://www.analisseconomico.azc.uam.mx/index.php/rae/article/view/223/214>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020a). *Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo (ENOE), Población de 15 años y más de edad*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/enoe/15ymas/default.html#Tabulados>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020b). *Anuario estadístico del estado de Baja California. Varias ediciones*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/buscador/default.html?q=anuario+estadistico+del+estado+de+baja+california>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020c). *Banco de Información Económica (BIE)*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/indicadores/?tm=0>

- Jiménez, D. F., Orrego, S. A., Cossio, D. M., Vásquez, F. A., & Ponce, R. D. (2017). Efecto de la variabilidad climática sobre la demanda de agua para uso residencial urbano: el caso de la ciudad de Manizales, Colombia. *Desarrollo y Sociedad*, 79, 91-124. DOI: 10.13043/dys.79.3
- Koutiva, I., & Makropoulos, C. (2016). Modelling domestic water demand: An agent based approach. *Environmental Modelling & Software*, 79, 35-54. DOI: 10.1016/j.envsoft.2016.01.005
- Martínez-Santos, P. (2017). Determinants for water consumption from improved sources in rural villages of southern Mali. *Applied Geography*, 85, 113-125. DOI: 10.1016/j.apgeog.2017.06.006
- Montesillo-Cedillo, J. L. (2017). Suministro de agua potable en México: más allá del crecimiento poblacional. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 21-33. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/articleCms/view/1292/1212>
- Navarro-Chaparro, K., Rivera, P., & Sánchez, R. (2016). Análisis del manejo de agua en la ciudad de Tijuana, Baja California: factores críticos y retos. *Estudios Fronterizos, nueva época*, 17(33), 53-82. DOI: 10.21670/ref.2016.33.a03

- Noya, E. M., & Hernández, N. (2018). Análisis de la variación de la demanda residencial de agua en la ciudad de Cúcuta 2010-2012. *Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales*, 18(1), 92-107. DOI: 10.24054/01204211.v1.n1.2018.3220
- Ojeda, A., Alvarez-Chavez, C. R., Ramos-Corella, M. A., & Soto-Hernandez, F. (2017). Determinants of domestic water consumption in Hermosillo, Sonora, Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 142, 1901-1910. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.11.094
- Renzetti, S. (2015). Non-household water demand: The industrial and commercial sectors. In: Grafton, Q., Daniell, K. A., Nauges, C., Jean-Daniel, R., & Chan, N. W. W. (eds.). *Understanding and managing urban water in transition*. Global Issues in Water Policy 15 (pp. 297-310). New York, USA, London, UK: Springer. DOI: 10.1007/978-94-017-9801-3_14
- Romano, G., Salvati, N., & Guerrini, A. (2016). An empirical analysis of the determinants of water demand in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 130: 74-81. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.09.141
- SAS, Statistical Analysis System Institute. (2013). *SAS/ETS user's guide*, version 9.2. SAS. North Carolina, USA: Statistical Analysis System Institute.

Sectur, Secretaría de Turismo. (2018). *Programa Marco para Fomentar Acciones para Restablecer el Balance del Ciclo del Agua en Tijuana*. Recuperado de <http://www.sectur.gob.mx/gobmx/wp-content/uploads/2020/02/Tijuana.pdf>

SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2020). *Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvia*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>

Torres-Sombra, J., & García-Salazar, J. A. (2015). Uso del agua en el norte de Sinaloa: ¿a cuál consumidor asignar el recurso? *Tecnología y ciencias del agua*, 6(1), 167-173. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/articleCms/view/1214/1117>

Torres-Sombra, J., García-Salazar, J. A., García-Mata, R., Matus-Gardea, J., González-Estrada, E., & Pérez-Zamorano, A. (2013). Respuesta de la demanda de agua a cambios en el precio: un estudio por tipo de consumidor en el norte de Sinaloa, México. *Agrociencia*, 47(3), 293-307. Recuperado de <https://agrociencia-colpos.mx/index.php/agrociencia/article/view/1020/1020>

- UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2015). Agua para un mundo sostenible. En: *Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015*. Recuperado de http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015Facts_Figures_SPA_web.pdf
- Wolf, G. (2010). Agua y energía en California. *Ingeniería del Agua*, 17(3), 201-211. DOI: 10.4995/ia.2010.2980

DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-07

Articles

Removal of organic matter present in wastewater of a pharmaceutical plant using a RBC (rotating biological contactor)

Remoción de materia orgánica presente en aguas residuales de una planta farmacéutica mediante un RBC (contactor biológico rotatorio)

Jorge Eliecer Velasco¹

Andrés Felipe Molano²

Laura Pramparo³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6263-5800>

¹Civil Engineering Program, Universidad Militar Nueva Granada, Bogota, Colombia, u1102190@unimilitar.edu.co

²Civil Engineering Program, Universidad Militar Nueva Granada, Bogota, Colombia, andres.molano@unimilitar.edu.co

³Civil Engineering Program, Universidad Militar Nueva Granada, Bogota, Colombia, laura.pramparo@unimilitar.edu.co



Corresponding author: Laura Pramparo,
laura.pramparo@unimilitar.edu.co

Abstract

A RBC (Rotating Biological Contactor) system is a technology using a biological process by which microorganisms present in wastewater are fixed to partially-submerged parallel rotating discs forming a biofilm through bioaugmentation processes. This technology allows for the removal of contaminating organic matter from the water improving treatment processes. In this research work, a laboratory-scale RBC composed of four discs submerged approximately 40 % in a volume of 1 l (0.001 m³) was used for the purpose of reducing high levels of COD and BOD contained in the wastewater of a pharmaceutical plant with the aid of two different microbial consortiums. An initial characterization of COD and BOD of the wastewater sample was carried out in order to compare with six samples obtained from the reactor in operation. A maximum COD removal of 2 560 mg O₂/l was obtained which, although very high, is beyond of the permissible limits allowed by Colombian law (ordinance 0631 of 2015) but is significant because it represents an efficient removal percentage of 99.67 % with respect to the values obtained at the initial characterization.

Keywords: Bioaugmentation, biofilm, COD removal, RBC.



Resumen

Un sistema RBC (Rotating Biological Contactor) es una tecnología de tipo BIO mediante la cual los microorganismos presentes en las aguas residuales se fijan a discos giratorios paralelos parcialmente sumergidos formando una biopelícula mediante procesos de bioaumentación. Esta tecnología permite eliminar la materia orgánica contaminante del agua mejorando los procesos de tratamiento. En este trabajo de investigación se utilizó un RBC a escala de laboratorio compuesto por cuatro discos sumergidos aproximadamente al 40 % en un volumen de 1 l (0.001 m³), con el propósito de reducir los altos niveles de DQO y DBO contenidos en las aguas residuales de una planta farmacéutica con la ayuda de dos consorcios microbianos diferentes. Se realizó una caracterización inicial de DQO y DBO de la muestra de aguas residuales para comparar con seis muestras obtenidas del reactor en operación. Se obtuvo una remoción de DQO máxima de 2 560 mg O₂/l, la cual, aunque muy alta, está más allá de los límites permisibles permitidos por la ley colombiana (ordenanza 0631 de 2015), pero es significativa, porque representa un porcentaje de remoción eficiente del 99.67 % con respecto a los valores obtenidos en la caracterización inicial.

Palabras clave: bioaumentación, biopelícula, remoción de DQO, RBC.



Received: 18/02/2021

Accepted: 25/01/2022

Introduction

Emerging contaminants are compounds of different chemical origin and nature whose presence in the environment is not significant from the distribution and/or concentration standpoint, but which have potential to generate ecological impacts as well as harmful effects on health. Such compounds enter the environment through different means including nondomestic wastewater from pharmaceutical industries (Barceló & López, 2007; Murray, Thomas, & Bodour, 2010; Gil, Soto, Usma, & Gutierrez, 2012; Stuart, Lapworth, Crane, & Hart, 2012; Herrero *et al.*, 2012). This wastewater is not properly treated, and its final destination is the sewerage network without fulfilling the Chemical Oxygen Demand (COD), Biological Oxygen Demand (BOD), fat and oil requirements of Bogota Capital District ordinances 3956 and 3957 from 2009 and the “manufacture of pharmaceutical products, medicinal chemical substances, and botanical products for pharmaceutical use” section of Colombian ordinance 0631 on wastewater disposal of 2015.



This is the case of a pharmaceutical plant in the city of Bogota that has its own treatment facility for nondomestic wastewater which does not fulfill the current guidelines for COD and BOD generating excessive fats and oils. Emerging contaminants are also present in the wastewater given that these compounds are common residues in such industries. These are not treated properly and when they enter the environment, they generate a significant ecological impact and harmful effects on health, reasons that make necessary to redesign the fat trap using an RBC system to improve the current wastewater treatment.

RBC systems are a BIO-type fixed-film technology for wastewater treatment consisting of parallel spaced rotating discs which are partly submerged in a tank through which wastewater is directed (Nozaic & Freese, 2009) (Wang, Wu, & Shamma, 2009). The treatment process hinges on bioaugmentation of complex microbial communities which form a biofilm adhered to the surface of the disc (Martin-Cereceda, Serrano, & Guinea, 2001).

According to Schmitt, García-Cundinach and Dalmau-Soley (2005) the advantages of using biodiscs include: (1) flexibility to operate at lower flows than designed for, thereby increasing treated water quality; (2) easy and fast assembly, low operating costs – these are all-plastic compact reactor-decanter units which are entirely protected from the elements and require minimal civil engineering work; (3) minimal energy consumption by the biodiscs compared to associated technologies: activated sludge with fine-bubble diffusers or superficial turbines,

biological filters, oxidation channels, etc.; (4) reduced space and volume requirements, and (5) reduced atmospheric contamination. Because there is no dispersion of the water into the air, aerosol formation and associated atmospheric contamination problems are not present.

Rajani-Rani, Sreekanth and Himabindu (2011) devised a biological treatment including a three-stage laboratory-scale RBC for pharmaceutical wastewater with high COD and BOD levels. The RBC consisted of 18 parallel discs that rotated in a three-stage deposit, with 6 discs per stage. Reactor performance was assessed at three different organic loading rates and at three different RPMs. The study established that the optimal COD was 4 500 mg/l with an elimination efficiency of 95.3 % at 5 rpm. When the rotational speed was increased from 5 to 15 rpm, the COD removal efficiency was decreased from 95.3 to 70 %, respectively.

In 2015, in an article published by Su *et al.* (2015), an RBC was used in the treatment of wastewater from the workshop at a local pharmaceutical plant in Harbin, China. Results obtained by the RBC were not optimal, because its removal percentage was 40 % having initially achieved removal percentages in the neighbourhood of 80 %. This reduction in removal was explained through several factors including the toxicity of the type of wastewater which could have affected the capacity of the microorganism population growing in the biofilm, the concentration of the influent, and the ambient temperature.

In this paper we propose the implementation of an RBC system to be used in the wastewater treatment facility of a pharmaceutical plant in the city of Bogota, to improve its current treatment process. Our objective is to evaluate the behavior of an RBC reactor in the treatment of effluent from this pharmaceutical plant, using a laboratory-scale reactor with 4 discs submerged at 40 %. RBC treatment efficiency is evaluated measuring COD and BOD values to determine the system's removal percentages.

Materials and methods

Fat traps are small floatation tanks in which fat rises to the surface and is retained in a chamber while cleared water is released downward to another chamber. Generally, this process does not involve mechanical parts (Unión Temporal Acuambiental, 2008). In our case, the pharmaceutical plant's fat trap consists of four stages, each located in one of four rectangular chambers through which wastewater flows. Wastewater arrives directly to chamber 1 from the pharmaceutical plant, following on to chamber 2 with a 30 min to 1 h hydraulic retention time where there is high sedimentation rate as well as mixing by which all the organic load is dissolved. After chamber 2 the process continues in the following chambers.



Initial assessment of COD and BOD

In order to make an initial characterization of the wastewater, a first sampling of the fat trap at the pharmaceutical plant was carried out, specifically sampling chamber 1, the access, and chamber 2. On the day of the sampling, the industry was producing creams and lotions which was evidenced by a large amount of fats and oils exiting from the tubing in the fat trap. For the initial characterization, COD was assessed by closed reflux and volume method using IDEAM protocol TP0086 in which a 2.5 ml sample from chamber 1 and a 0.15 ml sample from chamber with a dilution factor of 1 000 were used. BOD₅ was determined using IDEAM protocol TPO087.

Evaluation of consumer consortiums of pharmaceutical organic matter

Since the critical COD and BOD results occur in chamber 2, this is the chamber that was selected for future reengineering with the RBC system.



Therefore, subsequent assessments for COD and BOD were performed on this chamber to evaluate its behavior in the proposed experimental scenarios.

In this phase, two microbial consortia were composed to evaluate the degree of removal when acting on samples from chamber 2. In an earlier stage of this project approximately 300 bacterial strains were obtained by bio prospecting wastewater; from these, 16 were selected and evaluated in three different time frames. The bacterial strains were organized in 2 consortia and inoculated during 24, 48, and 72 h to evaluate their efficiency in COD and BOD removal. The first consortium consisted of morphotypes with hydrolytic activities (amylases, proteases, and lipases) which were able to grow in 50 mg/l of acetaminophen and ibuprofen. The second consortium consisted of morphotypes with the same hydrolytic activities which were able to grow in 50 mg/l of acetaminophen, ibuprofen, and meloxicam. The last test for these 8 bacteria was to grow in 100 mg/l of acetaminophen. The bacteria were morphologically different; however, in this last consortium 2 morphotypes have features of Gram-negative bacilli with exopolysaccharide production typical of *Pseudomonas*, a microorganism that has been widely studied in removal processes for xenobiotic and recalcitrant contaminants.

Approximately 5 l of wastewater were collected. At the time of collection, the pharmaceutical plant was producing shampoo and the chambers had been cleaned five days before, so the wastewater was less turbid than in the initial sampling.

COD assessment for consortium 1 was performed by closed reflux and volume method using IDEAM protocol TP0086 (IDEAM, 2007b) with a 0.05 ml sample at a dilution factor of 1000. BOD₅ was determined using IDEAM protocol TP0087 (IDEAM, 2007a). COD assessment for consortium 2 was performed by closed reflux and volume method using IDEAM protocol TP0086 with a 0.00125 ml sample a high dilution factor of 10 000. BOD₅ was determined using IDEAM protocol TP0087.

Prior to COD and BOD assessment of consortia 1 and 2, samples were centrifuged in 14 ml Falcon tubes at 4 000 RPM for 20 min. COD value was obtained from the centrifuged consortium 1 sample by closed reflux and volume method using IDEAM protocol TP0086 with a 0.25 ml sample at 1 000 dilution factor and the BOD₅ value using IDEAM protocol TP0087. In the same fashion, COD value was obtained from the centrifuged consortium 2 sample by closed reflux and volume method using IDEAM protocol TP0086 with a 0.5 ml sample at 100 dilution factor and the BOD₅ using IDEAM protocol TP0087.

McFarland assay

The preparation of the McFarland assay was following the pattern specified in Table 1.



Table 1. McFarland assay.

N°	BaCl₂ 0.048 M ml	H₂SO₄ 0.36 M ml	V_f ml	N° cells
0.5	0.05	9.95	10	1.5x10 ⁸
1	0.1	9.9	10	3x10 ⁸
2	0.2	9.8	10	6x10 ⁸
3	0.3	9.7	10	9x10 ⁸
4	0.4	9.6	10	12x10 ⁸
5	0.5	9.5	10	15x10 ⁸
6	0.6	9.4	10	18x10 ⁸
7	0.7	9.3	10	21x10 ⁸
8	0.8	9.2	10	24x10 ⁸
9	0.9	9.1	10	27x10 ⁸
10	1	9	10	30x10 ⁸

V_f: final volume.

Once all tubes were prepared, 3 ml were taken from each and placed in the cell for absorbance reading in the spectrophotometer. The absorbance of the tubes containing strains was measured in the same

fashion to allow for comparison and determination of the absorbance value of the sample.

Fixation solution as substratum

Using a 250 cm³ beaker, 2.5 g of sodium alginate were dissolved in 100 cm³ of ultra-pure water. The solution was hot plated at 365 °C for 15 min while homogenizing until no particulate matter remained. The solution was allowed to cool for 5 min and then a compact disc (CD) was immersed in it to allow it to impregnate its surfaces.

Similarly, 3.5 g of pure CaCl₂ were dissolved in 100 cm³ of ultra-pure water until achieving a homogeneous mix in which the CD was placed in for 10 minutes.

Fixation matrix

Once the disc was impregnated by the mix, it was placed in a 1 500 ml beaker, submerged in 50 ml of chamber 2 sample, and allowed to sit for approximately 27 h. The intent was to see what would be the behavior of



the biofilm, *i.e.*, if it would detach from the disc surface during this prolonged contact with water or if it would remain attached to the surfaces of the disc.

Scanning electron microscopy

A small 1 x 1 cm segment of the disc used for the *fixation matrix* was removed for observation in the electron microscope to assess the behavior of the biofilm.

Fixation solution and strains

The sodium alginate solution described in the *fixation solution* section was prepared again but in this instance the strains from consortium 2 were added to it. This mix was applied with a brush on the surfaces of the reactor's four discs to create a biofilm which was then fixed on to the surfaces by spraying them with the CaCl_2 solution so the biofilm would not detach from the discs' surfaces.



Running the laboratory-scale RBC

The sample was treated in an RBC with discs submerged approximately 40 % and rotating at 50 rpm. Four discs were used. These consisted of plastic polycarbonate with a reflecting aluminum layer and some of them had labels on one of their surfaces. These discs are commonly known as mini CDs or pocket CDs, have an 8 cm diameter, and were spaced 3 cm apart on a steel axis which was 13.2 cm long and 0.5 cm in diameter. Taking into account that the disk contains an internal hole, the total area of each disk is 0.0048 m². The reactor had an actionable volume of 1 l (0.001 m³) and its tank was cubical and made in glass. A switch-operated electric motor coupled to a set of pulleys was used to rotate the discs. A diagram of the RBC used for testing is presented in Figure 1.



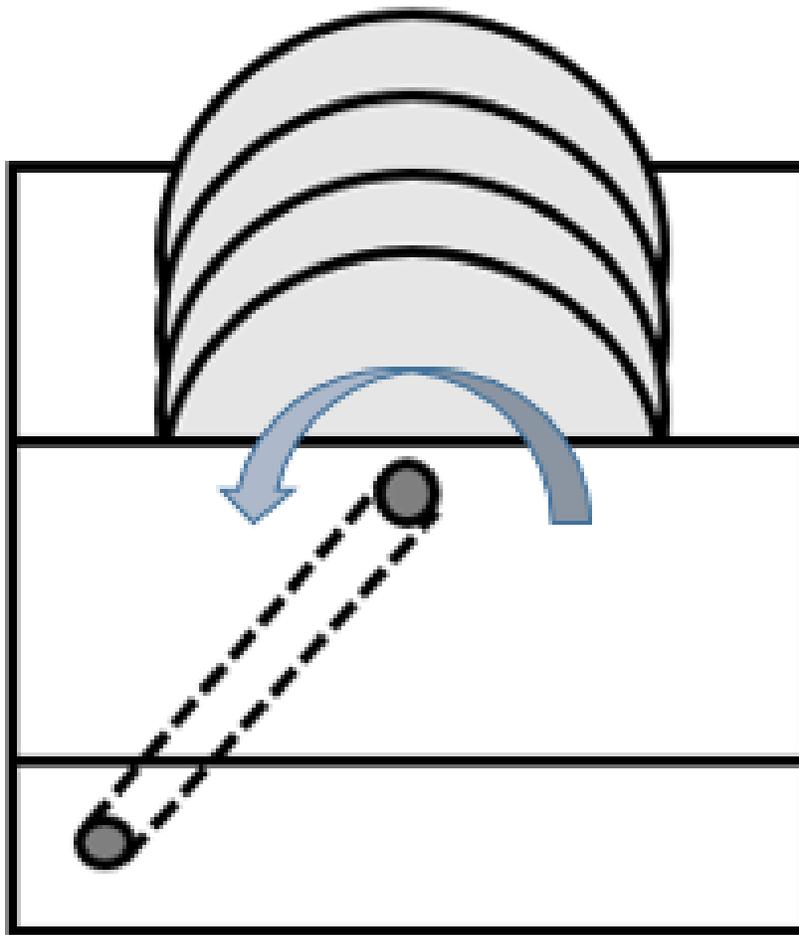


Figure 1. Diagram of the RBC used for testing.

The behavior of the reactor was monitored for 3 hours, and 50 ml samples were taken every 30 minutes from the start to be later assessed in the laboratory for COD and BOD with a total of 6 samples collected.

Results and discussion

Initial assessment of COD and BOD

Table 2 shows the critical value of COD present in chamber 2 which is 768 000 mg O₂/l. This value is much higher in comparison with chamber 1. Therefore, 768 000 mg O₂/l is the reference value which should be reduced with the use of the consortia and in subsequent assessments for COD and BOD in order to determine which microbial consortium has the best removal activity on the samples. This allows then for the development the biofilm that should be adhered to the biodiscs of the RBC. Column 3 results from the application of Equation (1) where *sample ml* is a constant value of 2.5 ml:

$$COD = \frac{(target\ mL\ consumed - sample\ mL\ consumed) * N\ FAS * 8 * 1000}{sample\ mL} \quad (1)$$

N FAS: normality of ferrous ammonium sulfate

Table 2. Initial assessment of COD from chambers 1 and 2.

Sample	ml consumed	COD (mg O ₂ /l)
Chamber 1	3.6	435.2
Chamber 1	4	384
Chamber 2	1	768 000
Chamber 2	1	768 000
Standard	7	0

In Table 3 can be seen the BOD value obtained by applying Equation (2):

$$BOD_5 = \frac{(OD \text{ consumed} - OD \text{ consumed by strain})}{V_s} * V \quad (2)$$

V : volume contained within the Winkler flasks.

V_s : volume of the sample within the Winkler flasks.

It can be seen that the BOD₅ values from chamber 1 and chamber 2 are very different, those from chamber 1 being very low compared to chamber 2.

Table 3. Initial assessment of BOD₅ from chambers 1 and 2.

Sample	BOD ₅ (mg O ₂ /l)
Chamber 1	198
Chamber 2	2 051
Standard	23.6
Standard	6.4

DO: dissolved oxygen.

Vs: sample volume.

The initial characterization of the effluent from the pharmaceutical plant had higher levels of COD and BOD than those permitted for discharge into superficial bodies of water and public sewerage systems in ordinance 631 of 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). This can be seen in Table 4, where the COD value in chamber 2 exceeds the permitted value in 1 920 times and the BOD exceeds the permitted value in 12.67 times.

Table 4. Comparison of the results from chamber 2 with Ordinance 631 of 2015.

	Chamber 2	Permissible value Ord. 631 of 2015
COD (mg O ₂ /l)	768 000	400
BOD (mg O ₂ /l)	2 051	150

In the paper by Su *et al.* (2015), experiments were run on pharmaceutical wastewater which contained fluid residue from the manufacturing of antibiotics in a workshop from a local pharmaceutical plant in Harbin, China. This fluid residue contained branched ferments, residual penicillin, and various substances including acetone, amyl butyric ester, formaldehyde and sulfate radical. Pharmaceutical wastewater in the tests was a mixture of antibiotic production residual liquid (APRL) and either discharging sewage (DS) from the pharmaceutical plant or a mixture of RWW and natural water (NW) from a creek. In initial assessments to establish the state of the sample, COD values of 400 000 mg O₂/l were found for APRL, 350 mg O₂/l for DS and 20 mg O₂/l for NW water. The COD removal efficiencies were within 45-50 % when organic input concentration was below 100 mg/l. With an increase of organic input concentration from 400 to 800 mg/l, the COD removal increased slightly.

Initial BOD values obtained in the pharmaceutical plant in Harbin are less than those obtained in the pharmaceutical plant subject of the

present article. Although this value is less, it still is a very high BOD level which indicates that pharmaceutical industries release a great organic load into bodies of water which, if not reduced, causes major contamination problems.

Assessment of the consortia consuming organic matter as BOD and COD

The results of the assessments for COD and BOD on samples at 24, 48, and 72 h are presented, each performed on 2 repeats, repeat 1 = R1 and repeat 2 = R2, for more certainty. With these results we attempt to establish which consortium is best to constitute the biofilm, by comparing the percentages of removal.



Consortium 1 – COD

According to Table 5 removal percentages are high, surpassing 50 %, meaning that consortium 1 has an important removal rate in the sample at the different time points and supported by repeat testing.

Table 5. COD values from consortium 1.

Sample	ml consumed	COD (mg O ₂ /l)	% of removal
24h R1	4.3	51 200	93.33
24h R2	4.3	51 200	93.33
48h R1	4.2	64 000	91.67
48h R2	4.4	38 400	95.00
72h R1	4.3	51 200	93.33
72h R2	4.1	76 800	90.00
Standard	4.7	0	

BOD

Table 6 was obtained in the same manner as Table 3, with the difference that in the present Table chambers 1 and 2 are not analyzed. Only chamber 2 is assessed at the 3 proposed time points with repeat testing for more data certainty. BOD values obtained at the different time points and respective repeats do not have major variations between them, hovering in the range of 1 840 to 2 070 mg O₂/l.

Table 6. BOD values from consortium 1.

Sample	BOD ₅ (mg O ₂ /l)
24h R1	1 842
24h R2	2 069
48h R1	1 944
48h R2	1 980
72h R1	2 052
72h R2	2 035
B	37
B	56

Consortium 2 – COD

In Table 7 it is evidenced that consortium 2 has the worst removal data as it did not have much incidence on the sample and even further, in the 72 h hour R2, it surpassed the threshold of 768 000 mg O₂/l yielding a negative removal of 50 %.

Table 7. COD values from consortium 2.

Sample	ml consumed	COD (mg O ₂ /l)	% of removal
24h R1	4.2	512 000	33.33
24h R2	4.1	640 000	16.67
48h R1	4	768 000	0.00
48h R2	4	768 000	0.00
72h R1	4	768 000	0.00
Standard	4.6	0	

BOD

In Table 8 the BOD values are elevated and have similar values to those presented in Table 6, which also shows that these values do not show major variation at the different time points shown in column 1.

Table 8. BOD values from consortium 2.

Sample	BOD ₅ (mg O ₂ /l)
24h R1	1 820
24h R2	1 739
48h R1	1 634
48h R2	1 953
72h R1	1 939
72h R2	1 885
Standard	27.9
Standard	23.7

With the above results from Table 5, Table 6, Table 7 and Table 8 it can be seen that the COD and BOD₅ values from consortia 1 and 2 are

very elevated given that the microorganisms in the consortia contributed a high amount of organic matter load. Because of this, every sample with consortia was centrifuged and reassessed for COD and BOD obtaining the values below.

Centrifuged consortium 1

COD

In Table 9 an inverse effect on the percentages of removal is evident. Given that a greater removal was expected after centrifuging in comparison with the results from the non-centrifuged consortium 1 in Table 4, the considerable drop in values demonstrated that consortium 1 was not suitable to constitute the biofilm for the RBC.



Table 9. COD values for centrifuged consortium 1.

Sample	ml consumed	COD (mg O ₂ /l)	% of removal
24h R1	1.2	332 800	56.67
24h R2	0.8	384 000	50.00
48h R1	0.7	396 800	48.33
48h R2	1.2	332 800	56.67
72h R1	0.9	371 200	51.67
72h R2	0.8	384 000	50.00
Standard	3.8	0	

BOD

On centrifuging the sample and comparing Table 10 with Table 6, it can be seen that even after centrifuging BOD₅ values show no significant change as the values on both tables are very similar.

Table 10. BOD values for centrifuged consortium 1.

Sample	BOD ₅ (mg O ₂ /l)
24h R1	1 445
24h R2	1 812
48h R1	2 006
48h R2	1 598
72h R1	1 953
72h R2	1 832
Standard	18.7
Standard	14.2

Centrifuged consortium 2

COD

Removal results in Table 11 are the highest reaching almost 100 % at all hours and repeats, demonstrating that centrifuged consortium 2 is



suitable to be used in the RBC in comparison with the results of the other consortium which showed removal percentages lower than those in Table 11.

Table 11. COD values for centrifuged consortium 2.

Sample	ml consumed	COD (mg O ₂ /l)	% of removal
24h R1	2	6 400	99.17
24h R2	1.8	8 960	98.83
48h R1	1.5	12 800	98.33
48h R2	2	6 400	99.17
72h R1	1.5	12 800	98.33
72h R2	1.6	11 520	98.50
Standard	2.5	0	

BOD

Comparing Table 6, Table 8, Table 10 and Table 12 it can be surmised that BOD values do not show major variation even after centrifuging.

Values do not fluctuate in the same degree as the COD values for each of the consortia, but these are lower than the COD values obtained in the different scenarios.

Table 12. BOD values for centrifuged consortium 2.

Sample	BOD ₅ (mg O ₂ /l)
24h R1	1 844
24h R2	1 788
48h R1	2 013
48h R2	1 990
72h R1	1 936
72h R2	1 926
Standard	18.7
Standard	10.6

Figure 2 is based on the final COD data from the consortia at the different time points and allows for a visual comparison of the data with the COD line of reference of 768 000 mg O₂/l obtained initially from chamber 2. In Figure 2, centrifuged consortium 2 has the lowest COD values, which are represented in Table 11 with its high percentages of

removal and graphically indicating that consortium 2 is the most suitable to develop the biofilm for the RBC.

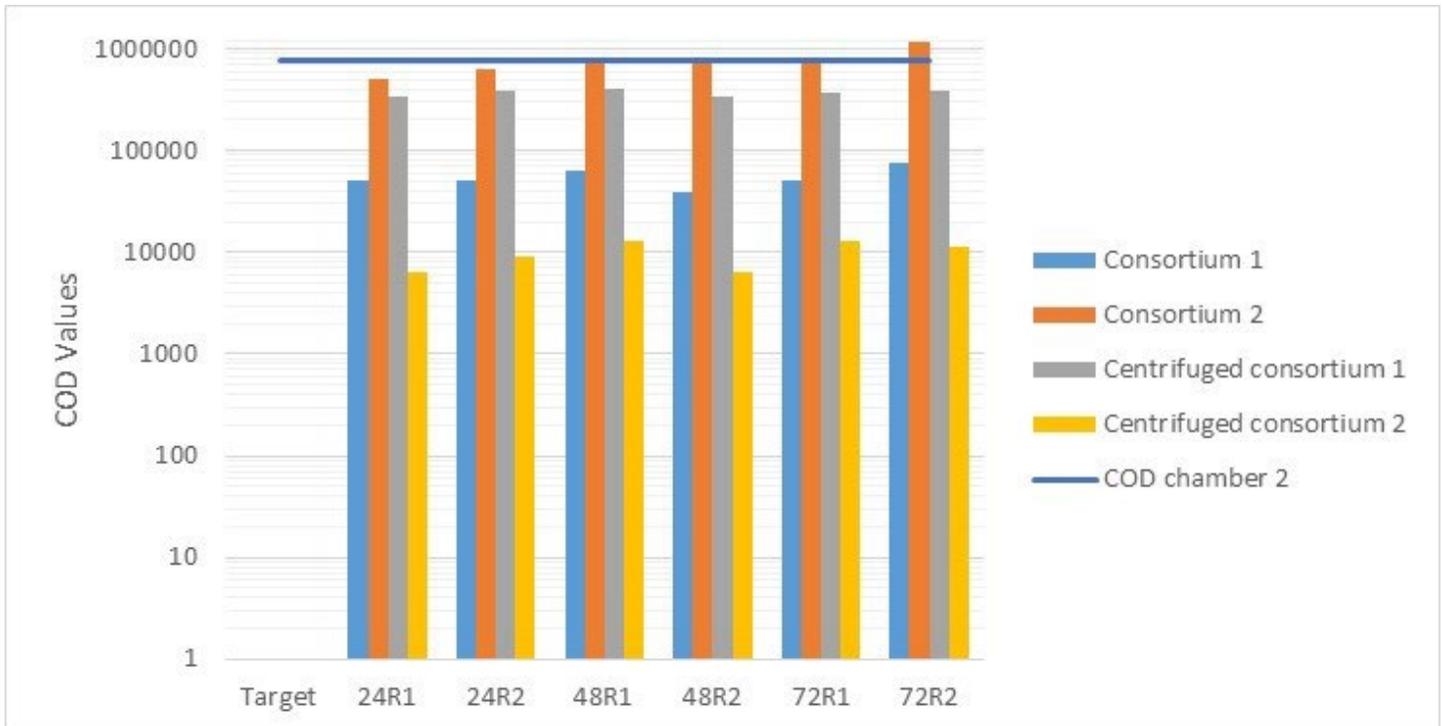


Figure 2. Comparison of COD values against the consortia.

McFarland assay

Comparing the strains in the tubes with the patterns prepared in the McFarland assay it was determined that the strains had a turbidity similar to standard No. 7 which is equivalent to 21×10^8 , hence every ml of our strains had a microorganism concentration of 21×10^8 .

Fixation matrix

After approximately 27 h the disc was inspected to assess its behavior after prolonged contact with the water. The biofilm had remained adhered to the disc all day, as it can be seen in Figure 3, indicating that the fixation solution was suitable for the reactor.

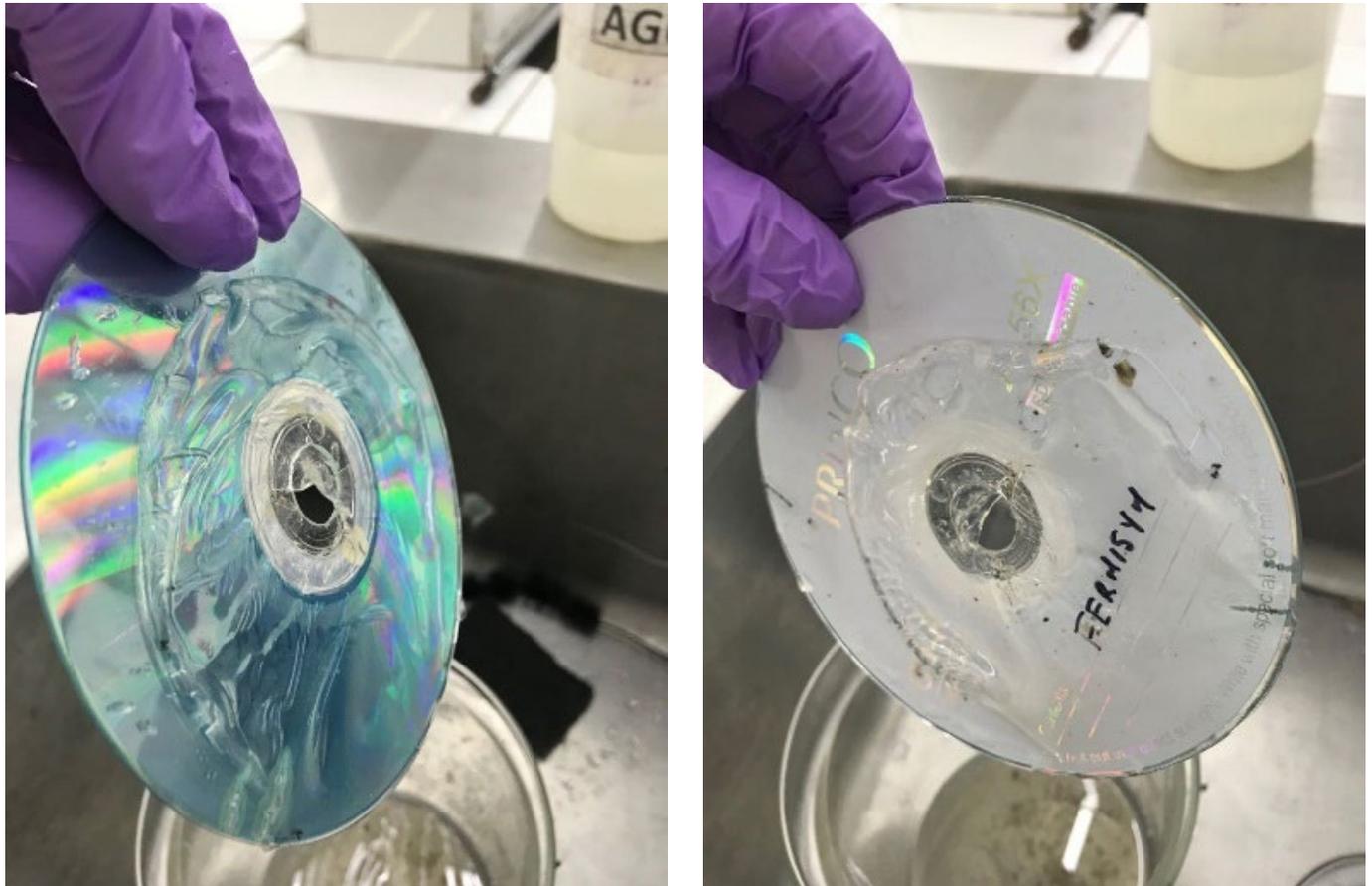


Figure 3. Fixation test after 27 h.

The disc had remained static within the beaker during the fixation assessment, whereas discs within the reactor are in continuous movement raising the possibility of biomaterial loss. Due to the latter, the discs in the reactor received three layers of alginate with the strains. The initial layer was present at the beginning of the reactor's operation and

the other 2 reinforcement layers were applied at 30 min and at 90 min of operation.

Scanning electron microscopy (SEM)

Figure 4A corresponds to the disc's surface at 3 mm without biofilm and shows its composition and matrices. Figure 4B represents the same disc surface but at 200 μm and it shows the disc materials and pores on its surface. The biofilm is already adhered to the disc in Figure 4C and corresponds to the clear material against the alginate's gray background. Figure 4D shows the same as in the previous figure but at 20 μm to better appreciate the layer of alginate. A prism-shaped figure present in Figure 4E is a focused view of the alginate at 5 μm and the small adhered structure corresponds to bacterial colonies resting on it. Figure 4F is a 200 μm view of the polymer without the disc. In Figure 4G, at 100 μm , the porosity of the biofilm is evident and a clear space in it represents a fissure of the biofilm; the image also shows some dune-like formations which correspond to the way the alginate layer was mixed and applied. Figure 4H is the same shown previously but with more contrast. Figure 4I, at 100 μm , shows fissures in the biofilm. Finally, Figure 4J, at 30 μm , shows the pores that harbor microorganisms and fissures in the membrane.

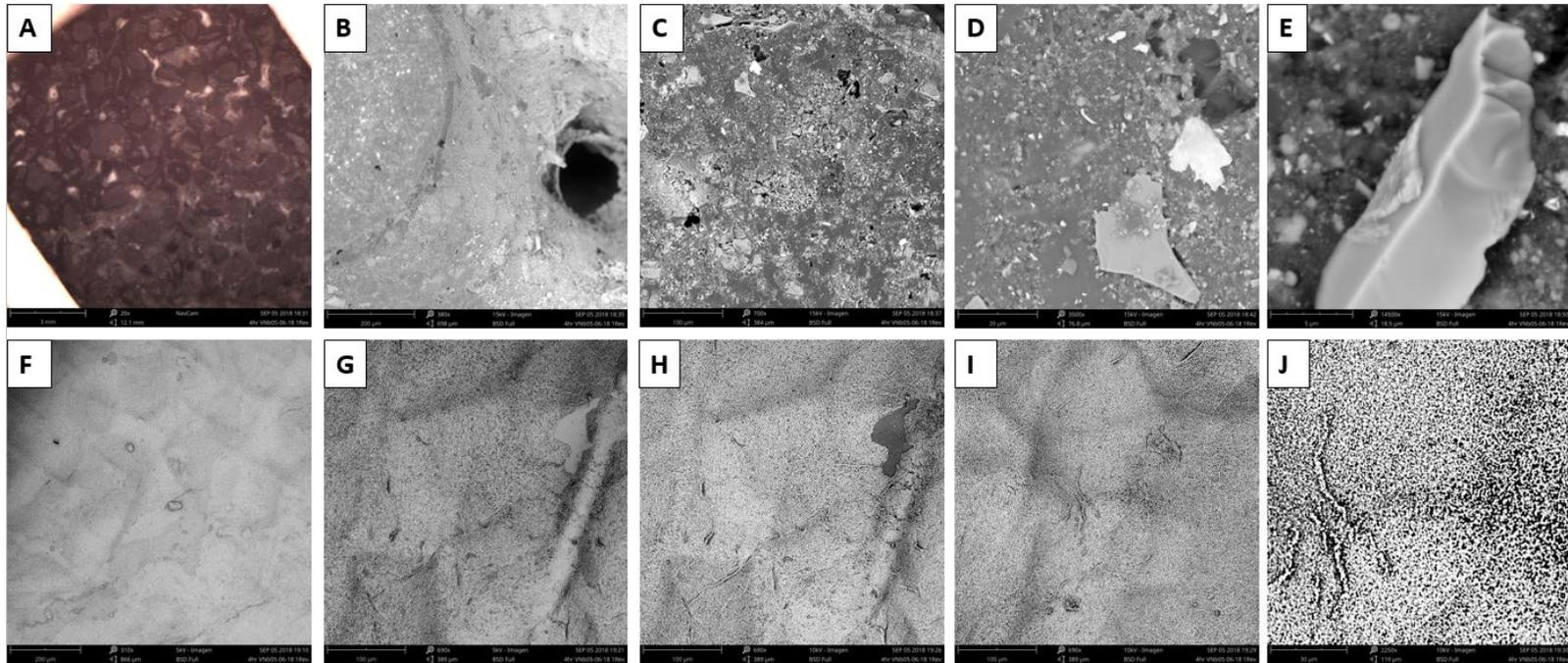


Figure 4. SEM results.

Assessment of RBC behavior with regards to BOD and COD

Figure 5A shows the discs during the experiments and Figure 5B shows the RBC in operation.



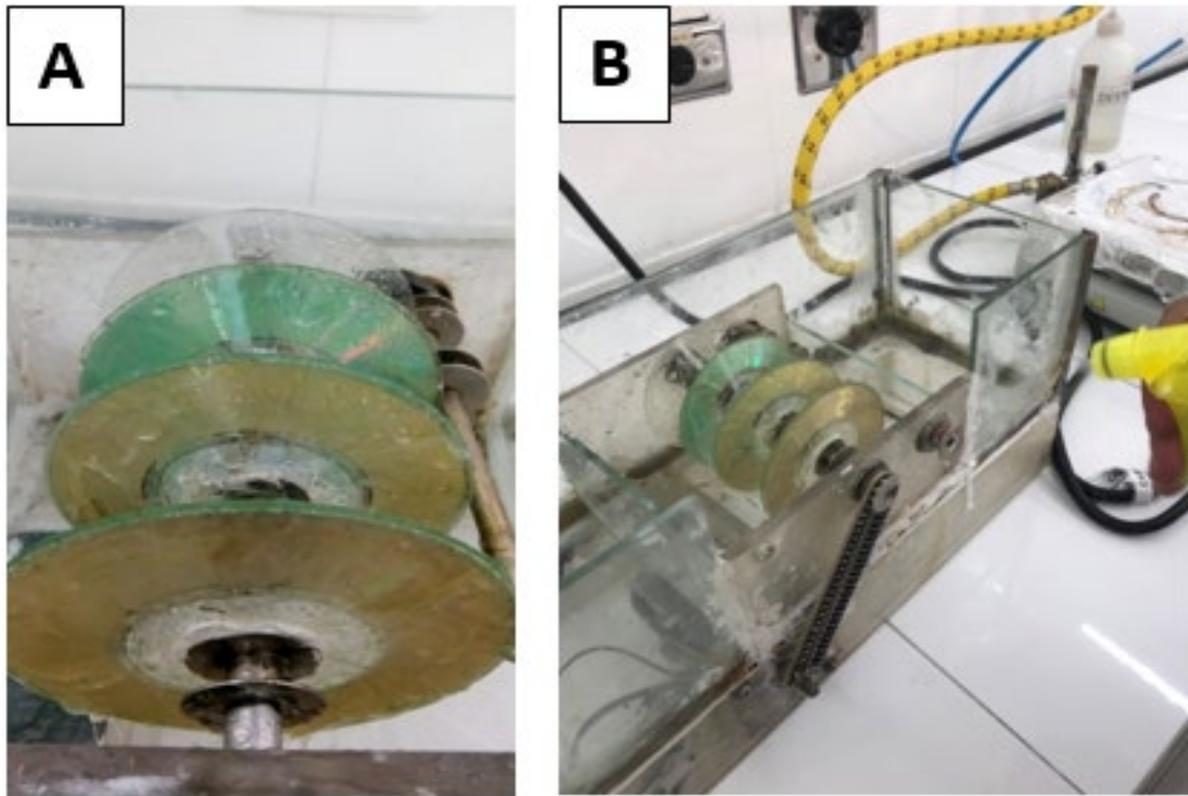


Figure 5. A: Discs with biofilm. B: Reactor used in the experiment.

COD

In Table 13 removal percentages exceed 99 % which means that the system has good performance in wastewater treatment. Comparing with Table 5, Table 7, Table 9, and Table 11, it can be seen that the reactor



obtained the best results in removing organic load, although if it is compared with column 3 of Table 4 it is clear that even using the RBC system on the wastewater from the pharmaceutical plant, the object of our study, the permissible limits according to ordinance 0631 of 2015 are not met.

Table 13. COD values to assess the performance of the operating RBC-

Sample	ml consumed	COD* (mg O ₂ /l)	% of removal
7:00 R1	9	2 560	99.67
7:00 R2	8.8	5 120	99.33
7:30 R1	8.7	6 400	99.17
7:30 R2	8.7	6 400	99.17
8:00 R1	8.9	3 840	99.50
8:00 R2	8.9	3 840	99.50
8:30 R1	8.8	5 120	99.33
8:30 R2	8.6	7 680	99.00
9:00 R1	8.9	3 840	99.50
9:00 R2	8.9	3 840	99.50
9:30 R1	8.9	3 840	99.50
9:30 R2	8.7	6 400	99.17
Standard	9.2	0	

In this case the COD indicates that after 3 hours of the experiment the water remains with a high oxygen demand to be able to decompose the organic matter contained within it.

We cannot state that there was significant variation of COD removal every 30 min in the sample within the reactor. In other words, no matter what time passed, the sample didn't show lower COD readings that in the 30 minutes before.

BOD

Comparison of the BOD values in Table 14 obtained from assessment of the RBC with those obtained from the consortia in Table 6, Table 8, Table 10, and Table 12 demonstrates that the RBC was able to remove part of the degradable organic matter, which was difficult to accomplish with the isolated consortia. These values diminished but, similar to those of COD, are still above the permissible 150 mg O₂/l required in ordinance 631 of 2015.



Table 14. BOD values to assess the performance of the operating RBC.

Sample	DO (mg/l)	DO _i (mg/l)	DO _f (mg/l)	V (ml)	DO consumed (mg/l)	DO consumed by strain	V _m (ml)	BOD ₅ (mg O ₂ /l)
7:00 R1	0.68	6.61	4.73	305	1.88	0	1	573
7:00 R2	0.68	6.61	4.74	315	1.87	0	1	589
7:30 R1	0.68	6.57	4.58	305	1.99	0	1	607
7:30 R2	0.68	6.57	3.92	305	2.65	0	1	808
8:00 R1	0.68	6.57	4.53	311	2.04	0	1	634
8:00 R2	0.68	6.57	3.78	323	2.79	0	1	901
8:30 R1	0.68	6.52	4.1	305	2.42	0	1	738
8:30 R2	0.68	6.52	4.07	313	2.45	0	1	767
9:00 R1	0.68	6.54	6.39	335	0.15	0	1	50
9:00 R2	0.68	6.54	7.62	317	-1.08	0	1	-342
9:30 R1	0.68	6.5	6.74	305	-0.24	0	1	-73
9:30 R2	0.68	6.5	6.5	303	0	0	1	0
Standard	0.68	6.77	5.46	308	1.31	0	10	40.4
Standard	0.68	6.77	5.57	308	1.2	0	10	36.9

Rajani-Rani *et al.* (2011) reported biological treatment of wastewater from a pharmaceutical plant with high COD and BOD values using a scale-size three-stage RBC. They constructed an RBC with 18 parallel discs and assessed the reactor's performance at 3 different (5,

10, and 15) rpms. These authors found that the optimal COD load was 4500 mg O₂/l with a removal efficiency of 95.3 % at 5 rpm. On increasing rotation velocity from 5 to 15 rpm, their efficacy of COD removal went from 95.3 to 70 %. Comparing with the present study, where 4 parallel discs were assessed in one stage at 50 rpm and the lowest COD load obtained was 2 560 mg O₂/l for a removal efficiency of 99.67 %, favorable results were also accomplished even with fewer discs at a higher rotation velocity.

In the paper by Su *et al.* (2015), removal of COD diminished from 80 to 40 % during nine days of testing because the quantities and types of bacteria, fungi, and heterotrophs in the RBC's biofilms varied and began to acclimatize to new wastewaters or reproduced variations suitable for the new wastewater. This was due to the increasing quantity of biorecalcitrant substances that could not be degraded and to an increase in the toxicity of the wastewater, generating a scenario where toxicity was more intense towards bacteria and fungi than their treatment and resistance capabilities. Also, the low temperatures (10 to 16 °C) during the acclimatizing period generated a decrease in COD elimination. This acclimatizing effect did not affect the elimination process in this paper because the system did not receive new wastewaters that could propitiate the entry of new substances that could contain bio recalcitrant elements. Temperatures in the laboratory in which testing was carried out fluctuated between 25 and 28 °C so temperature did not have negative impact on COD removal, as shown by the good results in Table 13.

Conclusions

Evaluation and comparison between the different consortia allowed the identification of consortium 2 as suitable to form the biofilm given its high removal percentages in the scenario where centrifugation applied. The system was efficient in removing the organic matter present, with the best results —COD removal of 99.67 %— within the first 30 minutes of operation of the RBC. SEM allowed study of the biofilm morphology and understanding of how the biofilm and the microorganisms interact and function as a unit. The experiment reveals the need for a settler at the outflow of the reactor in order to reduce the amount of solids contained within the system, as a considerable amount of solids was visible suspended in the system while assessing the performance of the RBC. Also, for the system to perform within the guidelines of ordinance 631 of 2015 it is necessary to supplement it with a complementary process either before or after the reactor. The very high relationship between COD and BOD shows that in the studied wastewater of pharmaceutical origin there is a larger amount of chemically-degradable products rather than biological, which explains why COD was used to assess the removal efficiency of the system.

Acknowledgements

Product derived from project IMP-ING-2655 financed by the Vice-rectory for Research of the Universidad Militar Nueva Granada, 2018. The authors thank the technical staff of the Environmental Engineering Program laboratories at ECCI University.

References

- Barceló, D., & López, M. J. (2007). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. En: *Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas*. Barcelona, España: Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales-Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutierrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas. *Produccion + Limpia*, 7(2), 52-73.
- Herrero, O., Pérez-Martín, J. M., Fernández-Freire, P., Carvajal-López, L., Peropadre, A., & Hazen, M. J. (2012). Toxicological evaluation of three contaminants of emerging concern by use of the *Allium cepa* test. *Mutation Research*, 743, 20-24.

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (June 4, 2007a). *Demanda bioquímica de oxígeno-5 días, incubación y electrometría*. Recovered from <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Demanda+Bioqu%C3%ADmica+de+Ox%C3%ADgeno..pdf/ca6e1594-4217-4aa3-9627-d60e5c077dfa>

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (December 28, 2007b). *Demanda química de oxígeno por refluo cerrado y volumetría*. Recovered from <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Demanda+Qu%C3%ADmica+de+Ox%C3%ADgeno..pdf/20030922-4f81-4e8f-841c-c124b9ab5adb>

Martin-Cereceda, M., Serrano, S., & Guinea, A. (2001). Biofilm Communities and Operational Monitoring of a Rotating Biological Contactor System. *Water, Air, & Soil Pollution*, 126, 193-206. Recovered from <https://doi.org/10.1023/A:1005291015122>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (March 17, 2015). *Resolución 0631 de 2015*. Recovered from https://www.icbf.gov.co/cargues/avance/docs/resolucion_minambientes_0631_2015.htm

Murray, K. E., Thomas, S. M., & Bodour, A. A. (2010). Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. *Environmental Pollution*, 158, 3462-3471.



- Nozaic, D., & Freese, S. (2009). *Process Design Manual for Small Wastewater Works*. Pretoria, South Africa: Water Research Commission South Africa.
- Rajani-Rani, M., Sreekanth, D., & Himabindu, V. (2011). Aerobic treatment of pharmaceutical wastewater using lab-scale rotating biological contactor. *IUP Journal of Environmental Sciences*, V(1), 16-25.
- Schmitt, N., García-Cundinach, R., & Dalmau-Soley, J. (2005). Biodiscos, una tecnología para la depuración de pequeños núcleos de población. *Tecnología del Agua*, 25(258), 74-81.
- Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E., & Hart, A. (2012). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment*, 416, 21.
- Su, R., Zhang, G., Wang, P., Li, S., Ravenelle, R. M., & Crittenden, J. C. (2015). Treatment of antibiotic pharmaceutical wastewater using a rotating biological contactor. *Journal of Chemistry*, 10, 1-8.
- Unión Temporal Acuambiental. (December 30, 2008). *Mantenimiento de las trampas de grasas*. Recovered from [ftp://ftp.ani.gov.co/Aeropuertos/Sur%20Occidente/T%C3%A9cnico/5.%20INVERSIONES/5.g\)%20MEDIO%20AMBIENTE/NEIVA/PMA/2008/NEIVA/ANEXOS/ANEXO%205/MANUAL%20TRAMPA%20DE%20GRASAS.pdf](ftp://ftp.ani.gov.co/Aeropuertos/Sur%20Occidente/T%C3%A9cnico/5.%20INVERSIONES/5.g)%20MEDIO%20AMBIENTE/NEIVA/PMA/2008/NEIVA/ANEXOS/ANEXO%205/MANUAL%20TRAMPA%20DE%20GRASAS.pdf)

Wang, L., Wu, Z., & Shamma, N. (2009). Rotating biological contactors. Volume 8. Biological Treatment Processes. In: Wan, L. K., Pereira, N. C., & Hung, Y.-T. (eds.). *Handbook of Environmental Engineering* (pp. 435-458). Totowa, USA: The Humana Press.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-08

Artículos

Erosión potencial estimada en el río Papaloapan: eficiencia e incertidumbre en las modelaciones

Estimated potential erosion in the Papaloapan River: Modeling efficiency and uncertainty

Mayrén Alavez-Vargas¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9296-0815>

Giovanni González-Celada², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1815-4978>

Christian Birkel³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6792-852X>

Roxana Fonseca⁴

José Agustín Breña-Naranjo⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9853-3109>

¹Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Ciudad de México, México, mayren.alavez@catie.ac.cr

²Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático, Escuintla, Guatemala, gio.gonzalezw@gmail.com



³Departamento de Geografía y Observatorio del Agua y Cambio Global de la Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica, christian.birkel@ucr.ac.cr

⁴Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, roxana.fonseca.rdz@gmail.com

⁵Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México, agustin_brena@tlaloc.imta.mx

Autora para correspondencia: Mayrén Alavez-Vargas, mayren.alavez@catie.ac.cr

Resumen

El conocimiento global de las consecuencias del cambio de vegetación y uso de suelo en las fases del ciclo hidrológico y la calidad del suelo aún está en ciernes. Esta tarea es particularmente desafiante en las regiones tropicales donde las tasas de deforestación alcanzan los niveles máximos reportados y el monitoreo es limitado. Tal es el caso de México, donde el cambio de cobertura y la erosión hídrica afectan a más de la mitad del territorio nacional. En este contexto, se usó el modelo SWAT para estudiar la erosión hídrica asociada con las variaciones en el caudal condicionadas por la trayectoria de cambio de la cobertura vegetal en seis periodos entre 1986 y 2018 en dos subcuencas del río Papaloapan. Basados en la



evaluación combinada de tres estadísticos de eficiencia y dos de incertidumbre, 6 de los 10 periodos calibrados mostraron buenos ajustes en la simulación de la descarga con $KGE > 0.70$ y $P\text{-factor} > 0.70$. Los resultados mostraron a mediano plazo una disminución en la producción de sedimentos en las dos subcuencas estudiadas, posiblemente relacionada con la recuperación de los bosques en las cabeceras de las cuencas. A pesar de los buenos resultados de las simulaciones, el análisis detallado de las fuentes de incertidumbre en regiones con monitoreo limitado es tan importante como la validación con datos medidos de buena calidad para mejorar el desempeño y la confianza de los modelos y soportar de forma adecuada la toma de decisiones.

Palabras clave: erosión, caudal, SWAT, deforestación, cambio de uso de suelo, trópicos, eficiencia, incertidumbre.

Abstract

Global knowledge on the consequences of changes in vegetation and land use in the phases of the hydrological cycle and soil quality is still incipient. This task is particularly challenging in tropical regions, where deforestation rates reach their highest reported levels and monitoring is limited. Such is the case of Mexico, where changes in coverage and water erosion affect more than half of the national territory. In this context, the SWAT model was used to study water erosion associated with variations



in flow conditioned by the trajectory of change in vegetation cover in six periods, between 1986 and 2018, in two sub-basins of the Papaloapan River. Based on the combined evaluation of three efficiency and two uncertainty statistics, six of the ten calibrated periods showed good fitting in discharge simulation with $KGE > 0.70$ and $P\text{-factor} > 0.70$. In the medium term, the results showed a decrease in sediment yield in the two study sub-basins, possibly related to the recovery of the forests in the basins' headwaters. In spite of the good results of the simulations, the detailed analysis of the sources of uncertainty in regions with limited monitoring is as important as the validation with good-quality measured data, in order to improve the performance and reliability of the models and to support adequate decision-making.

Keywords: Erosion, flow, SWAT, deforestation, land use change, tropics, efficiency, uncertainty.

Recibido 08/06/2020

Aceptado 29/01/2022



Introducción

La erosión hídrica es un proceso de la superficie terrestre de origen natural y antrópico cuya magnitud a escala mundial se estima en un rango de 20-30 gigatoneladas anuales (FAO & ITPS, 2015). En las regiones tropicales del sur global ocurren las mayores tasas de deforestación (Borrelli *et al.*, 2017) promovidas por el avance de la frontera agropecuaria, la extracción de recursos o la urbanización (Montes-León, Uribe-Alcántara, & García-Celis, 2011). Durante la década de 2000 a 2010, las transiciones de coberturas de bosques a otros usos de suelo avanzaron a un ritmo de 0.46 % en América Latina y el Caribe (FAO, 2011), y a 0.3 % en México (Blackman, Goff, & Rivera-Planter, 2018); ambas tasas superan el promedio mundial de 0.13 % (FAO, 2011). Además de la actividad humana, la erosión hídrica en los trópicos se agudiza debido a los regímenes de lluvias estacionales de gran intensidad (Rangel, Jorge, Guerra, & Fullen, 2019). De esta manera, más del 60 % de los suelos de México presenta algún nivel de erosión por degradación hídrica, la cual se agudiza a una tasa anual de 0.5 % en promedio (Borrelli *et al.*, 2017). Estos graves procesos de erosión hídrica se agudizan especialmente en las etapas subsecuentes a los cambios de cobertura y

uso de suelo (Cardoza-Vázquez *et al.*, 2007; Bolaños-González *et al.*, 2016).

Los servicios ambientales, el ciclo hidrológico y el suelo son afectados por los cambios en la cobertura a múltiples escalas espaciales y temporales dependiendo de la fisiografía de la cuenca, de la variabilidad climática y de la trayectoria de uso del territorio estudiado (Martinez, Guyot, Filizola, & Sondag, 2009; Arheimer & Lindström, 2019). Por ejemplo, la vegetación y el uso de suelo son factores importantes en el comportamiento hidrológico de las cuencas, pues determinan los procesos de generación del escurrimiento superficial y subsuperficial (Arheimer & Lindström, 2019; Couto *et al.*, 2019; Liu, Zhang, Kou, & Zhou, 2017). A escala regional, se incrementa el volumen de la escorrentía y de los sedimentos transportados, con alteraciones morfológicas a la red fluvial y el régimen hidrológico de las cuencas, y aumenta el riesgo de inundaciones en planicies (Chotpantarat & Boonkaewwan, 2018; Wang, Ge, Yu, Wang, & Xu, 2017; Yang *et al.*, 2018).

En los países tropicales, el monitoreo hidrológico se realiza con redes de medición mínimas (Vörösmarty, Lévêque, & Revenga, 2005), lo que se traduce en registros históricos limitados (Carvalho, 2019; Delmas, Cerdan, Cheviron, & Mouchel, 2011; Warrick, 2014). La convergencia entre la escasez de datos históricos, la necesidad de información para la toma de decisiones, el avance en las tecnologías de cómputo y la producción de conocimiento científico favorecen la aplicación de modelos

hidrológicos como las herramientas más utilizadas de investigación, planificación y manejo ambiental (Fakhri, Dkohaki, Eslamian, Fazeli-Farzani, & Reza-Farzaneh, 2014; Jajarmizadeh, Harun, & Salarpour, 2012; Jørgensen & Fath, 2011). De igual manera, los sistemas de información geográfica han aumentado las capacidades para gestionar grandes cantidades de información, con ventajas como el despliegue de los resultados distribuidos espacialmente y la generación de escenarios (Alatorre & Beguería, 2009; Goodchild, 1996).

La herramienta de evaluación de suelo y agua (SWAT, por sus siglas en inglés) es un modelo conceptual con una base física que estima la producción de agua, sedimentos, nutrientes, contaminantes y patógenos a escala de cuenca a partir de datos espacialmente distribuidos acerca de la topografía, el suelo, la vegetación y el uso de suelo, las prácticas de manejo y el clima (Douglas-Mankin, Srinivasan, & Arnold, 2010). El funcionamiento de este modelo está definido bajo los principios de masa y de momentum: el primero se relaciona con el balance hídrico, de sedimentos, nutrientes o contaminantes y el segundo se enfoca sobre todo en el desplazamiento de estos flujos a través de la red de drenaje de la cuenca. Entre los principales ámbitos de aplicación del modelo SWAT destacan aspectos de la calidad de agua como la contaminación difusa, la producción de sedimentos, la simulación de la escorrentía y los impactos hidrológicos del cambio ambiental (Wang *et al.*, 2019).

En el modelo SWAT, la dinámica de las variables de interés es modelada a partir de datos de entrada fisiográficos, climáticos y antrópicos espacialmente distribuidos, de manera que es de utilidad en cuencas no aforadas o en la evaluación de escenarios a largo plazo en función de variaciones de alguna de las variables de entrada (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2011); en este caso de estudio será en función de los cambios de cobertura y uso de suelo. El empleo del modelo SWAT en países con monitoreo limitado es extensa. En distintas regiones de África oriental, Guzha, Rufino, Okoth, Jacobs y Nóbrega (2018) identificaron 15 estudios que utilizaron SWAT para evaluar el impacto del uso de suelo en la escorrentía superficial, la descarga y el flujo base. Por su parte, Tan, Gassman, Srinivasan, Arnold y Yang (2019) revisaron 126 casos que estudiaron diferentes temas de cambio de uso de suelo, cambio climático, prácticas de manejo o calidad del agua con SWAT en el sureste asiático.

En la cuenca del río Papaloapan, Bello, Gómez, Magaña, Graizbord y Rodríguez (2009), y Ruiz-Fernández *et al.* (2014) señalaron que los problemas de azolvamiento del sistema de lagunas y humedales de la cuenca baja están asociados con una gran cantidad de sedimentos exportada por los afluentes aguas arriba durante los últimos 40 años. Por su parte, Pérez-Vega y Ortiz-Pérez (2002) relacionaron positivamente el incremento en el escurrimiento de las subcuencas de los ríos San Juan y

Tesechoacán con el incremento de la deforestación en la cuenca del río Papaloapan entre 1973 y 1993.

Con la perspectiva de que los procesos ambientales son históricos —en cuanto producto de un legado histórico, pero también resultado de una conjugación de variables en el presente (Reid 1998; Verstraeten Lang, & Houben, 2009)— y susceptibles de estudio con los recursos disponibles, se usó el modelo SWAT para reconstruir la trayectoria de la erosión potencial asociada con el cambio de uso de suelo en seguimiento a los objetivos específicos:

1. Estimar las variaciones de la erosión hídrica y el caudal con respecto al cambio de uso y cobertura de suelo de 1985 a 2018 en dos subcuencas del río Papaloapan.
2. Estimar la distribución espacial del potencial erosivo en el área de estudio.

Área de estudio y bases de datos



Las subcuencas de los ríos San Juan (SJM) y Tesechoacán (TES) constituyen el 26 % de los 46 720 km² de área total de la cuenca del río Papaloapan que se localiza en la vertiente del Golfo de México entre los 19° N 97° W y los 17° N 94° W (Figura 1).

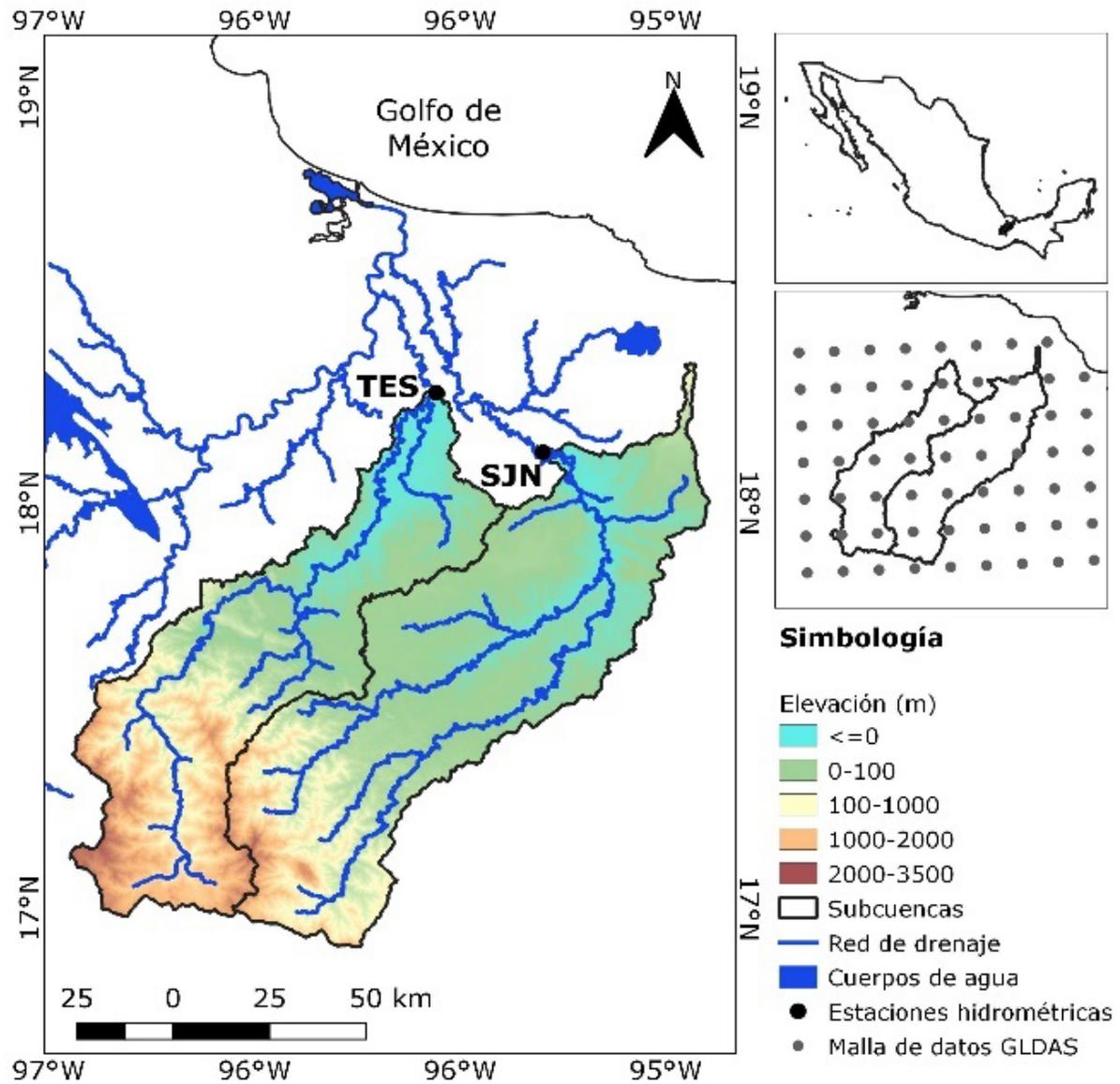


Figura 1. Localización de las subcuencas estudiadas (derecha superior) con elevación (izquierda) y malla de datos del Sistema Global de

Asimilación de Datos Terrestres (GLDAS, por su acrónimo en inglés) (derecha inferior).

Alrededor del 55 % del área estudiada tiene pendientes inferiores a 15 % y el 45 % del área restante pendientes mayores a 15 % (FAO, 2009). Siguiendo la clasificación de Köppen modificada para México por García (2004), en la región se identifican tres grupos climáticos: (A) tropical lluvioso, en las planicies próximas al nivel del mar; (B) climas secos con régimen de lluvias en verano y (C) templado húmedo en las áreas de las cuencas altas (hasta 3 400 msnm). Se identificaron 12 tipos de vegetación y uso de suelo agrupados en cinco clases: bosques templados, selvas tropicales, matorrales y chaparrales, pastos y agricultura (Alavez-Vargas, Birkel, Corona, & Breña-Naranjo, 2021) (Figura 2).

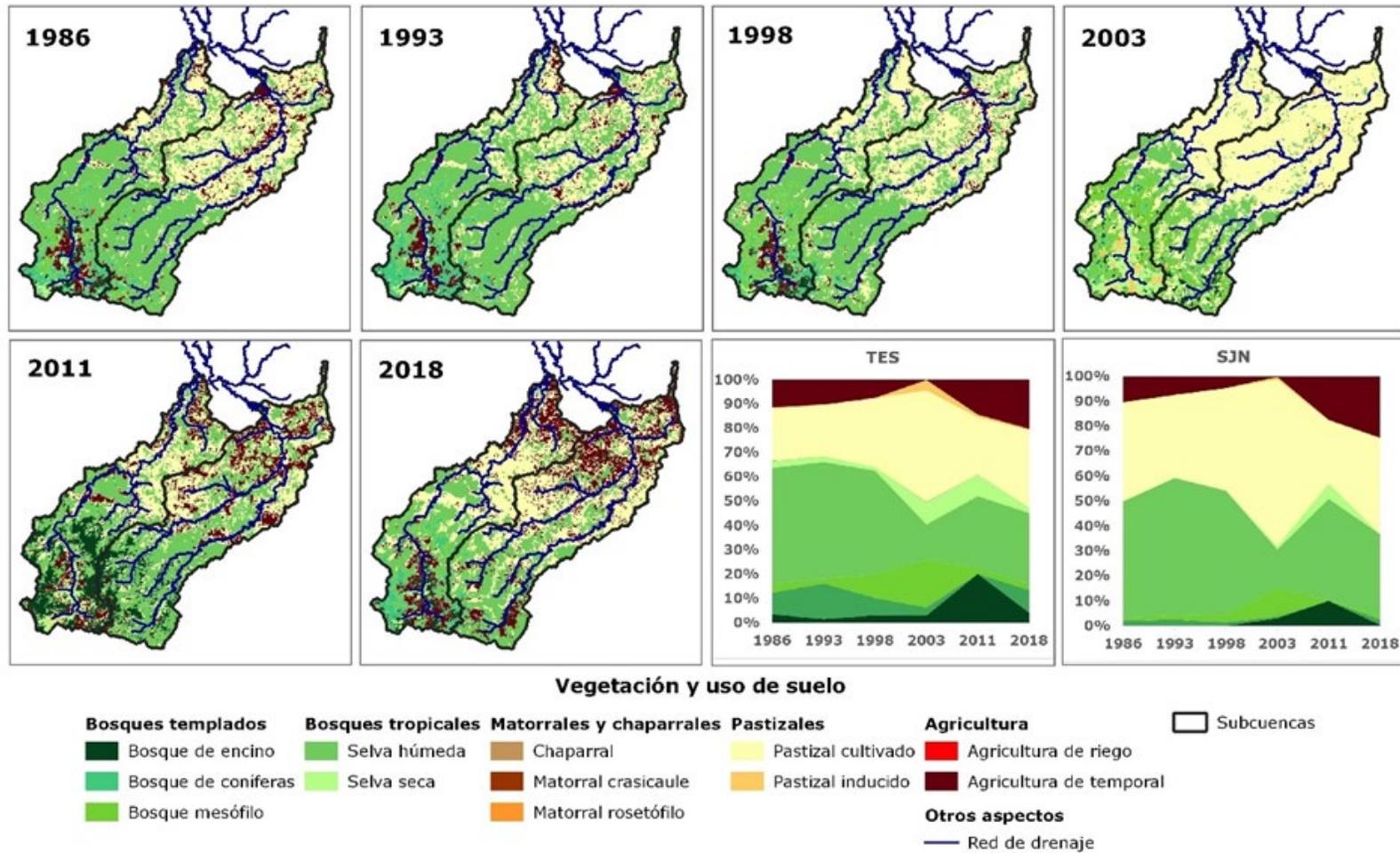


Figura 2. Vegetación y uso de suelo de 1986 a 2018, representación geográfica y porcentajes por subcuenca estudiada.

En este estudio se usó el modelo digital de elevación de la Misión Topográfica de Radar Aerotransbordado (SRTM, por su acrónimo en inglés) con una resolución espacial de 90 m (Jarvis, Reuter, Nelson, & Guevara, 2008). Esta información ráster fue reclasificada en rangos de pendientes en función de la geomorfología de la cuenca y la clasificación de la FAO (2009) para formar dos clases: 0-15 % y mayor a 15 %. Los conjuntos vectoriales correspondientes a la red de drenaje (INEGI, 2010) provienen de la información geoespacial temática producida por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) de México. La información edafológica requerida por el modelo fue derivada de los conjuntos vectoriales relativos a las unidades edafológicas (INEGI, 2007) y los perfiles edafológicos (INEGI, 2013) además de dos *softwares* para estimar otras características no disponibles en las fuentes consultadas. Con *Soil Water Characteristics* (Saxton & Rawls, 2006) se estimaron la conductividad hidráulica saturada, la densidad aparente y la infiltración básica, mientras que con NumCur 10 IE se identificaron los grupos hidrológicos de suelo. Los tipos de vegetación y uso de suelo se clasificaron siguiendo el procedimiento descrito en Alavez-Vargas *et al.* (2021) a partir de imágenes Landsat descargadas de Google Earth Pro (Wuthrich, 2006) procesadas en QGIS v.3.4.5 Madeira (QGIS Development Team, 2019) para los años 1986, 1993, 1998, 2003, 2011 y 2018 (Figura 2) y posteriormente reclasificadas conforme a la nomenclatura usada por el modelo. Los datos de temperatura, precipitación, velocidad del viento y radiación solar diarios (Li, Beaudoin,

& Rodell, 2018) y trihorarios (Beaudoing & Rodell, 2015; Beaudoing & Rodell, 2016) con resolución espacial aproximada de 25 km² para el periodo de 1980-2018 se obtuvieron del portal del Sistema Global de Asimilación de Datos Terrestres (GLDAS, por su acrónimo en inglés) (Rodell *et al.*, 2004), en una malla de 63 puntos sobre el área estudiada (Figura 1). Finalmente, las mediciones de caudal diario de 1985 a 2014 se extrajeron del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS por sus siglas en español) (Conagua, 2017). Los productos, resoluciones y fuentes consultadas para obtener los datos de las 10 variables biofísicas y climáticas recabadas se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización de los datos de entrada.

Variable	Producto y resolución temporal	Resolución	Fuente
Modelo digital de elevación	SRTM, formato ráster	90 m	Jarvis <i>et al.</i> (2008)
Red hídrica	Red hidrográfica, formato vectorial	Escala 1:50 000	INEGI (2010)
Edafología	Unidades edafológicas Carta de perfiles edafológicos	Escala 1:250 000	INEGI (2007) INEGI (2013)

Variable	Producto y resolución temporal	Resolución	Fuente
		Escala 1:250 000	
Vegetación	Imágenes Landsat, formato ráster, años 1986, 1993, 1998, 2003, 2011, 2018	30 m	Wuthrich (2006)
Temperatura	GLDAS Noah Land Surface Model L4 V 2.0 Periodo: 1980-01-01 a 2010-12-31	Tres horas, 0.25° x 0.25°	Beaudoing y Rodell (2015)
	GLDAS Noah Land Surface Model L4 V 2.1 Periodo: 2011-01-01 a 2018-12-31	Tres horas, 0.25° x 0.25°	Beaudoing y Rodell (2016)
Precipitación	GLDAS Catchment surface Model L4 V 2.0 Periodo: 1980-01-01 a	Diario	Li <i>et al.</i> (2018)
Velocidad del viento		0.25° x 0.25°	



Variable	Producto y resolución temporal	Resolución	Fuente
Radiación solar	2010-12-31 GLDAS Noah Land Surface Model L4 V 2.1 Periodo: 2010-01-01 a 2018-12-31	3 horas 0.25° x 0.25°	Beaudoing y Rodell (2016)
Estaciones hidrométricas	Localización de las estaciones hidrométricas Garro (río Tesechoacán) y Cuatotolapan (río San Juan)		Conagua (2017)
Caudal medido	Registros diarios del BANDAS Periodo 1985-01-01 a 2014-12-31	diarios	Conagua (2017)

Métodos

Configuración del modelo SWAT

La modelación en SWAT consta de cinco etapas (Figura 3). Al inicio, el modelo digital de elevación y la red fluvial guían la delimitación de las subcuencas de interés. Después se incorporan las variables con las que el modelo define las unidades de respuesta hidrológica (HRUs): pendiente, tipo de suelo, tipo de vegetación y uso de suelo. Estas dos primeras etapas, por lo tanto, se enfocan en la delimitación física de las unidades (subcuencas) y subunidades de análisis (HRUs) a través de las cuales, en la etapa siguiente, se agrupa la información de las variables de entrada y se calculan las respuestas de los componentes del balance hídrico (Ecuación (1)) y las variables de interés (la erosión en este caso, Ecuación (2)) (Neitsch *et al.*, 2011).

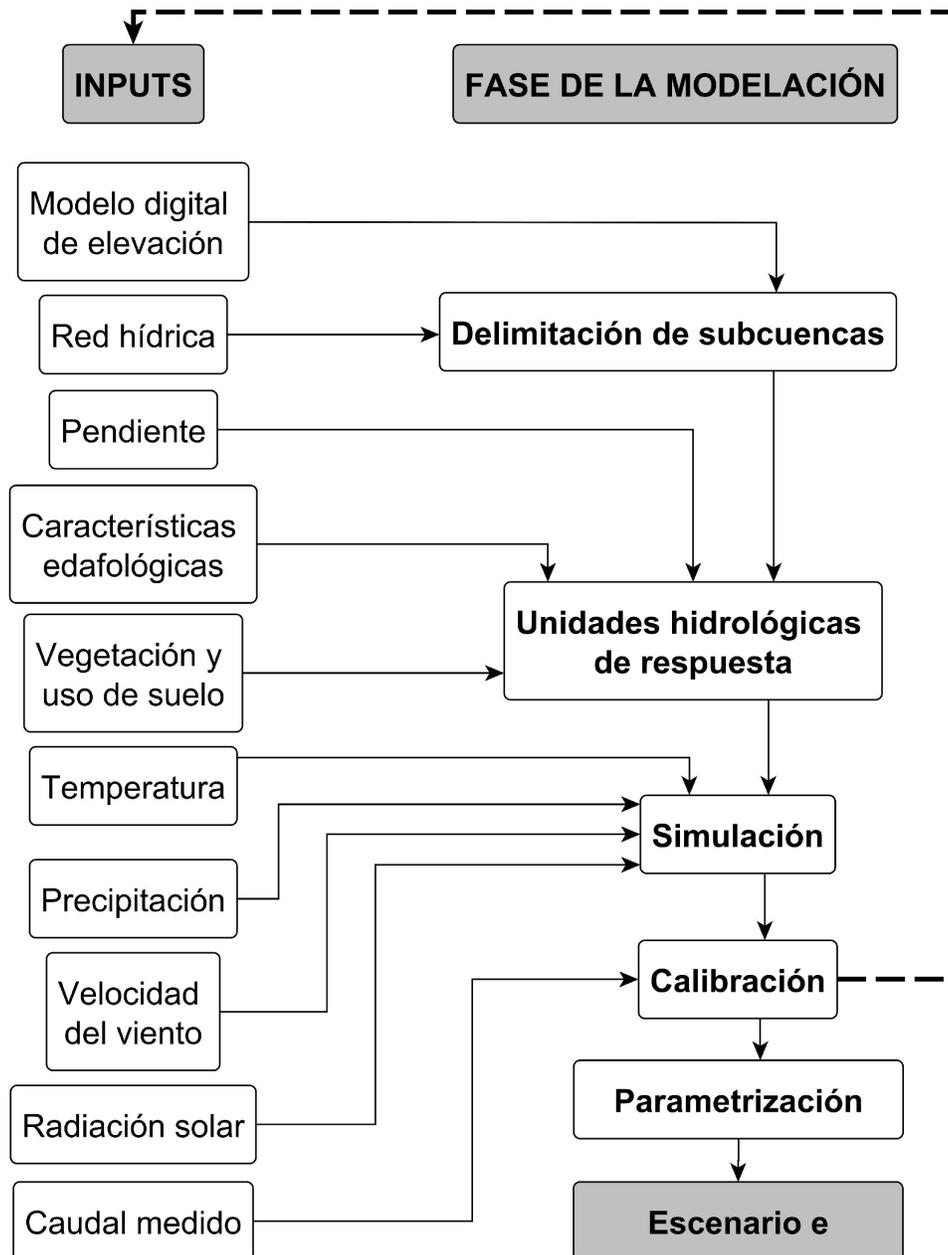


Figura 3. Flujo de trabajo de la modelación en SWAT: preparación de datos de entrada, aplicación y calibración del modelo.

En la tercera etapa se introdujeron al modelo las variables climáticas: precipitación, temperaturas máximas y mínimas, radiación solar y velocidad del viento. Estas variables representan en conjunto las cantidades de agua y energía que gobiernan el balance hídrico. En concreto, estos datos son usados por el modelo para resolver la ecuación de balance hídrico (Ecuación (1)) a escala de HRUs por subcuenca (Neitsch *et al.*, 2011):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

Donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm); SW_0 , el contenido inicial de agua en el suelo en el día i (mm); t , el tiempo en días; R_{day} , la precipitación en el día i (mm); Q_{surf} , la escorrentía superficial en el día i (mm); E_a , la evapotranspiración en el día i (mm); W_{seep} , la percolación en el día i (mm), y Q_{gw} es el flujo de retorno en el día i (mm).

A su vez, la erosión en HRUs por subcuenca es calculada con la ecuación universal de la pérdida de suelo modificada (MUSLE, Ecuación (2)) (Williams, 2012):

$$sed = 11.8 (Q_{surf} \times q_{peak} \times area_{hru})^{0.56} \times K_{USLE} \times C_{USLE} \times P_{USLE} \times LS_{USLE} \times CFRG$$

(2)

Donde sed es el sedimento producido diario (ton); Q_{surf} , la lámina de escorrentía superficial diaria (mm ha^{-1}); q_{peak} , el caudal pico ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); $area_{hru}$, el área de la HRU (ha); K_{USLE} , el factor de erodabilidad del suelo; C_{USLE} , el factor de cobertura vegetal y manejo; P_{USLE} , el factor de prácticas de soporte; LS_{USLE} , el factor topográfico, y $CFRG$ es el factor de fragmentación del suelo.

El resultado de la tercera etapa es la simulación inicial del escenario en turno. Esta simulación es calibrada con datos observados de las variables analizadas, como se describe en la sección siguiente.

Simulación inicial y calibración

Este estudio se realizó en QGIS versión 2.6.1 Brighton (QGIS Development Team, 2014) con la extensión QSWAT versión 1.8 (Dile,



Srinivasan, & George, 2019). Los datos de entrada fueron preparados en el formato requerido por el *software* para el cálculo de las diferentes variables involucradas en las ecuaciones (1) y (2). Se usaron las ecuaciones establecidas por defecto por el modelo (ver Arnold *et al.*, 2011), excepto la evapotranspiración, que se calculó con el método de Hargreaves, Hargreaves y Riley (1985). Los valores de los parámetros físicos (es decir, la elevación, la red de drenaje, la pendiente y las características edafológicas) fueron constantes para los seis periodos evaluados en cada subcuenca. Las coberturas de vegetación y uso de suelo fueron específicas para cada escenario. Por su parte, la información climática introducida tuvo resolución diaria. Debido a la ausencia de bases de datos sobre las prácticas de conservación de suelo en el área de estudio, se consideró el factor de prácticas de soporte P_{USLE} igual a 1, es decir, sin prácticas de conservación.

Para el periodo de 1986 a 2018 se realizaron seis modelaciones por subcuenca correspondientes a los periodos definidos por los escenarios de vegetación y uso de suelo, según se muestra en la Tabla 2. La irregularidad de los intervalos evaluados se debe a las decisiones metodológicas realizadas para asegurar el mosaico de imágenes de la mejor calidad posible para caracterizar la cobertura y el uso de suelo en cada escenario.

Tabla 2. Periodos de calentamiento, modelación y calibración en las tres subcuencas estudiadas.

Escenario de vegetación y uso de suelo	Modelación	Calentamiento	Calibración de caudal mensual
1986	1982-1986	1982-1983	1985-1986
1993	1985-1993	1985-1986	1987-1993
1998	1992-1998	1992-1993	1994-1998
2003	1997-2003	1997-1998	1999-2003
2011	2002-2011	2002-2003	2004-2011
2018	2010-2018	2010-2011	2012-2014

Para cada modelación se definió un periodo de calentamiento de dos años como sugiere Arnold *et al.* (2012). La escala temporal de la modelación fue mensual.

La calibración del caudal fue realizada con 30 años de datos observados (1985-2014) en las estaciones hidrométricas de las subcuencas San Juan y Tesechoacán. La erosión simulada no fue calibrada debido a la ausencia de datos de erosión medida en las dos subcuencas estudiadas.

Los análisis de sensibilidad, incertidumbre y calibración de los modelos se hicieron siguiendo las recomendaciones de Abbaspour, Vaghefi y Srinivasan (2017) con el algoritmo SUFI-2 disponible en el *software* SWAT-CUP (Abbaspour, 2015). El algoritmo SUFI-2 se enfoca en la búsqueda del grupo de parámetros con mejor ajuste y menor incertidumbre respecto a los datos observados mediante el muestreo por el método del hipercubo latino (Beven, 2012), con el objetivo de cumplir dos condiciones: que más del 90 % de los datos se localicen en el área de predicción del 95 % (95PPU, por el acrónimo en inglés de 95 % *prediction uncertainty*) y que la proporción en la diferencia promedio entre los valores límite del 95PPU y la desviación estándar sea menor a 1 (Abbaspour, Johnson, & van Genuchten, 2004).

Para cada escenario y subcuenca se realizaron al menos tres iteraciones de 600 a 1 000 simulaciones. Se utilizó el criterio de Kling Gupta (KGE) como función objetivo y además se emplearon los estadísticos de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE), el porcentaje de sesgo (PBIAS) y el coeficiente de determinación (R^2).

El criterio de Kling Gupta evalúa la bondad de ajuste del modelo mediante el cálculo de las distancias euclidianas entre la correlación, el sesgo y la variabilidad del valor simulado respecto al valor observado (Ecuación (3) y Ecuación (4)) como una alternativa al criterio de Nash-Sutcliffe que toma como referencia la diferencia de 1 menos el cociente del error cuadrático medio y la varianza (Ecuación (5)) para mostrar la

proporción de la variabilidad de las observaciones explicada por la simulación (Gupta, Kling, Yilmaz, & Martínez, 2009):

$$KGE = 1 - ED \quad (3)$$

$$ED = \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2} \quad (4)$$

Donde ED es la distancia euclídeana desde el punto ideal; r , el coeficiente de correlación lineal entre datos simulados y observados; α , la variabilidad dada por el cociente entre las desviaciones estándar de los datos simulados y los observados, y finalmente β es el sesgo dado por el cociente entre los flujos medios simulado y observado:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (x_{s,t} - x_{o,t})^2}{\sum_{t=1}^n (x_{o,t} - \mu_0)^2} = 1 - \frac{MSE}{\sigma_0^2} \quad (5)$$

Donde n es el número total de pasos de tiempo; $x_{s,t}$, el valor simulado al tiempo t , y μ_0 y σ_0 son la media y la desviación estándar de los valores observados.

El porcentaje de sesgo evalúa la tendencia media de los datos simulados a sobreestimar o subestimar respecto a los observados. Los

factores P y R son estadísticos de incertidumbre respecto al intervalo de predicción 95PPU, donde el P -factor se refiere al porcentaje de datos observados situados en la banda de predicción 95PPU y el R -factor indica la amplitud de la banda de predicción 95PPU (Abbaspour, 2015), que cuanto más estrecha indica una menor incertidumbre (Abbaspour, 2005).

A partir de la mejor simulación inicial y los análisis de sensibilidad, el *software* sugiere una serie de parámetros significativos para realizar la calibración (Tabla 3). En cada una de las subcuencas analizadas se calibró el caudal para cada uno de los seis escenarios, con un número variable entre 4 y 8 parámetros (Tabla 4 y Tabla 5), dependiendo de la sensibilidad de cada simulación a las variaciones en los parámetros involucrados.

Tabla 3. Parámetros usados en la calibración de la descarga de las tres subcuencas.

	Acrónimo	Descripción del parámetro	Componente hidrológico
1	R_CN2.mgt	Número de curva para la condición de humedad II	Escorrentía superficial
2	V_ALPHA_BF.gw	Factor alfa de la curva de recesión del hidrograma (1/días)	Agua subterránea
3	V_GW_DELAY.gw	Tiempo de retraso del agua subterránea (días)	
4	V_GWQMN.gw	Umbral de profundidad del agua en el acuífero somero requerido para generar el flujo base (mm H ₂ O)	
5	R_SOL_AWC(..).sol	Capacidad de agua disponible en el suelo (mm H ₂ O/mm de suelo)	Agua del suelo
6	R_ESCO.hru	Factor de compensación de evaporación del suelo a escala de HRU	Evapotranspiración potencial y real
7	R_ESCO.bsn	Factor de compensación de evaporación del suelo a nivel de cuenca	
8	V_GW_REVAP.gw	Coefficiente de aguas del acuífero somero que regresan a la zona radicular	
9	V_REVAPMN.gw	Umbral de profundidad del agua en el acuífero somero que regresa a la zona radicular (mm H ₂ O)	

Tabla 4. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca TES para cada uno de los periodos modelados.

Núm.	Acrónimo	Rango inicial (mín/máx)					
		Periodo					
		1985-1986	1987-1993	1994-1998	1999-2003	2004-2011	2012-2018
1	R_CN2.mgt	-0.1/ 0.11	-0.16/ -0.12	-0.2/ -0.07	-0.2/ -0.12	-0.2/ -0.15	-0.2/ -0.18
2	V_ALPHA_BF.gw	0.23/ 0.36	0.26/ 0.35	-0.01/ 0.95	-0.01/ 1.02	-0.05/ 0.2	0.29/ 0.4
3	V_GW_DELAY.gw	98.03/ 192.86	58.75/ 95.52	-3.08/ 262.89	277.78/ 541.58	20.21/ 152.76	123.94/ 203.7
4	V_GWQMN.gw	1.95/ 2.42	111.32/ 178.11	-1.38/ 0.34	-9.17/ 144.7	1.15/ 2.11	0.53/ 1.2
5	R_SOL_AWC(..).sol	-0.34/ 0.72	0/ 0.06	-0.34/ -0.14	0/ 0.77	0.02/ 0.48	-0.88/ -0.41
6	R_ESCO.hru	-0.12/ 0.51					
7	R_ESCO.bsn		0.31/ 0.72	-0.41/ -0.14	0.27/ 1.61	0.63/ 0.94	-0.02/ 0.26

Ver en la Tabla 3 la descripción del parámetro representado con el acrónimo.

Tabla 5. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca SJN para cada uno de los periodos modelados.

Núm.	Acrónimo	Rango inicial (mín/máx)					
		Periodo					
		1985-1986	1987-1993	1994-1998	1999-2003	2004-2011	2012-2018
1	R_CN2.mgt	-0.09/ 0.15	-0.09/ 0	-0.2/ 0.05	-0.2/ 0.06	-0.19/ -0.16	-0.2/ 0.04
2	V_ALPHA_BF.gw	0.32/ 1.03	0.02/ 0.39	-0.11/ 0.66	-0.4/ 0.55	0.39/ 0.61	0.45/ 1.4
3	V_GW_DELAY.gw	207.91/ 587.09	-8.05/ 122.06	-139.63/ 262.63	49.77/ 325.23	290.53/ 355.01	-107.24/ 272.24
4	V_GWQMN.gw	0.1/ 1.4	1.48/ 2.15	0.94/ 2.96	44.59/ 140.41	121.19/ 156.32	-0.65/ 1.15
5	R_SOL_AWC(..).sol				-0.57/ 0.33	0.51/ 0.66	0.08/ 0.71
6	R_ESCO.bsn				-1.3/ -0.45	0.45/ 0.67	0.25/ 0.8
7	V_GW_REVAP.gw					0.16/ 0.21	
8	V_REVAPMN.gw					17.94/ 159.06	

Ver en la Tabla 3 la descripción del parámetro representado con el acrónimo.

Resultados

El cambio de uso de suelo

La superficie de la subcuenca TES cubierta por bosques templados aumentó de 16 % en 1986 a 26 % en 2003 y luego declinó nuevamente en 2018 (Figura 2, gráfica de áreas TES). Por su parte, las selvas mostraron una pérdida de 50 % de su extensión de 1986 a 2018, con un marcado declive en 2003 y posteriormente una recuperación en los siguientes 15 años. Las áreas ocupadas por chaparral y matorral rosetófilo fueron inferiores al 0.25 % en todos los escenarios.

Las variaciones de las coberturas vegetales naturales están relacionadas directamente con variaciones en las prácticas productivas. La recuperación de los bosques templados se debió sobre todo al abandono de la agricultura de temporal en las partes altas entre 1986 y 2003, mientras que el declive en el periodo de 2003 a 2018 indica prácticas humanas que propician la deforestación. A su vez, la reducción de la extensión de la selva en las partes bajas ocurrió por el desmonte

realizado para la expansión de las áreas de pastizal (con fines pecuarios), que llegaron a ocupar la mitad de la subcuenca en 2003. En los años subsecuentes, el abandono de los pastizales redujo su extensión hasta ocupar solo el 30 % de la cuenca, permitiendo la recuperación de la vegetación secundaria de las selvas en esos espacios. De 1986 a 2003, las áreas agrícolas se redujeron de modo paulatino de 12 % a menos del 1 % del área; luego se ampliaron hasta ocupar el 20 % de la subcuenca en 2018.

La subcuenca San Juan es la más meridional y de menor altitud (< 1 000 msnm) de manera que las áreas cubiertas con bosques templados son menores (< 5 %, excepto en 2003 y 2011) que en TES (Figura 2, gráfica de áreas SJN). Por el contrario, las selvas húmedas llegaron a cubrir el 55 % del área en 1993, seguida por un proceso de degradación que redujo esta extensión a una cuarta parte en 2003 y una fase de recuperación en las últimas dos décadas. En todos los escenarios, el chaparral representó menos del 0.05 % del área (> 400 ha).

De manera semejante a TES, el área perdida por bosques y selvas de 1986 a 2003 fue ganada por los pastizales que llegaron a cubrir el 68 % de la subcuenca en 2003 y reducida después a 39 %. Por su parte, las áreas agrícolas han incrementado el área ocupada de 10 % en 1986 a 25 % en 2018, con el punto más bajo alcanzado en 2003. Sin embargo, como se discute más adelante en relación con la calidad de los datos de entrada (ver sección Las fuentes de incertidumbre y los alcances de las

modelaciones), los cambios drásticos registrados en 2003 respecto al escenario previo (1998) y posterior (2011) sugieren la necesidad de verificar los resultados obtenidos para ese año con un set de imágenes diferente.

La modelación hidrológica

Los resultados que se presentan en esta sección y en la siguiente son producto de la parametrización de los modelos con el mejor ajuste obtenido según los estadísticos de eficiencia. En la Tabla 4 (TES) y la Tabla 5 (SJM) se muestran los rangos de incertidumbre iniciales dados por defecto por el modelo en referencia a los cuales se ajustaron los valores finales de cada parámetro para cada subcuenca.

Las gráficas con los datos de caudal parametrizados con el mejor ajuste y los intervalos de predicción para cada periodo se presentan en la Figura 4 y la Figura 5, junto con los respectivos estadísticos de eficiencia e incertidumbre.

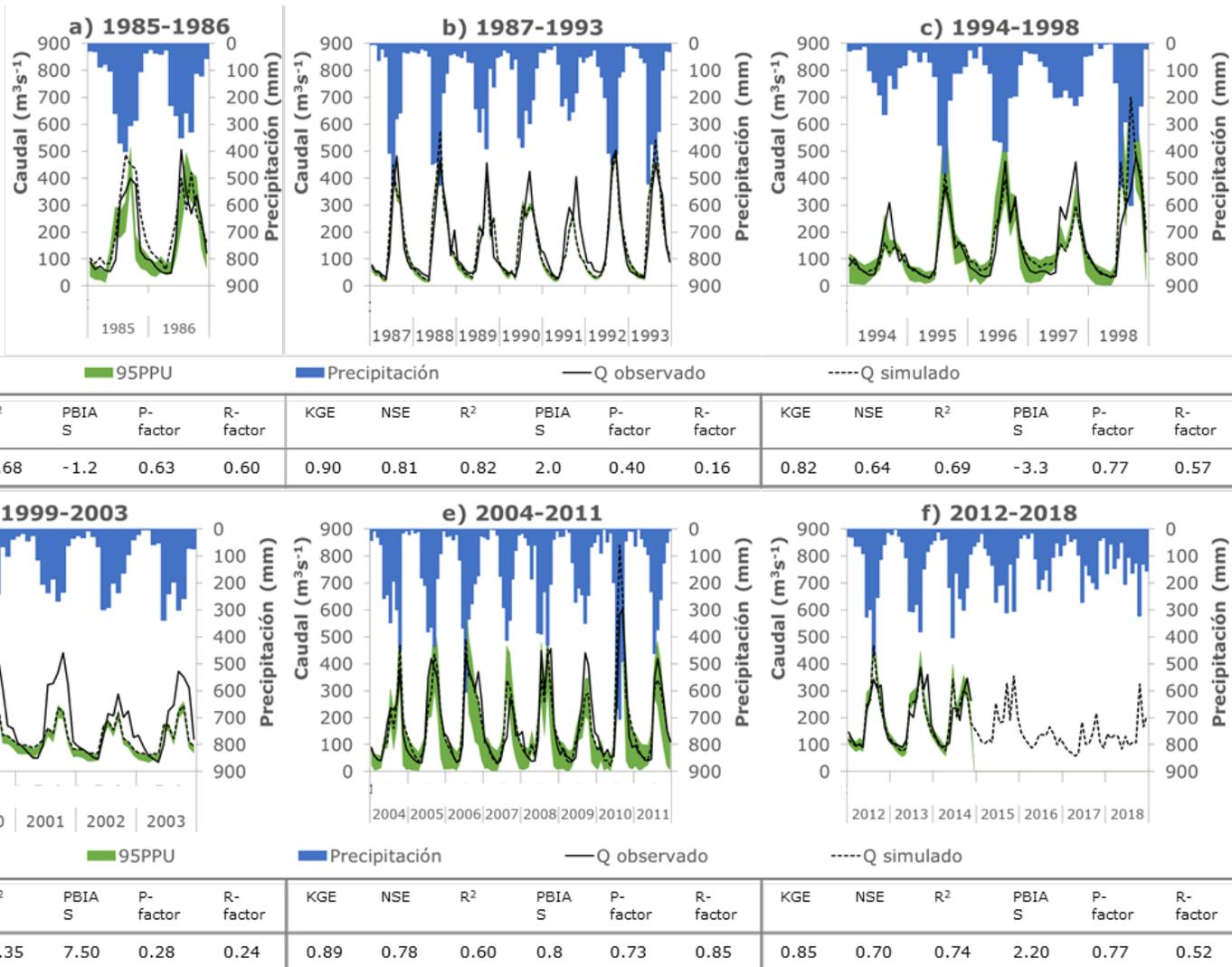
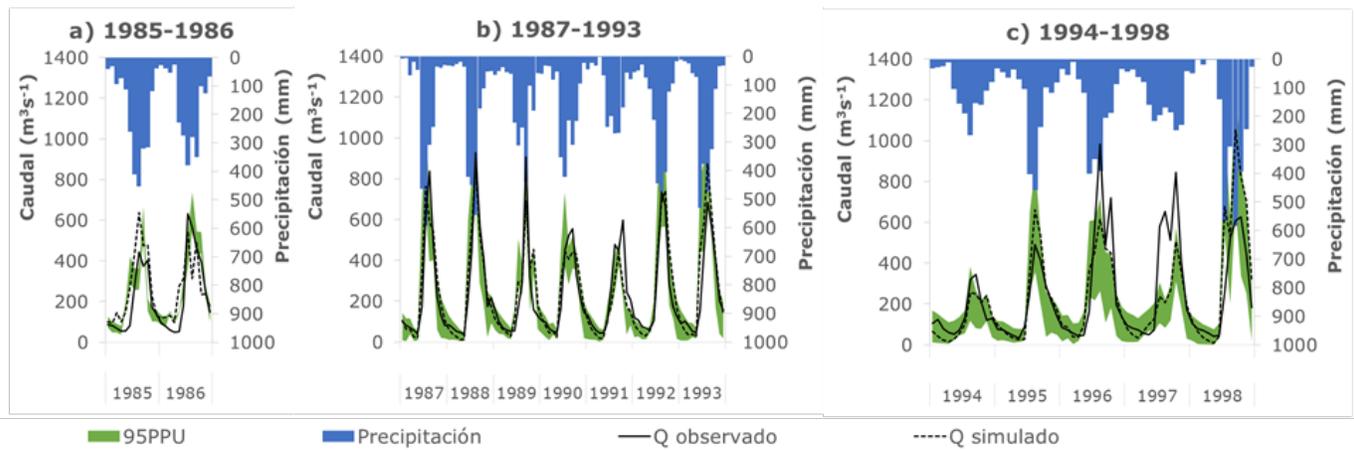
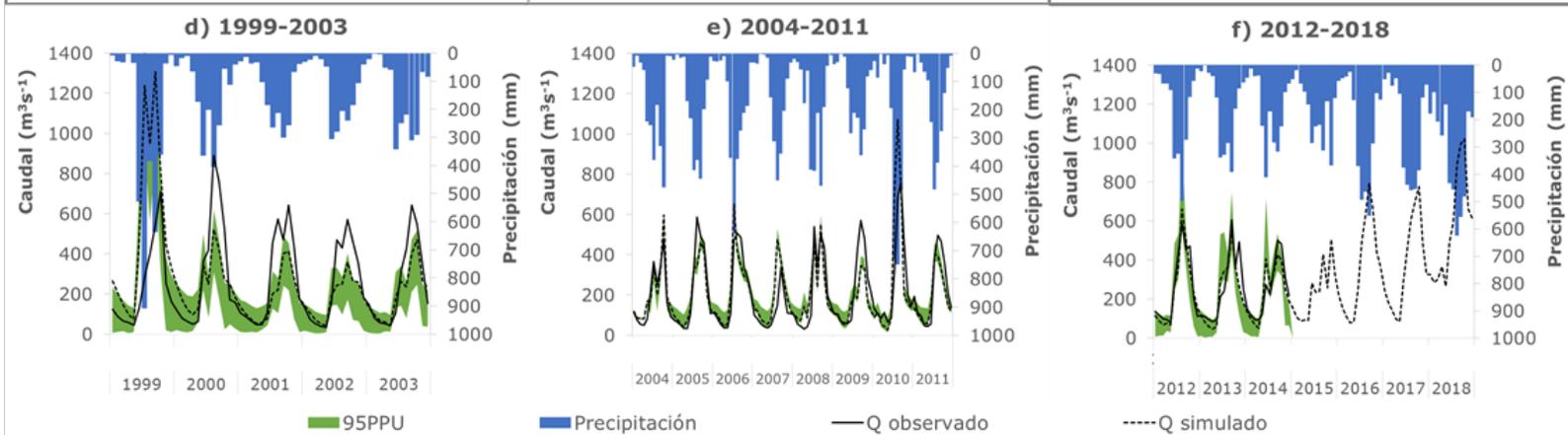


Figura 4. Modelación del caudal de 1986-2014 (calibrado) y de 2015-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Garro” de la subcuenca

Tesechoacán (TES). Cada gráfica (inciso) corresponde a un periodo modelado (ver Tabla 2).



KGE	NSE	R ²	PBIA S	P-factor	R-factor	KGE	NSE	R ²	PBIA S	P-factor	R-factor	KGE	NSE	R ²	PBIA S	P-factor	R-factor
0.79	0.62	0.65	-8.3	0.54	0.43	0.90	0.81	0.83	-2.7	0.82	0.72	0.78	0.57	0.62	3.40	0.72	0.65



KGE	NSE	R ²	PBIA S	P-factor	R-factor	KGE	NSE	R ²	PBIA S	P-factor	R-factor	KGE	NSE	R ²	PBIA S	P-factor	R-factor
0.54	-0.02	0.32	-3.50	0.52	0.42	0.84	0.67	0.70	1.0	0.57	0.39	0.89	0.83	0.85	6.7	0.75	0.76



Figura 5. Modelación del caudal de 1986-2014 (calibrado) y 2015-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Cuatotolapan” de la subcuenca San Juan (SJN). Cada gráfica (inciso) corresponde a un periodo modelado (ver Tabla 2).

Independientemente de los cambios de vegetación y uso de suelo entre los diferentes escenarios por subcuenca, los mismos seis parámetros presentaron el mejor ajuste en TES (Tabla 4).

El porcentaje de sesgo indica que los resultados son buenos cuando se encuentran en el rango de $\pm 15 \%$ (Moriasi *et al.*, 2007). Abbaspour (2015) sugiere que, en la calibración de descargas, los valores de *P*-factor $> 70 \%$ se consideran óptimos. El mismo autor señala que el valor de *R*-factor debe ser menor a 1.5 y para esta subcuenca todos los periodos presentaron valores entre 0.31 y 0.58.

TES presenta valores de eficiencia en todos los periodos calibrados entre 0.64 y 0.90, excepto en el periodo 1999-2003 ($KGE = 0.58$, $NSE = 0.14$, $R^2 = 0.35$) (Figura 4). El bajo desempeño del periodo 1999-2003 se verifica en el bajo valor *P*-factor = 0.28, el coeficiente de sesgo comparativamente alto ($PBIAS = 7.5$), así como de manera visual (Figura 4 inciso d). Los estadísticos de incertidumbre confirman el ajuste satisfactorio en los periodos 1994-1998, 2004-2011 y 2012-2018 (valores de *P*-factor mayores a 70 % en los tres casos) e indican que el periodo 1985-1986 queda ligeramente por debajo del umbral de buen desempeño

(P -factor = 0.63). El primero y tercer periodos sobreestiman ligeramente; el resto de los periodos presenta una ligera subestimación. A pesar de que el periodo de los datos simulados de 1987-1993 presentó los mejores valores de KGE, NSE y R^2 (> 0.80), apenas el 40 % de los datos observados en 1987-1993 coinciden con el intervalo 95PPU (Figura 4 inciso b).

En SJN, la escorrentía superficial y el agua subterránea, con 1 (R_CN2.mgt) y 3 (V_ALPHA_BF.gw, V_GW_DELAY.gw, V_GWQMN.gw) parámetros, respectivamente, explicaron el comportamiento del rendimiento hídrico de 1986 a 1998; mientras que de 2003 a 2018, el agua del suelo (R_SOL_AWC(..).sol) y la evapotranspiración potencial y real tuvieron mayor relevancia (Tabla 5).

De manera semejante a TES, en SJN (Figura 5), el periodo 1999-2003 presenta los valores de eficiencia más bajos (< 0.54). Por el contrario, los periodos 1987-1993, 1994-1998 y 2012-2018 mostraron los mejores valores de desempeño tanto en los estadísticos KGE (0.90, 0.78, 0.89, respectivamente), NSE (0.81, 0.57 y 0.83, respectivamente) y R^2 (0.83, 0.62 y 0.85, respectivamente) como en los factores de incertidumbre P -factor (0.82, 0.72, 0.75, respectivamente) y R -factor (0.72, 0.72, 0.75, respectivamente). Si bien los periodos 1985-1986 y 2004-2011 presentan buenos ajustes, el factor P indica un nivel de error mayor con valores de 0.54 y 0.57, respectivamente.

La modelación de la erosión potencial

Los valores de erosión potencial estimados en esta sección corresponden a los promedios multianuales de los seis periodos de caudal modelados. La erosión hídrica media por escenario por subcuenca oscila en el rango de 69 a 158 $\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en la subcuenca Tesechoacán, y entre 57 y 162 $\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en San Juan (Tabla 6). De acuerdo con estas cifras, el volumen erosionado en Tesechoacán ha disminuido a 44 % del volumen estimado en 1986 y en San Juan a 38 % de la estimación inicial.

Tabla 6. Erosión hídrica promedio multianual ($\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) por periodo por subcuenca.

Subcuenca	Erosión hídrica media multianual (ton ha ⁻¹ año ⁻¹)					
	Periodo					
	1985-1986	1987-1993	1994-1998	1999-2003	2004-2011	2012-2018
Tesechoacán	158.4	73.83	108.36	81.1	80.46	69.17
San Juan	162.28	67.17	73.86	100.42	56.77	61.98

En la Figura 6 se presenta la distribución espacial del potencial erosivo de las HRUs por subcuenca clasificado en cuatro categorías de erosión: ninguna a ligera, moderada, alta y muy alta (FAO, 1980). En TES, la mayor erosión, especialmente notable en 1986, se produjo en la zona alta de la subcuenca donde se concentran los bosques templados sobre pendientes pronunciadas, seguida de la cuenca media con erosión moderada a alta, mientras que la parte baja reportó volúmenes de ligeros a moderados en todos los escenarios. En la subcuenca SJN, por su parte, las zonas de mayor erosión se localizan también en los terrenos de mayor elevación, aunque durante los diferentes periodos se observan pequeñas áreas con erosión muy alta en las zonas media y baja. En esta subcuenca se observa una reducción del área afectada por niveles más severos de erosión hídrica.

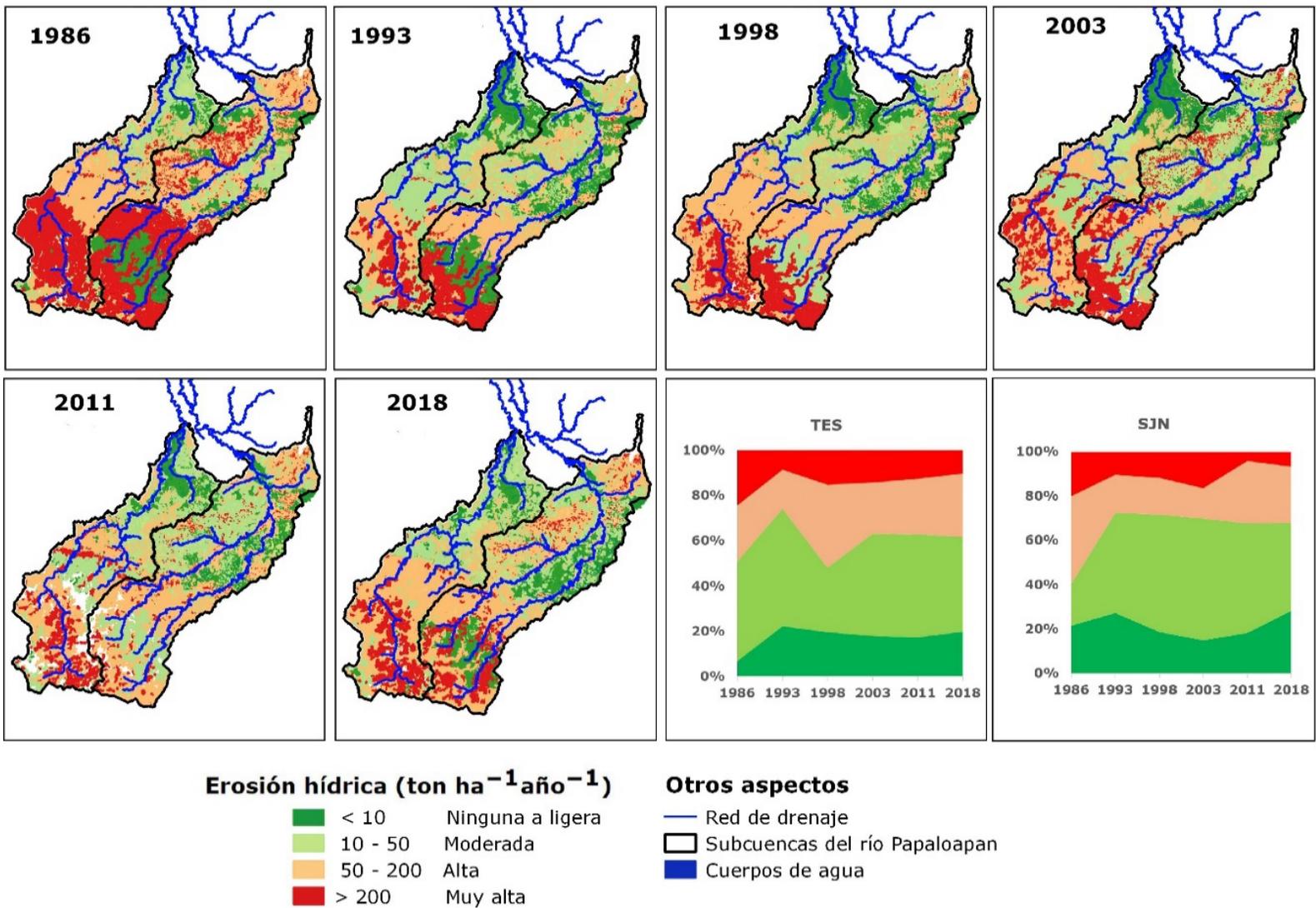


Figura 6. Distribución del potencial erosivo por subcuenca conforme a la clasificación de FAO (1980).

En términos porcentuales (Figura 6, gráfica de áreas TES), más del 50 % de la cuenca TES presenta erosión moderada durante todos los escenarios, excepto 1986 y 1998, cuando se incrementó el área con erosión alta. Las áreas con erosión ligera y muy alta representaron, cada una, menos del 20 % de cada escenario, en promedio. En la subcuenca SJN (Figura 6, gráfica de áreas SJN), entre 40 y 55 % del área reportó niveles de erosión entre 10 y 50 ton ha⁻¹ año⁻¹, excepto en 1986; todos los otros niveles se mantuvieron, en su mayoría, por debajo del 20 %.

Discusión

La variabilidad de la precipitación y los caudales observados

Para el periodo de 1986-2018, la precipitación media fue de 1 795 mm en TES y 2 250 mm en SJN. Ambas subcuencas registraron los menores niveles de precipitación en el periodo 1994-1998, con hasta 450 mm



menos (en SJN) que el promedio mencionado, coincidiendo con uno de los periodos (1997-1998) en que el fenómeno meteorológico El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) tuvo mayor impacto en el territorio nacional (Escobar-Briones, Bonilla, Badán, Caballero, & Winckell, 2001). Esta disminución se observó en reducciones de entre 5 y 10 % del caudal promedio del periodo 1994-1998 en las dos subcuencas respecto a los demás periodos. En contraste, la precipitación del periodo 2012-2018 en SJN superó en más del 50 % la media de los 34 años analizados con máximos mensuales atípicos por encima de 500 mm en las épocas de lluvias de 2017 y 2018 (Conagua, 2018).

El caudal promedio observado para los seis periodos evaluados osciló entre 151 y 196 m³ s⁻¹ en TES, y entre 208 y 251 m³ s⁻¹ en SJN. Esta variabilidad en cada cuenca es explicada en dos escalas temporales. Primero, la estacionalidad de la precipitación anual se refleja en la amplitud de los rangos mensuales de los valores de caudales observados y simulados para cada periodo evaluado por subcuenca (Figura 4 y Figura 5). Segundo, la influencia de ENOS es responsable por reducciones de alrededor del 10 % de la lluvia en verano e incrementos cercanos al 20 % en la precipitación invernal en los años 1986-1987, 1991-1992, 1994, 1997-1998 y 2002 (Magaña, Pérez, & Conde, 1998; Magaña, Vázquez, Pérez, & Pérez, 2003).

El cambio de uso de suelo y la producción de sedimentos

De 1986 a 1993, TES y SJN mostraron una reducción de más del 50 % del volumen de erosión producida (Tabla 6), atribuible al incremento de la cobertura de bosques y selvas (Figura 2).

En el periodo de 1998 se observa un aumento en el área con mayor severidad de erosión —de moderada ($10 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) a alta ($10\text{-}50 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)— en la zona media de la subcuenca TES (Figura 6). Esta agudización se relaciona principalmente con el avance de los pastizales, que si bien siguieron ampliándose hasta 2003 (Figura 2), ya no reflejaron el aumento en la erosión promedio de ese periodo. Por el contrario, en el escenario 2003, se observa en TES una reducción del área afectada por erosión alta y en una producción de sedimentos 25 % menor respecto al periodo anterior (Tabla 6). Esta disminución posiblemente está asociada con la reducción de la extensión agrícola en favor de la recuperación forestal, en particular en la cuenca alta, de manera semejante a lo encontrado por Muñoz-Villers y López-Blanco (2008) en La Antigua,

cuenca de la misma región hidrológica, en el mismo periodo. No obstante, el escenario de vegetación y uso de suelo de 2003 presentó los cambios más drásticos en vegetación primaria en favor de los pastizales (Figura 2). En SJN también es marcada la expansión de los pastizales, especialmente en las selvas húmedas, y este cambio se tradujo en un incremento de la erosión en 2003 de alrededor de 35 % respecto al periodo anterior (Tabla 6).

En el periodo de 2004 a 2018, TES y SJN mostraron menores volúmenes de erosión, posiblemente relacionados con la rápida recuperación típica de la vegetación tropical en las zonas alta y media (Figura 4), pero también se expande el área agrícola en forma de parches a lo largo de las dos subcuencas (Figura 2).

Se observan ciclos de sustitución de vegetación primaria por áreas de uso agrícola y/o pecuario que pueden ser temporalmente abandonadas a la regeneración natural y luego reabiertas para el pastoreo o la agricultura (Alavez-Vargas *et al.*, 2021).

En este estudio ha sido posible relacionar los cambios en la producción de sedimentos con la cobertura solo cuando la cobertura vegetal es modificada en áreas extensas de baja pendiente, como el incremento de pastizales en las zonas bajas o cuando sucede en las zonas escarpadas de las cabeceras de cuenca, como la deforestación para uso agrícola. Un estudio en la cuenca La Antigua documentó, en efecto, mayor

producción de sedimentos en pastizales respecto a las áreas forestales (Martínez *et al.*, 2009).

En estos casos de estudio se encontró que la topografía del Papaloapan está dominada por áreas con pendientes inferiores a 15 %, de manera que mientras las cabeceras pueden alcanzar pendientes fuertes a más de 2 000 msnm, más de la mitad del paisaje de cada subcuenca consiste en amplias planicies aluviales que funcionan como zonas de depósito de los sedimentos (Verstraeten *et al.*, 2009; Wohl *et al.*, 2012). Es decir, que con independencia de su fuente, los sedimentos producidos no llegan a exportarse fuera de la subcuenca, pues no se observaron tendencias estadísticamente significativas en el volumen de sedimentos transportados en el cauce entre 1986 y 1998 (Alavez-Vargas *et al.*, 2021). De manera semejante, el metaanálisis realizado por Guzha *et al.* (2018) en el trópico africano reveló bajas correlaciones entre la cobertura forestal y la escorrentía, por lo que enfatiza la necesidad de mejorar los programas de monitoreo de cuencas a largo plazo para aumentar la comprensión de las respuestas hidrológicas.

La erosión potencial y la escasez de mediciones



La producción anual de sedimentos estimada con la MUSLE utiliza la escorrentía como factor de energía de desprendimiento y transporte de las partículas en sustitución del factor de erosividad de la precipitación de la USLE (Williams & Berndt, 1977). Por esta razón, la disponibilidad de datos observados para la calibración es fundamental, pues el ajuste del caudal implica automáticamente un ajuste a la erosión estimada y su omisión puede llevar a sub o sobreestimaciones significativas.

La falta de registros históricos de mediciones de erosión se preveía como una restricción a los alcances de este estudio, pues limitaría la validación de las estimaciones. Por lo tanto, se procedió como sigue. Para el último periodo simulado, de 2012 a 2018, se encuentra disponible la cartografía de erosión de suelos de México (INEGI, 2014), elaborada mediante diferentes técnicas de análisis de imágenes satelitales, así como con información de perfiles de suelo y que presenta cuatro categorías de erosión basadas en los atributos de los suelos observados (Bolaños-González *et al.*, 2016). Bajo los criterios de tal información, en TES, la mayoría de las áreas erosionadas se clasificaron de grado leve y moderado, presentando mayor extensión en las zonas medias y bajas, donde sus zonas de erosión "fuerte" (exposición del lecho rocoso en 50-90 % del polígono de erosión) coinciden con nuestros resultados de erosión alta (50-200 ton ha⁻¹ año⁻¹).

En SJN, los polígonos de erosión moderada se concentran en las zonas altas y bajas en las mismas áreas que clasificamos como de erosión muy alta ($>200 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Dicha comparación está limitada por la ausencia de unidades volumétricas en la cartografía referida, sin embargo, la cartografía de Borrelli *et al.* (2017) estimada a una resolución espacial de 250 m identifica numerosos puntos de erosión hídrica superior a las $20 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en nuestra área de estudio. En contraste, el estudio de Montes-León *et al.* (2011) clasifica la mayor parte de la cuenca del Papaloapan (y, por lo tanto, de las dos subcuencas aquí estudiadas) en categorías de erosión por encima de las $50 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

La divergencia entre las estimaciones de los estudios mencionados junto con el alto nivel de erosión diagnosticado en el país, referido al inicio de este documento, ratifican la importancia de tener información de campo para dimensionar mejor no solo el estado actual de los suelos y la cobertura vegetal de las cuencas sino también los alcances de los resultados de estudios como el presente. De manera similar, Tan *et al.* (2019) concluyen de su metaanálisis en el sureste asiático la urgencia de dirigir los esfuerzos a la generación de datos en campo de buena calidad, fundamentales para fines de modelación y predicción.

Las fuentes de incertidumbre y los alcances de las modelaciones

El *software* SWATCUP se desarrolló como una herramienta de calibración para SWAT, con el objetivo de sistematizar, a través de cinco algoritmos posibles, los análisis de sensibilidad e incertidumbre y la parametrización involucrados en el proceso de calibración, dada la gran cantidad de parámetros incluidos en cada modelación de SWAT (Abbaspour, 2015).

En una comparación entre los métodos de calibración de SWATCUP realizada en el río Ganges, India, Shivhare, Dikshit y Dwivedi (2018) documentaron un mejor desempeño de SUFI-2 respecto a GLUE o ParaSol, respaldando su amplia utilización (Abbaspour *et al.*, 2015; Arnold *et al.*, 2012; Chotpantarat & Boonkaewwan, 2018). En esta investigación, la selección del grupo de parámetros óptimo para la calibración se hizo a partir de las recomendaciones iniciales del algoritmo de calibración y del análisis de sensibilidad, así como de la guía de trabajos previos (Abbaspour *et al.*, 2015; Arnold *et al.*, 2012). El grupo de parámetros óptimo para cada modelación incluyó lo siguiente: un parámetro de escorrentía superficial, tres de agua subterránea, uno de agua del suelo, y de 1 a 3 de evapotranspiración potencial y real (Tabla 3, Tabla 4 y Tabla 5), mismos que han sido usados para la calibración hidrológica en otros

estudios recientes tanto a escala regional en Tailandia (Chotpantararat & Boonkaewwan, 2018) como a escala continental en Europa (Abbaspour *et al.*, 2015) con buenos resultados. Tan *et al.* (2019) observaron buenos niveles de desempeño de SWAT en la simulación de caudales en regiones tropicales a partir del análisis de 126 estudios del sureste asiático.

De acuerdo con Moriasi *et al.* (Moriasi *et al.*, 2007; Moriasi, Gitau, Pai, & Daggupati, 2015) los valores de eficiencia de $NSE > 0.50$ y $PBIAS \pm 15 \%$ pueden considerarse satisfactorios en el desempeño de las modelaciones de caudal mensual. Bajo estos criterios, los 12 periodos evaluados presentaron porcentajes de sesgo bastante buenos (entre -8.3 y 7.5) mientras de acuerdo con el criterio de eficiencia de Nash-Sutcliffe, 6 de 10 periodos calibrados fueron satisfactorios, siendo la excepción el periodo 1999-2003 en las dos subcuencas, como puede observarse en la Figura 4, inciso d, y Figura 5, inciso d. Tan importante como que el valor de la función objetivo Kling-Gupta se acerque a 1 es que el error de los modelos tienda a 0, es decir, que el mayor porcentaje de los datos observados se sitúe en el intervalo de predicción (95PPU) más estrecho ($R\text{-factor} \rightarrow 0$) de la mejor parametrización ($P\text{-factor} \rightarrow 1$).

Con esta combinación de criterios, las mejores simulaciones de este estudio alcanzaron de forma simultánea valores de KGE y $P\text{-factor}$ superiores a 0.70, y corresponden a los periodos calibrados de 1994-1998, 2004-2011 y 2012-2018 en TES (Figura 4, incisos c, d y e), y 1987-1993, 1994-1998 y 2012-2018 en SJN (Figura 5, incisos b, c, e). En un

rango inferior se observa el desempeño de la simulación de 1986-1993 en TES con P -factor = 0.63 (Figura 4 inciso b), mientras que las simulaciones restantes presentan errores mayores al 40 %. Tal como documentaron Tan *et al.* (2019), los estudios realizados en zonas tropicales en condiciones de escasez de datos con frecuencia omiten la descripción de sus métricas de error y éstas son importantes para realizar una evaluación más rigurosa de los resultados obtenidos, incluso si evidencian, como en este estudio, anomalías importantes sobre las cuales prestar atención en estudios subsecuentes.

Abbaspour *et al.* (Abbaspour *et al.*, 2007; Abbaspour *et al.*, 2015) mencionan cuatro fuentes de incertidumbre en las modelaciones: 1) la simplificación conceptual; 2) los procesos no simulados por el modelo; 3) los procesos simulados por el modelo, pero desconocidos por el modelador o no modelables por falta de datos, y 4) la calidad de los datos de entrada. En esta investigación influyeron en especial los puntos 3 y 4.

En lo que respecta a la estimación de la erosión hídrica, se decidió asumir *a priori* la ausencia de prácticas de conservación (factor $P_{USLE} = 1$ de la MUSLE) a falta de registros históricos. En cuanto a la calidad de los datos, el drástico cambio en la vegetación del escenario 2003 en comparación con el previo (1998) y el posterior (2011), al igual que el bajo desempeño de las simulaciones hidrológicas de 1999-2003 en las dos subcuencas sugieren la necesidad de reanalizar ese escenario con un set de imágenes diferente. Posiblemente la irregularidad de los intervalos

entre los escenarios de cobertura y uso de suelo evaluados haya desempeñado una fuente de incertidumbre para el modelo.

La capacidad de los modelos para reconstruir trayectorias de cambio hidrológico tiene como principal limitación la existencia (o no) de datos históricos observados para validar los escenarios generados; no obstante, estos continúan siendo herramientas útiles para establecer líneas base (Arheimer & Lindström, 2019) y, en estos casos, la comparación con estimaciones de otros modelos puede utilizarse como estrategia de validación de los resultados (Borrelli *et al.*, 2017) y de delimitación de los alcances.

Conclusiones

Se estudió la respuesta de la erosión potencial en dos subcuencas hidrológicas tropicales de mediana escala respecto a los cambios de uso de suelo. La herramienta para llevar a cabo dicha cuantificación fue el modelo hidrológico semidistribuido Soil and Water Assessment Tool (SWAT).



De los 12 periodos simulados, dos fueron invalidados por anomalías en el escenario de uso de suelo. Basados en la evaluación combinada de tres estadísticos de eficiencia y dos de incertidumbre, de los 10 periodos calibrados restantes, seis mostraron buenos ajustes en la simulación hidrológica con $KGE > 0.70$ y $P\text{-factor} > 0.70$. De acuerdo con las estimaciones realizadas, se observó una reducción de los volúmenes de erosión hídrica a medio plazo.

La calidad de los resultados se evaluó a través del uso combinado de tres estadísticos de eficiencia y dos medidas de la incertidumbre. Al usar modelos hidrológicos para la investigación y el soporte a la toma de decisiones de política pública se recomienda a los profesionales y académicos la selección de una combinación de estadísticos equivalente a la empleada en este estudio, con el fin de verificar de manera conjunta y con mayor rigor la confiabilidad de las modelaciones.

La comparación de los volúmenes de erosión potencial estimada respecto a los resultados obtenidos por otros estudios en la misma área de estudio, pero con métodos y escalas diferentes, permite validar los resultados y acotar los alcances.

Asimismo, la heterogeneidad observada entre los estudios revisados y el alto nivel de erosión diagnosticado en el país permite argumentar en favor de la necesidad de generar estándares y criterios para la producción de datos de buena calidad para la investigación y gestión de la erosión en el territorio nacional.

En países como México, con monitoreo limitado, la estimación de las variables de interés a partir de datos físicos, climáticos y humanos, así como la disponibilidad de bases de datos de remuestreo, ha popularizado el uso de SWAT. Las funcionalidades de esta herramienta son valiosas para prospectar cuencas no aforadas o cronosecuencias de interés, sin embargo sus aplicaciones para fines de investigación o gestión deben estar sustentadas tanto con métricas de error como con estadísticos de eficiencia que dimensionen con claridad los alcances, limitaciones y anomalías de los resultados obtenidos.

Los modelos de base física son herramientas de utilidad en las regiones tropicales con escasez de datos históricos para estimar el comportamiento de las dinámicas hidrológicas y edafológicas, pero dados los niveles de incertidumbre encontrados en este trabajo, se considera que no pueden suplir de manera permanente las funciones de una red de monitoreo de erosión a escala de cuenca.

Agradecimientos

Este estudio fue realizado en el ámbito de la tesis doctoral de la primera autora en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, con financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y el proyecto DGAPA-UNAM IA104918 del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (II-UNAM).



Referencias

- Abbaspour, K. C. (2005). Calibration of hydrologic models: When is a model calibrated? In: Zenger, A., & Argent, R. M. (eds.). *MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand* (pp. 2449-12455). Melbourne, Australia.
- Abbaspour, K. C., Johnson, C. A., & van Genuchten, M. T. (2004). Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal*, 3(4), 1340-1352. Recuperado de <https://doi.org/10.2136/vzj2004.1340>
- Abbaspour, K. C., Vaghefi, S., & Srinivasan, R. (2017). A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: A review of papers from the 2016 International SWAT Conference. *Water*, 10(1), 6. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w10010006>
- Abbaspour, K. C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., & Kløve, B. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, 524, 733-752. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2015.03.027>

- Abbaspour, K. C. (2015). *SWAT-CUP: SWAT calibration and uncertainty programs. A user manual* (100 p.). Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag.
- Abbaspour, K. C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., & Srinivasan, R. (2007). Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333(2-4), 413-430. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2006.09.014>
- Alatorre, L. C., & Beguería, S. (2009). Los modelos de erosión: una revisión. *Revista C&G*, 23(1-2), 29-48.
- Alavez-Vargas, M., Birkel, C., Corona, A., & Breña-Naranjo, J. A. (2021). Land cover change induced sediment transport behaviour in a large tropical Mexican catchment. *Hydrological Sciences Journal*, 66(6), 1069-1082. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1903472>
- Arheimer, B., & Lindström, G. (2019). Detecting changes in river flow caused by wildfires, storms, urbanization, regulation and climate across Sweden. *Water Resources Research*, 55(11), 8990-9005. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2019wr024759>
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2011). *Soil and water assessment tool. Input/output file documentation* (Issue December). San Antonio, USA: Texas A&M University System.

- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Griensven, A. van, Liew, M. W., Kannan, N., & Jha, M. K. (2012). SWAT: model use, calibration and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491-1508.
- Beaudoin, H., & Rodell, M. (2015). *GLDAS Noah Land Surface Model L4 3 hourly 0.25 x 0.25 degree V2.0*. GES DISC. Recuperado de <https://doi.org/10.5067/3420HQM9AK6Q>
- Beaudoin, H., & Rodell, M. (2016). *GLDAS Noah Land Surface Model L4 3 hourly 0.25 x 0.25 degree V2.1*. Greenbelt, Maryland, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), Recuperado de https://disc.gsfc.nasa.gov/datasets/GLDAS_NOAH025_3H_2.1/summary
- Bello, J., Gómez, L., Magaña, V., Graizbord, B., & Rodríguez, P. H. (2009). Sitio piloto río Papaloapan-Laguna de Alvarado. En: Buenfil-Friedman, J. (ed.). *Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México*. (pp. 435-456). México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología.
- Beven, K. (2012). *Rainfall-runoff modelling: the primer*. Noida, India: Wiley-Blackwell.

- Blackman, A., Goff, L., & Rivera-Planter, M. (2018). Does eco-certification stem tropical deforestation? Forest Stewardship Council certification in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management*, 89(C), 306-333. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.04.005>
- Bolaños-González, M. A., Paz-Pellat, F., Cruz-Gaistardo, C. O., Argumedo-Espinoza, J. A., Romero-Benítez, V. M., & De-la-Cruz-Cabrera, J. C. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *TERRA Latinoamericana*, 34(3), 271-288.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Oost, K. Van, Montanarella, L., & Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 8(1), 2013. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- Cardoza-Vázquez, R., Cuevas-Flores, L., García-Carreón, J. S., Guerrero-Herrera, J. A., Gonzalez-Olarte, J. C., Hernández-Méndez, H., Lira-Quintero, M. de L., Nieves-Frausto, J. L., Tejeda-Sartorius, D., & Vázquez-Martinez, C. M. (2007). *Protección, restauración y conservación de suelos forestales. Manual de obras y prácticas*. Comisión Nacional Forestal, y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Carvalho, L. M. V. (2019). Assessing precipitation trends in the Americas with historical data: A review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, e627. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/wcc.627>
- Chotpantararat, S., & Boonkaewwan, S. (2018). Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand. *Hydrological Sciences Journal*, 63(9), 1386-1407. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1506128>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2017). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. Recuperado de <https://www.imta.gob.mx/bandas>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (octubre, 2018). *Reporte del clima en México*, 8(10), 43.
- Couto, A. A., Da-Conceição, F. T., Fernandes, A. M., Spatti, E. P., Lupinacci, C. M., & Moruzzi, R. B. (2019). Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). *Catena*, 172 (December 2017), 313-323. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.001>
- Delmas, M., Cerdan, O., Cheviron, B., & Mouchel, J. M. (2011). River basin sediment flux assessments. *Hydrological Processes*, 25(10), 1587-1596. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/hyp.7920>

Dile, Y., Srinivasan, R., & George, C. (2019). *QGIS Interface for SWAT (QSWAT) version 1.8* (p. 98). Recuperado de https://swat.tamu.edu/media/116371/qswat-manual_v19.pdf

Douglas-Mankin, K. R., Srinivasan, R., & Arnold, J. G. (2010). Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: Current developments and applications. *Transactions of the ASABE*, 53(5), 1423-1431.

Escobar-Briones, E., Bonilla, M., Badán, A., Caballero, Ma., & Winckell, A. (2001). *Los efectos del fenómeno El Niño en México 1997-1998*. México, DF, México: Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

Fakhri, M., Dkohaki, H., Eslamian, S., Fazeli-Farzani, I., & Reza-Farzaneh, M. (2014). Flow and sediment transport modeling in rivers. In: Eslamian, S. (ed.). *Handbook of engineering hydrology. Modeling, climate change and variability* (pp. 233-275). Boca Raton, USA: CRC Press.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2009). *Guía para la descripción de suelos*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011). *Situación de los bosques del mundo*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

FAO & ITPS, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura & Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS). (2015). *The status of the world's soil resources. Main report*. Recuperado de <https://www.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf>

García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (5th ed.). México, DF, México: Instituto de Geografía- Universidad Nacional Autónoma de México.

Goodchild, M. F. (1996). *Environmental modelling with GIS*. Oxford, UK: Oxford University Press.

Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martínez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1-2), 80-91. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>

Guzha, A. C., Rufino, M. C., Okoth, S., Jacobs, S., & Nóbrega, R. L. B. (2018). Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 15(November 2017), 49-67. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>

Hargreaves, G. L., Hargreaves, G. H., & Riley, J. P. (1985). Agricultural benefits for Senegal river basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 111(2), 113-124. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1985\)111:2\(113\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1985)111:2(113))

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2007). *Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250000 serie II (Continuo Nacional)*. INEGI.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Red hidrográfica escala 1:50 000*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2013). *Conjunto de datos de perfiles de suelo escala 1:250000 serie II (Continuo Nacional)*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Carta de erosión de suelo. Escala 1: 250 000. Serie I*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Jajarmizadeh, M., Harun, S., & Salarpour, M. (2012). A review on theoretical consideration and types of models in Hydrology. *Journal of Environmental Science and Technology*, 5(5), 249-261. Recuperado de <https://doi.org/10.3923/jest.2012.249.261>

- Jarvis, A., Reuter, H. I., Nelson, A., & Guevara, E. (2008). *Hole-filled SRTM for the globe: Version 4: data grid, CGIAR-CSI SRTM 90m Database*. CGIAR Consortium for Spatial Information. Recuperado de <http://srtm.csi.cgiar.org/>
- Jørgensen, S. E., & Fath, B. D. (2011). *Fundamentals of ecological modelling: Applications in environmental management and research* (4th ed.). USA: Elsevier. Recuperado de <https://www.amazon.com/Fundamentals-Ecological-Modelling-Applications-Environmental/dp/0444535675?asin=0444535675&revisionId=&format=4&depth=1>
- Li, B., Beaudoin, H., & Rodell, M. (2018). *GLDAS catchment land surface model L4 daily 0.25 x 0.25 degree V2.0*. GES DISC. Recuperado de <https://doi.org/10.5067/LYHA9088MFWQ>
- Liu, J., Zhang, C., Kou, L., & Zhou, Q. (2017). Effects of climate and land use changes on water resources in the Taoer River. *Advances in Meteorology*, 2017, 1-13. Recuperado de <https://doi.org/10.1155/2017/1031854>
- Magaña, V., Pérez, J., & Conde, C. (1998). El fenómeno del El Niño y la oscilación del sur. Sus impactos en México. *Ciencias*, 51, 14-18.
- Magaña, V. O., Vázquez, J. L., Pérez, J. L., & Pérez, J. B. (2003). Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional*, 42(3), 313-330.

- Martinez, J. M., Guyot, J. L., Filizola, N., & Sondag, F. (2009). Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. *Catena*, 79(3), 257-264. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.011>
- Martínez, M. L., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., Equihua, M., & Landgrave, R. (2009). Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1856-1863. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.023>
- Montes-León, M. A. L., Uribe-Alcántara, E. M., & García-Celis, E. (2011). Mapa nacional de erosión potencial. *Tecnología y ciencias del agua*, 2(1), 5-17.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900. Recuperado de <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1763-1785.

- Muñoz-Villers, L. E., & López-Blanco, J. (2008). Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 29(1), 71-93. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01431160701280967>
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., & Williams, J. (2011). *Soil & water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Texas Water Resources Institute. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.063>
- Pérez-Vega, A., & Ortiz-Pérez, M. (2002). Cambio de la cubierta vegetal y vulnerabilidad a la inundación en el curso bajo del río Papaloapan, Veracruz. *Investigaciones Geográficas*, 48, 90-105.
- QGIS Development Team. (2014). *QGIS Geographic Information System v. 2.6.1. Brighton. Open Source*. Recuperado de <https://download.qgis.org/downloads/>
- QGIS Development Team. (2019). *QGIS Geographic Information System. Open Source*. Geospatial Foundation Project. Recuperado de <http://qgis.osgeo.org>
- Rangel, L., Jorge, M. do C., Guerra, A., & Fullen, M. (2019). Soil erosion and land degradation on trail systems in mountainous areas: Two case studies from South-East Brazil. *Soil Systems*, 3(3), 56. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/soilsystems3030056>

- Reid, L. M. (1998). Cumulative watershed effects and watershed analysis. In: Naiman, R. J., & Bilby, R. E. (eds.). *River ecology and management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (pp. 476-501). Tacoma, USA: Springer-Verlag.
- Rodell, M., Houser, P. R., Jambor, U., Gottschalck, J., Mitchell, K., Meng, C.-J., Arsenault, K., Cosgrove, B., Radakovich, J., Bosilovich, M., Entin, J. K., Walker, J. P., Lohmann, D., & Toll, D. (2004). The global land data assimilation system. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 85(3), 81-394.
- Ruiz-Fernández, A. C., Maanan, M., Sanchez-Cabeza, J. A., Bernal, L. H. P., Mendoza, P. L., & Limoges, A. (2014). Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico)| Cronología de la sedimentación reciente y caracterización geoquímica de los sedimentos de la laguna de Alvarado, Veracruz. *Ciencias Marinas*, 40(4), 291-303. Recuperado de <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>
- Saxton, K. E., & Rawls, W. J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569-1578. Recuperado de <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>

- Shivhare, N., Dikshit, P. K. S., & Dwivedi, S. B. (2018). A comparison of SWAT model calibration techniques for hydrological modeling in the Ganga River watershed. *Engineering*, 4(5), 643-652. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2018.08.012>
- Tan, M. L., Gassman, P. W., Srinivasan, R., Arnold, J. G., & Yang, X. (2019). A review of SWAT studies in Southeast Asia: applications, challenges and future directions. *Water*, 11(5), 914. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w11050914>
- Verstraeten, G., Lang, A., & Houben, P. (2009). Human impact on sediment dynamics - quantification and timing. *Catena*, 77(2), 77-80. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.005>
- Vörösmarty, C. J., Lévêque, C., & Revenga, C. (2005). Fresh waters. In: *Terrestrial environments* (pp. 165-207). Recuperado de <https://doi.org/10.4324/9780429331183-12>
- Wang, F., Ge, Q., Yu, Q., Wang, H., & Xu, X. (2017). Impacts of land-use and land-cover changes on river runoff in Yellow river basin for period of 1956-2012. *Chinese Geographical Science*, 27(1), 13-24. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11769-017-0843-3>
- Wang, Y., Jiang, R., Xie, J., Zhao, Y., Yan, D., & Yang, S. (2019). Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: A systemic review. *Journal of Coastal Research*, 93(sp1), 22. Recuperado de <https://doi.org/10.2112/SI93-004.1>

- Warrick, J. A. (2014). Trend analyses with river sediment rating curves. *Hydrological Processes*, 29(6), 936-949. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/hyp.10198>
- Williams, J. R. (2012). The EPIC model. In: Singh, V. (ed.). *Computer models of watershed hydrology* (pp. 909-1000). USA: Water Resources Publications. Recuperado de <https://www.wrpllc.com/books/cmwhn.html>
- Williams, J. R., & Berndt, H. D. (1977). Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 20(6), 1100-1104. Recuperado de <https://doi.org/10.13031/2013.35710>
- Wohl, E., Barros, A., Brunzell, N., Chappell, N. A., Coe, M., Giambelluca, T., Goldsmith, S., Harmon, R., Hendrickx, J. M. H., Juvik, J., McDonnell, J., & Ogden, F. (2012). The hydrology of the humid tropics. *Nature Climate Change*, 2, 655-662. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1556>
- Wuthrich, D. (2006). Google Earth Pro. *Geospatial Solutions*, 16, 30-32.
- Yang, H. F., Yang, S. L., Xu, K. H., Milliman, J. D., Wang, H., Yang, Z., Chen, Z., & Zhang, C. Y. (2018). Human impacts on sediment in the Yangtze River: A review and new perspectives. *Global and Planetary Change*, 162, 8-17. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.01.001>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-09

Notas

Análisis estadístico y matemática aplicada en la construcción del índice de riesgo en la sostenibilidad de la prestación del servicio de agua y saneamiento, Costa Rica

Statistical analysis and applied mathematical to determine the sustainable risk in water supply and sanitation, Costa Rica

Mario Villalobos-Arias¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9941-956X>

Silvia M. Soto-Córdoba², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3550-1505>

Macario Pino-Gomez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8446-4723>

Lilliana Gaviria-Montoya⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6637-5081>

¹Mathematical Department of University of Costa Rica, researcher in CIMPA and Instituto Tecnológico de Costa Rica, mario.cr@gmail.com



²Centro de investigación y Protección Ambiental (CIPA), School of Chemistry, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica, ssoto@itcr.ac.cr

³Centro de investigación y Protección Ambiental (CIPA), School of Environmental Engineering, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica, mpino@itcr.ac.cr

⁴Centro de investigación y Protección Ambiental (CIPA), School of Chemistry, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica, lgaviria@itcr.ac.cr

Autora para correspondencia: Silvia M. Soto-Córdoba, ssoto@itcr.ac.cr

Resumen

En este artículo se describe el procedimiento para la construcción del índice de riesgo de la sostenibilidad en la prestación de los servicios de agua y saneamiento (IRSSAS), en las Asociaciones Administradoras de Sistemas de Acueductos y Alcantarillados Comunales (ASADAs), aplicado para los acueductos rurales de Costa Rica. Se utilizó el análisis estadístico y matemática aplicada para construir el IRSSAS. El marco conceptual del IRSSAS considera la gestión del recurso hídrico, el saneamiento ambiental, la educación ambiental, el índice de desarrollo socioeconómico y el impacto de las amenazas naturales sobre los territorios donde se ubican los acueductos rurales. Con el uso del análisis estadístico y la



matemática aplicada se validó un modelo lineal generalizado para normalizar las variables, obteniéndose curvas lineales y logísticas dependiendo del tipo de datos. El IRSSAS se calculó sobre una muestra de 77 acueductos en las provincias de Puntarenas y Guanacaste, posteriormente se validó en una muestra de 21 ASADAs en la provincia de Cartago; los ámbitos del riesgo se ajustaron mediante la comparación de los resultados obtenidos por las ecuaciones matemáticas comparado con los valores reales en campo; la coincidencia del IRSSAS fue un 95 %. Se categorizaron cinco niveles de riesgo en la sostenibilidad del servicio. El 75 % de las ASADAs analizadas fueron clasificadas con valores de riesgo entre muy alto, alto y medio. El IRSSAS podría ser usado por instituciones gubernamentales, ASADAs o academia para la planificación de inversión y mejora continua de la gestión.

Palabras clave: índice de riesgo, modelo lineal generalizado, función logística, función lineal, sostenibilidad, zonas rurales.

Abstract

This paper describes the procedure for the construction of the sustainability risk index in the provision of water and sanitation services (IRSSAS), in the Administrator Associations of Aqueduct and Communal Sewerage Systems (ASADAs) in Costa Rica. Statistical analysis and applied mathematics were used for the construction of this index. The IRSSAS conceptual framework considers the water resource management, environmental sanitation, environmental education, the



socioeconomic development index and the impact of natural hazards on the territories where rural aqueducts are located. With the use of statistical analysis and applied mathematics, a generalized linear model was validated to normalize the variables, obtaining linear and logistic curves depending on the type of data. The IRSSAS was calculated on a sample of 77 aqueducts in the provinces of Puntarenas and Guanacaste, subsequently, it was validated in a sample of 21 ASADAs in the province of Cartago. Risk index was adjusted by comparing the results obtained by the mathematical equations compared with the real values found in the field, with the coincidence of the IRSSAS being at 95%. Five levels of risk in the sustainability of the service were categorized; 75% of the ASADAs analyzed were classified with risk values between very high, high and medium. IRSSAS could be used by government institutions, ASADAs or academia for investment planning and continuous management improvement.

Keywords: Risk index, generalized lineal model, logistic function, lineal function, sustainability, rural areas.

Recibido: 16/06/2021

Aceptado: 13/01/2022



Introducción

En las zonas rurales de Costa Rica, la distribución del agua es brindada por Asociaciones Administradoras de Sistemas de Acueductos y Alcantarillados Comunales (ASADAs) y el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (2016). Las ASADAs atienden un 29 % de la población del país, por tal razón su correcto funcionamiento y gestión es estratégico. Son diversas las dificultades que presentan las ASADAs en la prestación del servicio, entre las que se pueden citar aspectos operativos, comerciales, financieros, técnicos, e incluso de disponibilidad y de calidad del recurso que utilizan (Suárez-Serrano *et al.*, 2019).

La vulnerabilidad de los sistemas de acueductos rurales en Costa Rica ha sido analizada considerando las características de la calidad del agua proveniente de las nacientes y las zonas de amortiguamiento (Navarro-Garro, Araya-Rodríguez, Pérez-Murillo, Moreira-Segura, & Estrada-Ugalde, 2013); las propiedades físico químicas de sus aguas (Bolaños-Alfaro, Cordero-Castro, & Segura-Araya, 2017); las características de los sistemas de desinfección (Baltodano-Obando, 2017); aspectos financieros y de gestión (González-Pérez & Jiménez, 2013), y las infraestructuras de conducción y desinfección. La mayoría de las ASADAs en Costa Rica son muy pequeñas, con menos de 300

abonados (Pino-Gómez, Soto-Córdoba, & Gaviria-Montoya, 2021), lo que provoca dificultades para alcanzar sus puntos de equilibrio financieros.

La información generada en el país no ha sido cruzada o registrada en forma simultánea, por lo que muchos de los datos no son útiles en la toma de decisiones por parte de los entes rectores, operadores y administradores de acueductos.

Los instrumentos de control gubernamental contemplan diversos aspectos operativos, financieros, de infraestructura y calidad, pero son difíciles de completar y requieren un nivel de comprensión técnica y operativa generalmente no encontrado en el personal técnico de las ASADAs. El país carece de índices de tercera generación que permitan predecir la sostenibilidad de la prestación del servicio de agua y saneamiento (PSAS).

Por su parte, la herramienta denominada “Gestión Integral del Riesgo en las ASADAs” (GIRA), diseñada por el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), en conjunto con el Programa Naciones Unidas para el Desarrollo “Pretende facilitar la identificación, evaluación y administración frente a los riesgos de desastre en los sistemas de agua potable y saneamiento por parte de las y los gestores comunitarios del agua. Además de desarrollar los procedimientos para prevenir y mitigar estos riesgos, dar respuesta a las emergencias y recuperarse de los posibles impactos” (PNUD, 2019).

El sexto objetivo del desarrollo sostenible, agenda 2030, prioriza las inversiones en agua y saneamiento (ODS, 2015). Adicionalmente, la

pandemia de la COVID-19 ha puesto de manifiesto la importancia vital del saneamiento, la higiene y un acceso adecuado a agua limpia para prevenir y contener las enfermedades.

Para abordar en forma efectiva el sexto objetivo del desarrollo sostenible, diversos autores han enfocado sus esfuerzos en la construcción de modelos para adaptar los conceptos de ciclo de vida (McConville & Mihelcic, 2007), modelos comunales (Carter, Tyrrel, & Howsam, 1999) y desarrollo de indicadores (Balkema, Preisig, Otterpohl, & Lambert, 2002), entre otros.

El desarrollo sostenible es un concepto que podría ser interpretado según el observador, por tal razón es necesario contar con índices de riesgo para garantizar la PSAS. En general, los índices son una medida ajustada a la realidad de cada país y permiten llevar el control sobre los activos ambientales.

Los índices de sostenibilidad ambiental posibilitan cuantificar el nivel de responsabilidad tanto de una persona como de una organización o comunidad.

Los índices utilizados en Costa Rica y en Latinoamérica “han respondido a dinámicas ambientales que en algunas ocasiones pueden ser muy complejas de manejar”, según lo indicado por Quiroga (2009). A la fecha, en Costa Rica, aún no se disponen de índices de desarrollo sostenible de tercera generación.

Existen numerosos modelos conceptuales de tipo causa-efecto en el contexto de la evaluación ambiental basada en indicadores, Vázquez-

Valencia y García-Almada (2018) desarrollaron indicadores tipo presión-estado-respuesta (PER) y fuerzas conductoras-presión-estado-impacto-respuesta (FPEIR) en el análisis de sustentabilidad del municipio de Cihuatlán, México. Romanelli y Massone (2016) aplican esta metodología para determinar la calidad de lagos someros pampeanos de Argentina:

“La metodología PER tiene una base lógica, las actividades humanas ejercen presiones sobre diversos atributos del medio biofísico (estado), alterándolos en mayor o menor medida. La sociedad en su conjunto identifica estas variaciones y puede decidir (objetivos de política), la adopción de medidas (respuestas) que tratarían de corregir o prevenir las tendencias negativas detectadas. Estas medidas se dirigen con carácter cautelar contra los mismos mecanismos de presión, o bien, con carácter corrector, directamente sobre los factores afectados del medio”. Niemeijer y De-Groot (2008).

Dickin, Bisung, Nansi y Charles (2021) desarrollaron un indicador específico para el empoderamiento de comunidades en relación con el agua, saneamiento e higiene; por su parte, Andrade-de-Costa, Soares-de-Azevedo, Dos-Santos y Dos-Santos-Facchetti-Vinhaes-Assumpção (2020) aplican metodologías estadísticas para el aseguramiento de la calidad del agua.

Las definiciones de variables y manejo estadístico de los datos han sido ampliamente definidos por la UN (1984), y los modelos matemáticos utilizados para transformar las dimensiones hasta datos adimensionales se muestran en la metodología de este artículo.

Con el objetivo de colaborar en los procesos de gestión del recurso hídrico en las ASADAs, se propuso la construcción de un índice de tercera generación para medir los riesgos de la PSAS y mitigar los impactos asociados al cambio de clima, además de contribuir con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (ODS, 2015). Con esto se pretende apoyar los procesos de planificación del sector de PSAS. La construcción de este índice consideró aspectos técnicos, financieros, sociales, ambientales y el impacto de las amenazas naturales.

Se propone la construcción de un índice cuantitativo para determinar el riesgo PSAS en zonas rurales de Costa Rica, cuyo acrónimo es IRSSAS. Fue diseñado para ser accesible, aplicable, confiable, disponible, observable, relevante, representativo, válido y verificable de acuerdo con una metodología científica rigurosa.

El IRSSAS está concebido como un indicador sistémico que combina la dimensión física-biológica, social, económica y política, y se construyó utilizando como base las herramientas usadas en la huella ecológica (Rees & Wackernagel, 1996) y huella de agua (Hoekstra & Chapagain, 2007).

Materiales y métodos

Esta investigación se clasifica como científica aplicada. La información se obtuvo de registros proporcionados por AyA, provenientes de ASADAs ubicadas en las provincias de Guanacaste, Puntarenas, además de visitas de campo a las ASADAs de la provincia de Cartago. Los mismos se recolectaron entre los años 2017 y 2019. Se recopilaron las respuestas que brindaron 98 ASADAs. El total de datos recolectados fue de 2 850.

La metodología que se aplicó tiene como objetivo obtener las ecuaciones matemáticas que normalicen las respuestas correspondientes a los indicadores que componen el índice IRSSAS. Dicho índice predice y clasifica el riesgo al que se enfrenta la PSAS en áreas rurales de Costa Rica.

El ajuste de las ecuaciones se realiza utilizando los modelos lineales generalizados, los cuales se van construyendo según lo mostrado en la Figura 1, la cual resume la metodología utilizada.

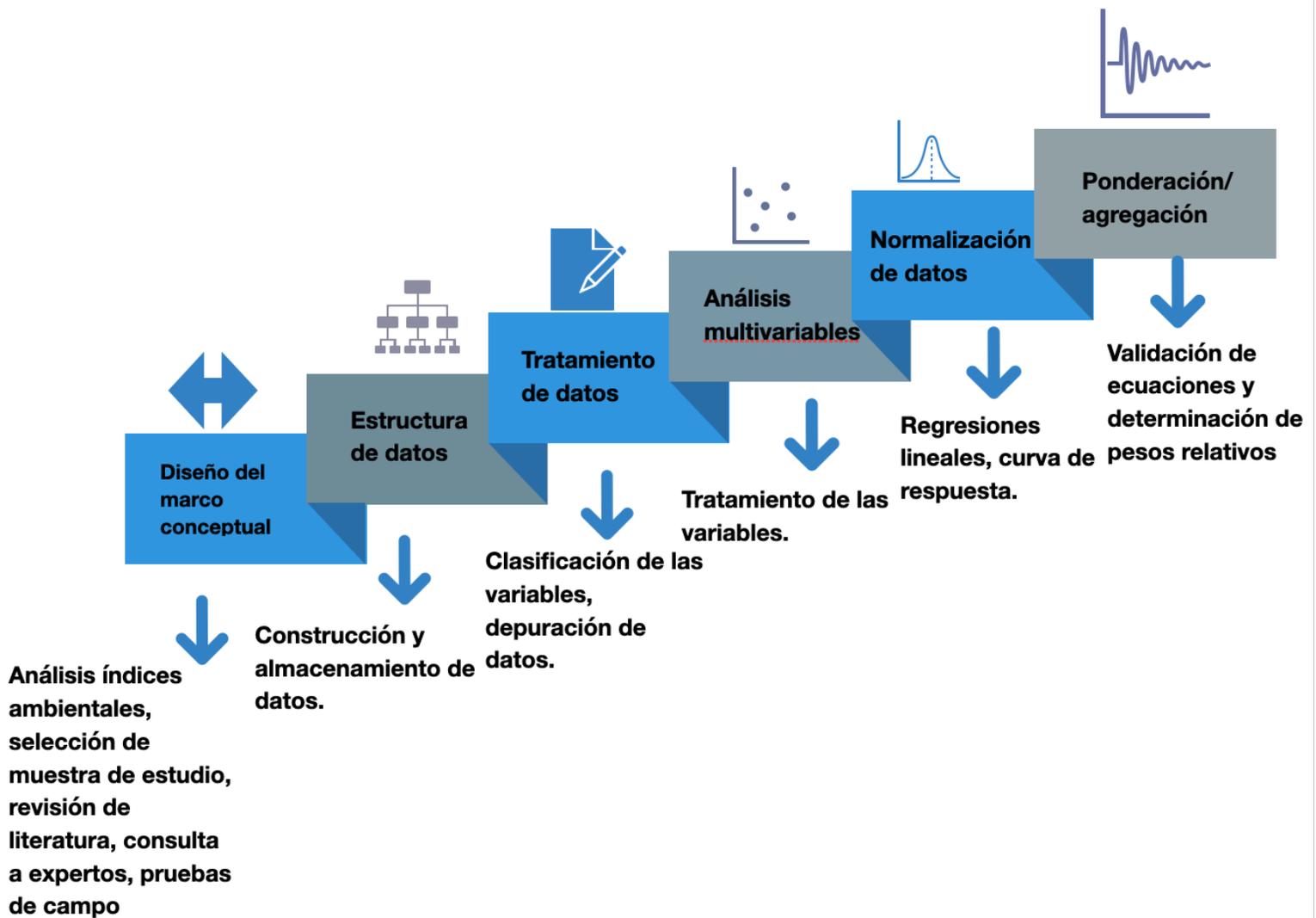


Figura 1. Resumen gráfico de la metodología de investigación. Fuente propia.

Diseño del marco conceptual

Los resultados del diseño del marco conceptual teórico del IRSSAS se presentan en Pino-Gomez *et al.* (2021).

La estructura de los datos se construyó con la información generada en investigaciones previas, en el tema de bases de datos de las ASADAs (Soto-Córdoba, Gaviria-Montoya, & Pino-Gómez, 2016a), gestión de las aguas residuales (Soto-Córdoba, Pino-Gómez, & Gaviria-Montoya, 2016b), y de la sostenibilidad del servicio de agua potable y saneamiento (Soto-Córdoba, Gaviria-Montoya, & Pino-Gómez, 2019).

Estructura de datos

El IRSSAS está conformado por cinco componentes y 12 subcomponentes, como se muestra en la Figura 2.



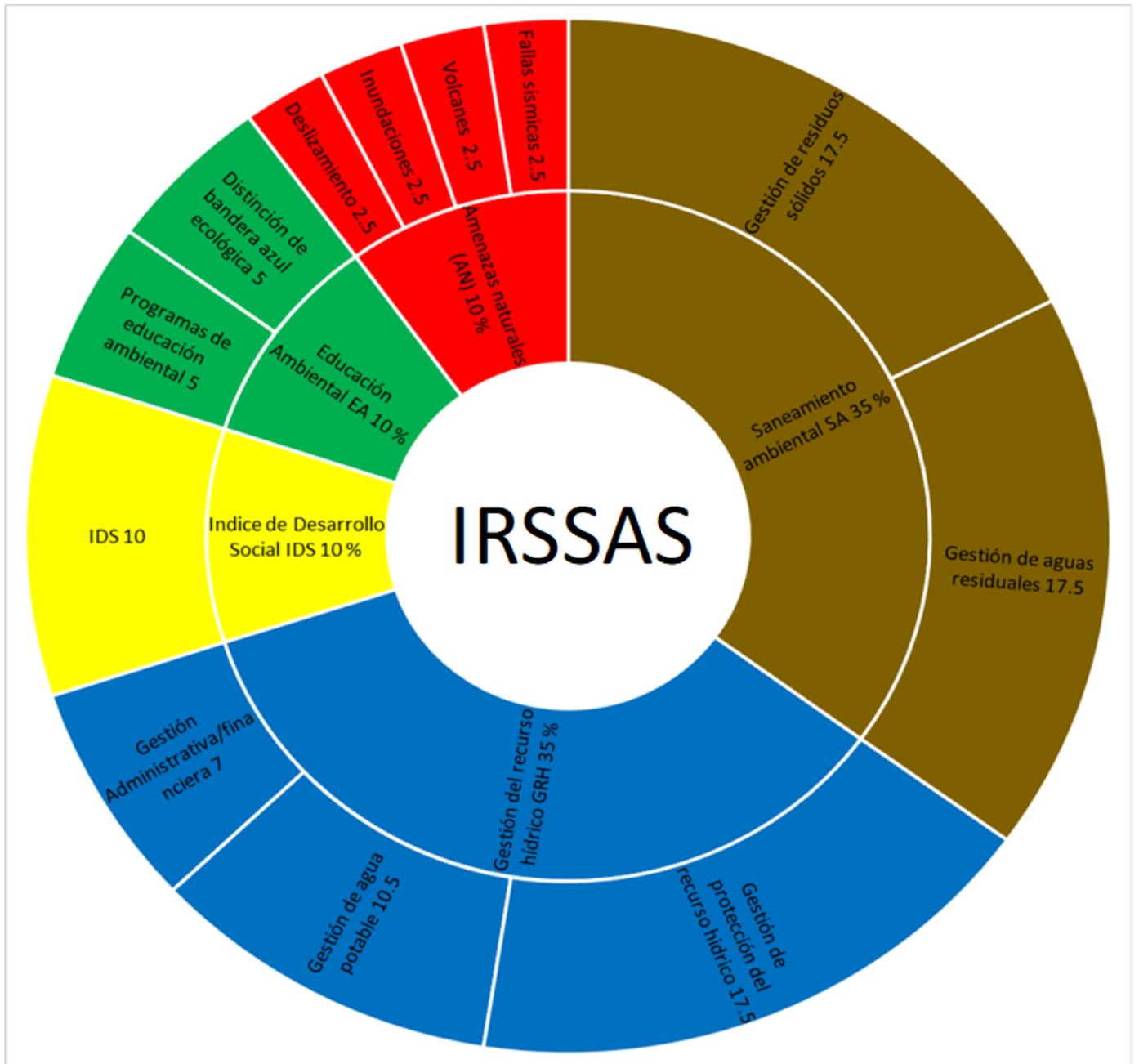


Figura 2. Conceptualización del modelo de sustentabilidad de PSAS en los acueductos rurales. Pino-Gomez *et al* (2021).

Los porcentajes asociados con cada componente y subcomponente fueron previamente definidos por expertos; sobre esta estructura de datos se hicieron los respectivos cálculos.

En total se seleccionaron 30 preguntas que permiten calcular el riesgo en la sostenibilidad la PSAS, a las cuales se denominaron indicadores, y se distribuyen entre los componentes y subcomponentes.

Tratamiento de datos

A cada uno de los indicadores se le realizó una depuración individual de los datos en la hoja de Excel, para identificar si existían inconsistencias y si, además, aportaban valor significativo al IRSSAS. Los criterios utilizados para dicha depuración fueron los siguientes: datos completos, resultados con diversidad, criterio de expertos, detectar patrones, detectar errores, valores inusuales o fuera de ámbito. Después de la depuración de los datos se hizo un análisis lógico matemático.

Las respuestas analizadas para cada indicador corresponden a variables independientes del tipo lógicas, cualitativas y cuantitativas, con diferentes unidades de medición que después se transformaron usando

ecuaciones matemáticas, a fin de contar con una sumatoria adimensional para el cálculo final del índice de riesgo de la sostenibilidad en la PSAS.

Análisis multivariable

Las respuestas a esos indicadores (también denominados variables) se analizaron para normalizar los ámbitos de respuesta. El fin último es poder sumar dichas respuestas de forma adimensional para obtener el índice.

A todas las respuestas se les hizo un análisis de distribución de frecuencias, para normalizar los resultados.

Los procesos para normalizar los datos dependían de su comportamiento matemático.

Los indicadores con respuestas lógicas (sí, no) se analizaron utilizando una primera transformación numérica, asignándole un valor 0 a la respuesta "no" y un valor de 1 a la respuesta "sí". Usando este criterio, la función matemática se aplica según el aporte de la variable al riesgo; a aquellas variables que lo incrementan se les asigna una función lineal creciente; en caso contrario, la función es decreciente.

Las variables construidas a partir de respuestas numéricas o cuantitativas, como porcentajes (%), aforos (metros cúbicos) o flujo de caja (\$), se agrupan en un análisis preliminar para identificar la naturaleza de las mismas. Posteriormente, los datos se transformaron para ser representados como una función logística.

Los gráficos son una herramienta usada para explorar patrones de datos, que brindan una gran cantidad de información de forma clara, concisa y rápida, además de esclarecer relaciones complejas en los datos.

Los gráficos utilizados en este análisis multivariable fueron:

- Histograma.
- Gráficos de caja (Boxplot).
- Dispersión de datos.
- Relación x - y .

Para cada variable se define un peso en el índice matemático y una curva de respuesta. Con la metodología aplicada se determinaron los pesos relativos de cada uno de los indicadores establecidos para calcular dicho índice de cada ASADA. El peso se estimó a partir de la experiencia de los investigadores del proyecto IRSSAS. Por su parte, la curva de respuesta se construye a partir de la opinión de los especialistas en la materia, según los rangos teóricos-prácticos establecidos por ellos, cotejados con los rangos observados en los datos de campo.

Normalización de datos

Para determinar los parámetros de las curvas de normalización de las variables se transformaron los valores ubicados entre 0 y 1 hasta sus respectivas ecuaciones lineales. En los otros tipos de respuestas, como las que provenían de ámbitos o porcentajes, se utilizaron regresiones logísticas.

Para tal fin se aplicaron dos tipos de funciones para normalizar las respuestas, que son las siguientes: logística (creciente o decreciente) y modelo lineal simple (creciente o decreciente), ambas se muestran en la Figura 3 junto con las ecuaciones respectivas.

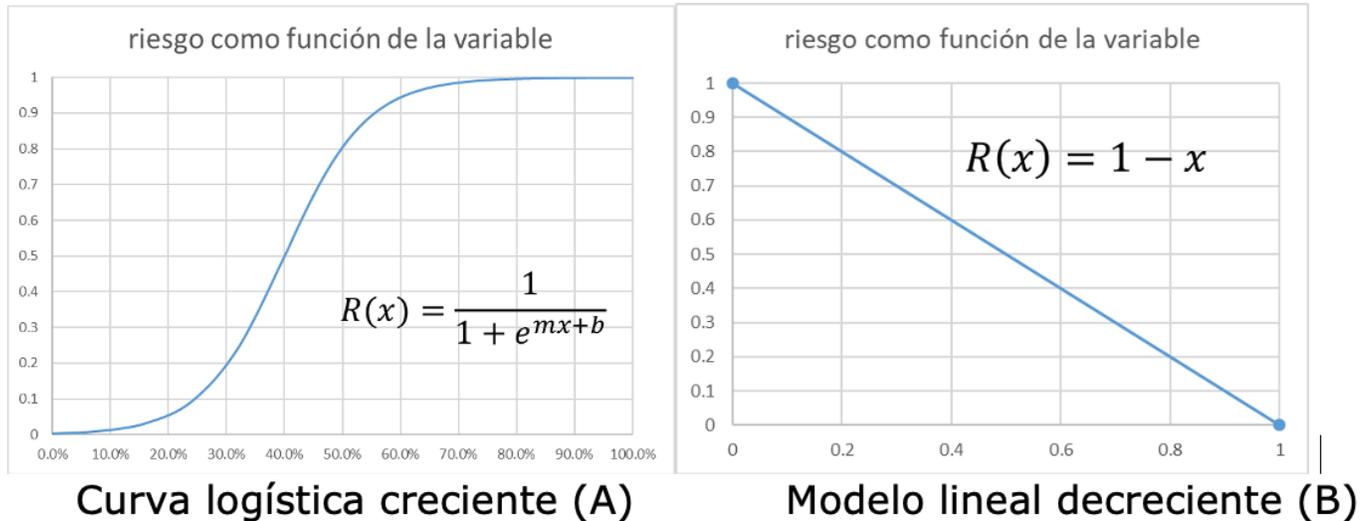


Figura 3. Representación de curvas usadas para normalizar datos.

Ponderación y agregación

Las ecuaciones matemáticas resultantes se validaron mediante su comparación contra los resultados de campo de evaluaciones *in situ* de especialistas de la sostenibilidad de los PSAS, logrando con esto categorizar el valor del IRSSAS en 21 ASADAs de la provincia de Cartago. Posteriormente se ajustaron las escalas de las respuestas de las ecuaciones matemáticas y se optimizaron las mismas para que respondieran a la realidad planteada. Las escalas se asociaron con

conceptos teóricos del riesgo en la sostenibilidad en la PSAS en riesgo muy alto, alto, medio bajo y muy bajo.

De acuerdo con la estructura diseñada para el IRSSAS (Figura 2), el riesgo en la sostenibilidad de PSAS se calcula a partir de la suma ponderada descrita en la Ecuación (1):

$$\text{Índice IRSSAS} = \sum_{i=1}^{30} p_i f_i(x_i) \quad (1)$$

El IRSSAS es la sumatoria de las transformaciones por medio de funciones de diversos tipos adecuadas según los componentes y subcomponentes de la matriz de riesgo en la sostenibilidad de PSAS (logísticas crecientes o decrecientes, lineales crecientes o decrecientes) donde:

- p_i es el peso relativo del indicador i .
- f_i es la curva de respuesta que corresponde al indicador i , esta función tiene dominio en los valores de la variable x_i .
- x_i es el valor del indicador i que se quiere evaluar.

Es decir, para cada valor de los indicadores x_1, x_2, \dots, x_{30} al aplicar la Ecuación (1) se obtiene el valor del índice entre 0 y 100 %, donde 100 % significa el valor máximo de riesgo que puede obtener la ASADA y 0 % el riesgo muy bajo de la sostenibilidad de la PSAS.

Para las funciones f_i se utilizó la función determinada para cada variable de acuerdo con el criterio de los expertos y después del análisis matemático.

A su vez, dichos componentes se subdividen en ocho subcomponentes con una contribución porcentual de impacto secundario, que también fue determinado por los expertos. Los indicadores o variables generan un impacto relativo terciario, que es el porcentaje de aporte de cada uno al IRSSAS.

Con las contribuciones porcentuales de los componentes, subcomponentes y de indicadores se produce el peso del indicador pi , que se calcula como el producto de los porcentajes de contribución, como se muestra en la Ecuación (2):

$$pi = \%CCi * \%CSi * \%CIi \quad (2)$$

Donde:

$\%CC_i$ es el porcentaje de contribución del componente i .

$\%CS_i$ el porcentaje de contribución del subcomponente i .

$\%CI_i$ es el porcentaje de contribución del indicador i .

Contribución del impacto de los componentes y subcomponentes

La determinación del impacto primario y el secundario se muestra en la Tabla 1. Los porcentajes asignados corresponden a criterios de expertos.

Tabla 1. Distribución porcentual de los componentes y subcomponentes en la ecuación del IRSSAS.

Componentes (primarios)	Subcomponentes (secundarios)
Saneamiento 35 %	Agua residual 50 %; residuos sólidos 50 %
Recurso hídrico 35 %	Gestión del recurso hídrico 30 % Calidad del agua potable 20 % Gestión administrativa comercial 10 %
Desarrollo social 10 %	Índice de desarrollo social 100 %
Educación ambiental 10 %	Capacitaciones 50 % Galardones y reconocimientos 50 %
Eventos naturales 10 %	Inundación 25 %; deslizamiento 25 %; volcánicos 25 %; sismos 25 %

A cada uno de los subcomponentes se le calcula su respectivo impacto secundario utilizando la Ecuación (3):

$$\text{Impacto secundario}_k = \sum_{i=1}^{m_k} p_i f_i(x_i) \quad (3)$$

Donde k representa cada uno de los grupos de indicadores que conforman cada subcomponente del índice; la suma se hace sobre las variables del grupo respectivo. Desde $i = 1$ hasta 12.

El peso relativo de cada componente se calcula con la Ecuación (4):

$$\text{Peso relativo componente} = \sum_{k=1}^5 pI_k * \text{Impacto Secundario}_k \quad (4)$$

Donde pI_k es el peso relativo de p , de contribución terciaria del subíndice I_k .

Con el valor de estos subíndices se genera un gráfico tipo araña donde se despliegan los valores de los componentes para cada ASADA.

Validación del resultado del IRSSAS

Los resultados numéricos de la aplicación del IRSSAS calculados a partir de datos provenientes de 77 ASADAs se validaron posteriormente mediante visitas de campo a 21 acueductos, donde mediante criterio de expertos se ajustaron los ámbitos de los resultados numéricos. El ajuste de los ámbitos asociados con los IRSSAS se realizó usando criterios técnicos y estadísticos, de forma que los resultados numéricos pudieran expresarse en términos lógicos de riesgo en la sostenibilidad de la PSAS.

Resultados y discusión

Durante la investigación previa se identificaron los componentes y subcomponentes que se evalúan por medio de 30 indicadores. Los resultados se presentan en la Tabla 2. Adicionalmente, se adjuntan los resultados del cálculo de los diferentes pesos generados en las diversas ecuaciones para cada componente y subcomponente e indicador, además de la clasificación del tipo de variable y función que describe su comportamiento matemáticamente.

Tabla 2. Composición de los indicadores del IRSSAS según componentes y subcomponentes.

Componente Impacto primario % contribución	Subcomponente Impacto secundario % de contribución	Impacto terciario % contribución	Peso indicador %	Indicador	Tipo de variable	Función aplicada $f(x)$
Saneamiento 35	Gestión AR 50	20	3.5	¿Existen sistemas de tratamiento individual de aguas negras en la comunidad?	Lógica (sí, no)	LiD
		20	3.5	¿Existe presencia de aguas grises en los caños de recolección de agua lluvia?	Lógica (sí, no)	LiC
		20	3.5	¿La población cuenta con alcantarillado pluvial?	Lógica (sí, no)	LiD
		20	3.5	¿La población tiene planta de tratamiento de aguas residuales?	Lógica (sí, no)	LiD
		20	3.5	Porcentaje (%) de liquidez para invertir en mejoras del acueducto	Cuantitativa	LD
	Gestión de RS 50	20	3.5	% cobertura de recolección de residuos sólidos no valorizables	Cuantitativa	LD
		20	3.5	¿Existe recolección de residuos sólidos valorizables?	Lógica (sí, no)	LiD
		20	3.5	Producción per cápita de residuos sólidos (kg/persona/día)	Cuantitativa	LiD
		20	3.5	Inversión anual en Gestión Integral de Residuos Sólidos (GIRS) por persona por año en el cantón (\$/persona/año)	Cuantitativa	LiC
		20	3.5	Inversión en la limpieza de vías y áreas comunes por persona en cada cantón (\$/persona/año)	Cuantitativa	LiD

Componente Impacto primario % contribución	Subcomponente Impacto secundario % de contribución	Impacto terciario % contribución	Peso indicador %	Indicador	Tipo de variable	Función aplicada $f(x)$
Gestión Recurso Hídrico 35	Gestión Protección Recurso Hídrico 50	14,29	2.5	¿La ubicación de la captación está en área protegida o en zona de conservación?	Lógica (sí, no)	LiD
		14,29	2.5	¿Está demarcada la zona de protección legalmente?	Lógica (sí, no)	LiD
		14,29	2.5	¿Se cuenta con información del balance hídrico?	Lógica (sí, no)	LiD
		14,29	2.5	Consumo promedio de agua de la comunidad expresado en unidades de litros por persona por día (l/persona/día)	Cuantitativa	LC
		14,29	2.5	¿La ASADA posee plan de atención integral de riesgos?	Lógica (sí, no)	LiD
		14,29	2.5	¿Cuentan con programas para adaptación al cambio climático?	Lógica (sí, no)	LiD
		14,29	2.5	¿Posee registros de aforos de las fuentes de abastecimiento?	Lógica (sí, no)	LiD
	Calidad Agua Potable 30	25	2.63	¿Se diagnóstica el riesgo en los componentes del acueducto mediante la herramienta SERSA?	Lógica (sí, no)	LiD
		25	2.63	¿La ASADA posee sistema de desinfección?	Lógica (sí, no)	LiD
		25	2.63	¿Posee planta potabilizadora?	Lógica (sí, no)	LiD
		25	2.63	¿Posee la ASADA sello de calidad sanitaria?	Lógica (sí, no)	LiD

Componente Impacto primario % contribución	Subcomponente Impacto secundario % de contribución	Impacto terciario % contribución	Peso indicador %	Indicador	Tipo de variable	Función aplicada $f(x)$
	Gestión Administrativa / Financiera 20	50	3.50	% de morosidad en el pago del servicio de agua	Cuantitativa	LC
		50	3.50	% agua no contabilizada	Cuantitativa	LC
Desarrollo Social 10	Índice de Desarrollo Social 100	100	10	Índice de Desarrollo Social (IDS) del MIDEPLAN	Cuantitativa	LD
Educación 10	Capacitaciones 100	50	5	¿Posee distinción de bandera azul ecológica (en la comunidad, microcuencas y municipalidades)?	Lógica (sí, no)	LiD
		50	5	¿Los operadores han desarrollado programas de educación ambiental para la comunidad y los imparten regularmente (una vez al año)? Sí/No	Lógica (sí, no)	LiD
Riesgo por Eventos Naturales 10	Eventos Naturales	25	2.5	¿Posee su acueducto riesgo de inundación?	Lógica (sí, no)	LiC
		25	2.5	¿Posee su acueducto riesgo de deslizamientos?	Lógica (sí, no)	LiC
		25	2.5	¿Posee su acueducto riesgos volcánicos?	Lógica (sí, no)	LiC
		25	2.5	¿Su acueducto está ubicado en zonas sísmicas?	Lógica (sí, no)	LiC

LC = logística creciente

LD = logística decreciente

LiC = lineal creciente

LiD = lineal decreciente.



Se generaron para cada uno de los indicadores las respectivas ecuaciones matemáticas, según lo indicado en el apartado de normalización de datos. Las respuestas dicotómicas (sí o no) se representaron con funciones logísticas lineales crecientes o decrecientes, cuya ecuación general es del tipo $R(x) = 1 - x$ o $R(x) = 1 + x$.

Los valores numéricos asociados con modelos logísticos del tipo $R(x) = \frac{1}{1+e^{mx+b}}$ o $R(x) = \frac{1}{1-e^{mx+b}}$ se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores de m y b determinados para curvas logísticas decrecientes o crecientes.

Indicador	Valor m	Valor b
Porcentaje (%) liquidez inversión mejoras del acueducto	9.40549	-4.73027489
% recolección de residuos sólidos no valorizables	0.0946055	-4.7302748
Inversión (GIRS) (\$/persona/año)	0.01980009	-5.52212699
Inversión LVAC (\$/persona/año)	0.00202726	-4.66269953
Índice de Desarrollo Social (IDS)	0.141908247	-7.09541233
Producción per cápita residuos sólidos (kg/persona/día)	-7.09541233	5.67632986
Consumo promedio de agua (l/persona/día)	-0.0567633	14.1908247
% de morosidad en el pago del servicio de agua	-14.1908247	4.2572474
% agua no contabilizada	-14.1908247	4.2572474

GIRS: gestión integral de residuos sólidos

LVAC: limpieza de vías y áreas comunes.

Fuente: elaboración propia.

En la Tabla 4 se resume la clasificación del riesgo en función de los ámbitos calculados para el IRSSAS. Entre mayor sea el valor obtenido del IRSSAS, mayor será el nivel de riesgo de la sostenibilidad de la PSAS. El nivel de riesgo se representa con un color, siendo el rojo el de mayor riesgo, y el color azul el riesgo más bajo; también se muestra el concepto técnico utilizado para definir el tipo de riesgo en la PSAS.

Tabla 4. Transformación de la escala numérica del IRSSAS a la escala lógica de riesgo.

Riesgo	% IRSSAS	Color asignado	Significado
Muy bajo	< 47	Azul	La PSAS es sostenible
Bajo	47-57	Celeste	Debe existir estricta vigilancia en la PSAS e implementar mejoras en los subcomponentes
Medio	58-67	Verde	La PSAS es regular. Prestar atención especial a los subcomponentes con mayor porcentaje de riesgo e implementar medidas correctivas a la brevedad
Alto	68-77	Amarillo	Fragilidad de la PSAS
Muy alto	> 77	Rojo	La PSAS es insostenible en el tiempo. Adoptar medidas urgentes y reducir el riesgo

Los ámbitos previamente calculados para definir el riesgo en la sostenibilidad de la PSAS se ajustaron a la realidad de los acueductos, por tanto, es posible afirmar que la herramienta podría ser utilizada en la planificación y toma de decisiones.

En la Figura 4 se muestran los resultados la aplicación del IRSSAS en los 98 acueductos (77 de Guanacaste y Puntarenas, y 21 de Cartago). Como se observa, el 75 % se clasificaron con valores de riesgo en la sostenibilidad del PSAS entre muy alto, alto y medio, situación que es preocupante para la sostenibilidad de las ASADAs. En Costa Rica, la distribución de agua potable actualmente es exitosa, sin embargo, los resultados obtenidos a partir de la herramienta muestran una importante vulnerabilidad de cara al cambio climático, aunado a la crisis fiscal del país y los efectos de la COVID-19.

● Riesgo alto ● Riesgo bajo ● Riesgo medio ● Riesgo muy alto
● Riesgo muy bajo

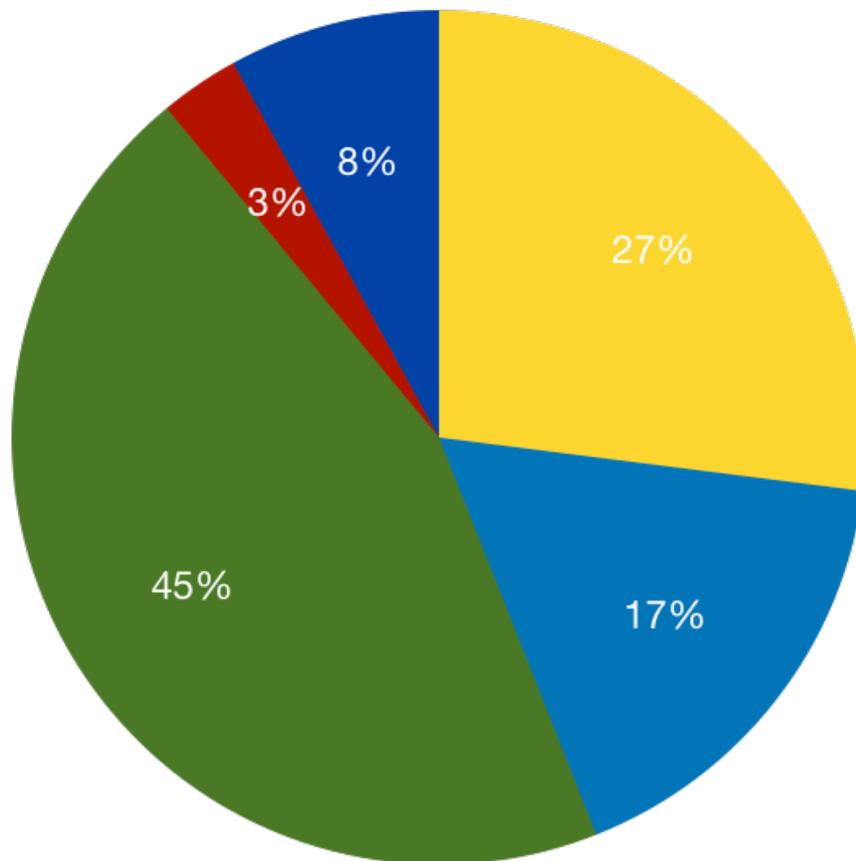


Figura 4. Clasificación de las 98 ASADAs según su nivel de riesgo en la sostenibilidad del PSAS (IRSSAS).

En la Figura 5 se muestra un ejemplo del resultado de la representación del IRSSAS en formato de gráfico de araña, donde se evidencian los resultados parciales de cada uno de los componentes del IRSSAS en una ASADA.

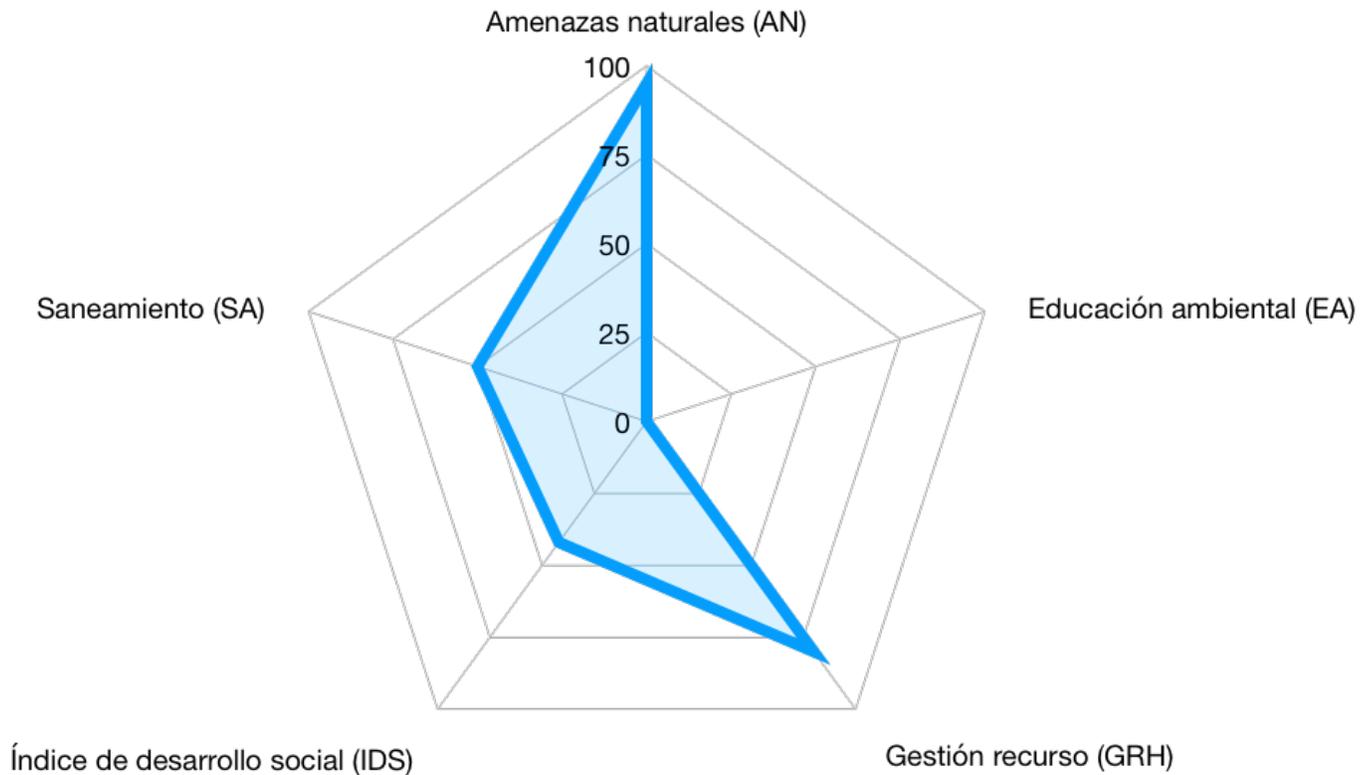


Figura 5. Ejemplo de los resultados de aplicación del IRSSAS en una ASADA. Fuente propia.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación, la PSAS se enfrenta a varios retos importantes debido su vulnerabilidad ante el escenario del cambio climático, el aumento de población, la disminución de la inversión en el sector hídrico, además de la falta de apoyo técnico por parte de las instituciones rectoras.

Las ASADAs deberían poder financiar sus inversiones para una mejora continua, sin embargo la estructura administrativa-financiera no logra alcanzar un punto de equilibrio cuando las organizaciones tienen muy pocos abonados.

La sostenibilidad no ha sido una prioridad para las ASADAs, ha privado la improvisación en la solución de problemas de operación del día a día.

Del análisis de los resultados obtenidos mediante la aplicación del índice IRSSAS se evidencia una situación negativa relacionada con la sostenibilidad de la PSAS, pues el 75 % de las ASADAs se clasifica en riesgos de medio a muy alto. Esto pone en peligro la prestación futura de los servicios de agua y saneamiento.

El escenario del cambio climático afectará la infraestructura del sector agua potable y saneamiento, modificará los caudales de agua, e

incidirá en la planificación y sustentabilidad de la PSAS. Así, los modelos estadísticos y de matemática aplicada permitirán una mejor planificación y control, a fin de favorecer la adaptación de las comunidades y paliar los efectos del cambio climático.

El modelo matemático aplicado en esta investigación se ajustó y se validó con los datos de campo, optimizando los resultados de salida.

En el país existen muchos instrumentos de verificación que dependen de criterios de expertos o de evaluaciones en campo, el IRSSAS se constituye en un índice de tercera de generación que permite la predicción del riesgo mediante la aplicación de un cuestionario de indicadores estadísticamente validados; por tanto, los resultados no serán afectados por criterios particulares. Además, es posible comparar diferentes acueductos simultáneamente y a través del tiempo.

La ecuación del IRSSAS permite la evaluación de la PSAS en las ASADAs sin la necesidad de realizar visitas de campo por expertos de las instituciones rectoras u consultores privados, pues es un instrumento de autoevaluación que pueden completar los administradores de los acueductos. Esta característica favorece las finanzas de los acueductos; les permite tener una visión general de su nivel de riesgo para la sustentabilidad del servicio, y los empodera en la gestión del acueducto.

La construcción de un índice de tercera generación como el desarrollado en esta investigación permitirá la toma de decisiones en la planificación de la inversión en el sector de la gestión de agua potable y saneamiento en Costa Rica y países con características similares, como

son el resto de la región Centroamericana, el Caribe, y algunos otros países de renta media y baja.

Lista de acrónimos

ASADA: Asociaciones Administradoras de Sistemas de Acueductos y Alcantarillados Comunales.

AyA: Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados.

IRSSAS: Índice de Riesgo en la Sostenibilidad de la prestación del Servicio de agua potable y Saneamiento.

PSAS: Prestación Sostenible de Agua y Saneamiento.

MinSalud: Ministerio de Salud.

Agradecimientos

Financiamiento: proyecto 146-074 VIE TEC.

Agradecimientos: a las ASADAS que ofrecieron su información, y al AyA la colaboración en el suministro de base de datos.

Conflicto de intereses: los autores no declaran ningún conflicto de interés.

Referencias

- Andrade-de-Costa, D., Soares-de-Azevedo, J. P., Dos-Santos, M. A., & Dos-Santos-Facchetti-Vinhaes-Assumpção, R. (2020). Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic forest. *Scientific Reports*, 10(1) DOI: 10.1038/s41598-020-78563-0
- Balkema, A. J., Preisig, H. A., Otterpohl, R., & Lambert, F. J. D. (2002). Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems. *Urban Water*, 4(2), 153-161. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00014-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00014-6)
- Baltodano-Obando, D. (2017). *Herramienta para la mejora de la gestión físico-sanitaria de 10 ASADAS de la región Pacífico Central de Costa Rica* (tesis de Licenciatura en Tecnologías Limpias). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. Recuperado de <https://repositorio.una.ac.cr/handle/11056/13659?show=full>
- Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G., & Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología en Marcha*, 30(4), 15-27. Recuperado de <https://dx.doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>

- Carter, R. C., Tyrrel, S. F., & Howsam, P. (1999). The impact and sustainability of community water supply and sanitation programmes in developing countries. *Water and Environment Journal*, 13, 292-296. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1999.tb01050.x>
- Dickin, S., Bisung, E., Nansi, J., & Charles, K. (2021). Empowerment in water, sanitation and hygiene index. *World Development*, 137. DOI: 10.1016/j.worlddev.2020.105158
- González-Pérez, M. F., & Jiménez, F. (2013). Gestión del agua para consumo humano de las asociaciones administradores de acueductos y alcantarillados (ASADAS) de Buenos Aires y Suerre, Área de conservación de Tortuguero, Costa Rica. *Aqua-LAC*, 5(1), 1-21.
- Hoekstra, A., & Chapagain, A. (2007). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management*, 21, 35-48. Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5591-1_3
- Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. (2016). *Política nacional de agua potable de Costa Rica 2017-2030*. San José, Costa Rica: Comisión Interinstitucional. Recuperado de <http://www.aya.go.cr>

- McConville, J., & Mihelcic, J. (2007). Adapting life-cycle thinking tools to evaluate project sustainability in international water and sanitation development work. *Environmental Engineering Science*, 24(7), 937-948. Recuperado de <http://doi.org/10.1089/ees.2006.0225>
- Navarro-Garro, A., Araya-Rodríguez, F., Pérez-Murillo, D. F., Moreira-Segura, C., & Estrada-Ugalde, M. (2013). Vulnerabilidad de los sistemas de acueductos rurales: cómo identificarla. *Revista Tecnología en Marcha*, 26(3), 62-73. Recuperado de <https://doi.org/10.18845/tm.v26i3.1518>
- Niemeijer, D., & De-Groot, R. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8, 14-25.
- ODS, Objetivos de Desarrollo Sostenible. (2015). *Objetivos y metas desarrollo sostenible agenda 2030, Naciones Unidas*. Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- Pino-Gomez, M., Soto-Córdoba, S., & Gaviria-Montoya, L. (2021). Construcción del índice de riesgo para determinar la sostenibilidad del servicio de agua y saneamiento (IRSSAS) en distritos rurales de Costa Rica atendidos por ASADAs. *Tecnología en Marcha*, 34(3). DOI: <https://doi.org/10.18845/tm.v34i3.5198>

- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2019). *Guía de trabajo para las ASADAs, enfoque de cuenca*. Recuperado de <https://www.cr.undp.org/content/costarica/es/home/library/Masculinidadesytendenciasdelictivas1.html>
- Quiroga, M. R. (2009). *Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe, CEPAL, Santiago de Chile*. Recuperado de https://www.cepal.org/sites/default/files/courses/files/8_manual-61-cepal_formatoserie_color.pdf
- Rees, W., & Wackernagel, M. (1996). Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable—And why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16(4-6), 223-248. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(96\)00022-4](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(96)00022-4)
- Romanelli, A., & Massone, H. (2016). Desarrollo de indicadores ambientales e índice de calidad de lagos someros pampeanos de Argentina con alta intervención antrópica. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 123-137. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222016000600123&lng=es&tlng=es

- Soto-Córdoba, S. M., Gaviria-Montoya, L., & Pino-Gómez, M. (2019). Estudio de caso: disposición de las aguas residuales domésticas en zonas rurales de costa rica. *Ambiente & Sociedad*, 22, e01562. Epub August 26, 2019. Recuperado de <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20170156r2vu2019l2ao>
- Soto-Córdoba, S. M., Gaviria-Montoya, L., & Pino-Gómez, M. (2016a). Situación de la gestión del agua potable en las zonas rurales de la provincia de Cartago, Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(8), 67-76. Recuperado de <https://doi.org/10.18845/tm.v29i8.2986>
- Soto-Córdoba, S. M., Pino-Gómez, M., & Gaviria-Montoya, L. (2016b). Build up a database to determine the management of drinking water in the Province of Cartago, Costa Rica. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 6(4), 584-592. DOI: <https://doi.org/10.2166/washdev.2016.092>
- Suárez-Serrano, A., Baldioceda-Garro, Á., Durán-Sanabria, G., Rojas-Conejo, J., Rojas-Cantillano, D., & Guillén-Watson, A. (2019). Seguridad hídrica: gestión del agua en comunidades rurales del Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 53(2), 25-46. Recuperado de <https://dx.doi.org/10.15359/rca.53-2.2>

- UN, United Nations. (1984). *A framework for the development of environmental statistic* (Statistical Papers Series # 78). New York: United Nations. Recuperado de http://unstats.un.org/unsd/publication/SeriesM/SeriesM_78e.pdf.
- Vázquez-Valencia, R. A, & García-Almada, R M. (2018). Indicadores PER y FPEIR para el análisis de la sustentabilidad en el municipio de Cihuatlán, Jalisco, México. *Nósis. Revista de Ciencias Sociales y Humanidades*, 27(53-1), 1-26. Recuperado de <https://doi.org/10.20983/noesis.2018.3.1>



DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-10

Notas

Impacto del cambio de cobertura y uso de suelo y cambio climático en la respuesta hidrológica de la cuenca de la presa El Rejón mediante el uso de inteligencia artificial

Land use/land cover change and climate change impact on the hydrological response of El Rejón Dam watershed using artificial intelligence

Jassef Gerardo Simental-Nájera¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1082-0657>

Felipe Ignacio Arreguín-Cortés², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6577-6497>

Michelle Farfán-Gutiérrez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4948-1453>

Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5104-6258>

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, jas521@hotmail.com



²Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México,
farreguin2011@gmail.com

³Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México,
farfanmichel@gmail.com

⁴Tecnológico de Monterrey, Campus Monterrey, Monterrey, México,
celizacervantes@gmail.com

Autor para correspondencia: Jassef Gerardo Simental-Nájera,
jas521@hotmail.com

Resumen

Este trabajo tiene como objetivo estimar el impacto potencial del cambio de cobertura y uso de suelo (CCUS) de la cuenca de aportación, así como el efecto del cambio climático en la precipitación para determinar la respuesta hidrológica de una cuenca de aportación y por consecuencia en el dimensionamiento de una obra hidráulica. En este análisis se determinó el gasto máximo de diseño de la presa El Rejón para el año 2053 mediante una técnica de inteligencia artificial, que se basa en el aprendizaje de información geoespacial histórica para desarrollar una proyección. Mientras que para considerar el efecto del cambio climático en la precipitación de la zona de estudio se utilizó el escenario CMIP5 con el modelo HADGEM2_ES. Los resultados indican un incremento de 9.48 % en el gasto debido al cambio de uso de suelo y cobertura vegetal, y un



aumento de hasta 41.52 % por efecto del cambio climático en la precipitación. Para contrarrestar este incremento de escurrimiento se concluye que es necesario reforestar la zona alta en la cuenca de la presa El Rejón debido a que la superficie del bosque está decreciendo y se induce pastizal. Este estudio presenta el primer análisis y proyección con base en inteligencia artificial para considerar el cambio de uso de suelo y su potencial impacto en el gasto de diseño de una obra hidráulica en México.

Palabras clave: obras hidráulicas, CCUS, autómatas celulares, cadenas de Márkov, cuarta revolución industrial, índice de precipitación, IPCC.

Abstract

The main objective of this study was to calculate the potential impact of the land use land cover (LULC) change, in addition to the climate change effect on precipitation on hydrological response of the dam watershed and therefore on the design of the hydraulic work. The maximum design discharge flow of El Rejón Dam for 2053 was estimated using cellular automata, an artificial intelligence technique which is based on historical geospatial information for the calibration of the parameters. While, to consider the effect of climate change on precipitation in the study area the CMIP5 scenario was used with the HADGEM2_ES model. The results indicate an increase of 9.48% in the maximum design flow due to LULC dynamics and an increase of up to 41.52% owing to the effect of climate change on precipitation. To counteract this increase, it is concluded that



the reforestation of the upper area of the watershed is necessary, since the forest area is decreasing and turning into grassland. This work presents the first analysis and projection based on artificial intelligence, to consider the change in land use and its potential impact on the maximum design flow of a hydraulic work in Mexico.

Keywords: Hydraulic works, LULC, cellular-automata, Markov chain, fourth industrial revolution, precipitation index, IPCC.

Recibido: 26/06/2020

Aceptado: 21/01/2022

Introducción

El cambio de cobertura y uso de suelo (CCUS) influye en gran medida en las características del escurrimiento de una cuenca, y afecta la disponibilidad de agua superficial y subterránea del área (Sajikumar & Remya, 2015). Cuando se trata de una cuenca de aportación a una presa, en muchos casos se incrementa el volumen de escurrimiento y las



dimensiones originales quedan por debajo de lo requerido a lo largo de su vida útil.

La intensidad del cambio de uso de suelo y sus consecuencias para el medio ambiente justifican el empleo de herramientas como la inteligencia artificial, con técnicas como los autómatas celulares (Wu *et al.*, 2006).

En inteligencia artificial, un autómata celular es un elemento que está dotado de controles autónomos que percibe su entorno, persiste durante un periodo de tiempo prolongado, se adapta a los cambios y es capaz de alcanzar objetivos diferentes (Coarite-Coque, 2008).

En la simulación de CCUS, además del uso de autómatas celulares, se utilizan cadenas de Márkov, que son una secuencia $X_1, X_2, X_3...$ de variables aleatorias, donde el valor de X_n es el estado del proceso en el tiempo n y la distribución de probabilidad condicional de X_{n+1} en estados pasados es una función de X_n por sí sola, como se muestra en la Ecuación (1) (Basharin, Langville, & Naumov, 2004):

$$P(X_{n+1} = x_{n+1} | X_n = x_n, X_{n-1} = x_{n-1}, \dots, X_2 = x_2, X_1 = x_1) = P(X_{n+1} = x_{n+1} | X_n = x_n) \quad (1)$$

Donde:

X_i = el estado del proceso en el instante i .



La principal característica de las cadenas de Márkov en procesos estocásticos es que "carecen de memoria", lo que significa que la distribución de probabilidad del valor futuro de una variable aleatoria depende únicamente de su valor presente, siendo independiente de la historia de dicha variable (Norris, 1998). En el caso de modelos de simulación de CCUS, las cadenas de Márkov sirven para determinar la tasa de cambio entre dos mapas.

Modelos de simulación de CCUS

La estimación del escurrimiento en una cuenca, es decir, de su respuesta hidrológica para el diseño de obras hidráulicas se basa en datos hidrométricos, pluviométricos y sus características físicas. Dentro de las características físicas se incluyen el tipo y uso de suelo, que es representado por el parámetro llamado número de curva. En general, se considera que el CCUS, al igual que el tipo de suelo, mantiene sus propiedades durante la vida útil de la obra, cuando en realidad el cambio de cobertura y uso de suelo implica una tendencia a incrementar la impermeabilidad y a disminuir la capacidad de infiltración. Excluir este



cambio lleva a una subestimación del escurrimiento y de las dimensiones de las obras, de ahí la importancia de la modelación del CCUS.

Existen dos tipos de modelos de simulación de CCUS: los más simples basados en regresión y los que emplean transición espacial (Henríquez, Azócar, & Aguayo, 2006). Los primeros establecen relaciones entre un amplio rango de variables predictivas y las probabilidades de CCUS, lo que lo hace un tipo de simulación simple; mientras que los modelos basados en transiciones espaciales comprenden, principalmente, las técnicas estocásticas basadas en las cadenas de Márkov y autómatas celulares, donde se asume de forma explícita que las áreas vecinas influyen en la probabilidad de transición del área o celda central, lo que podría representar la mejor opción para simular un fenómeno dinámico (Reynoso, Valdez, Escalona, De-los-Santos, & Pérez, 2016).

El desarrollo de modelos espacio temporales en los cuales el estado o atributo de una determinada ubicación geográfica cambia a lo largo del tiempo como respuesta de un conjunto de conductores es un requisito fundamental para el modelado ambiental y, por lo tanto, abre una vía de posibilidades para la representación de los fenómenos dinámicos (Soares-Filho *et al.*, 2006).

Aun cuando se sabe que el CCUS es causado sobre todo por el crecimiento de la población humana y las altas tasas de consumo de recursos (Morales-Maqueda, 1995), hay diversos factores involucrados como en otros fenómenos dinámicos, por lo cual no existe un solo enfoque específico que determine o explique el CCUS. Así, elegir un modelo

depende de los objetivos de la investigación, llegando a utilizar más de uno si fuese necesario, por medio de la combinación y el uso de técnicas cartográficas, sistemas de información geográfica y modelos estadísticos multivariantes (Verburg, Kok, Pontius, & Veldkamp, 2006).

Para los propósitos de este trabajo se eligió DINAMICA EGO versión 4.0, un *software* gratuito desarrollado en Brasil, que cuenta con amplias ventajas en la identificación de impulsores de cambio, cálculos de tasas de transición y monitoreo de las trayectorias en la simulación de escenarios de CCUS.

Índice de precipitación ante el cambio climático

El recurso más avanzado del que se dispone para el estudio del clima es el conjunto de modelos de circulación general de atmósfera y océano acoplados (GCMs) (IPCC, 2015). Estos modelos, basados en leyes fundamentales de la física, simulan una gran variedad de los procesos que ocurren en un rango muy amplio de escalas espaciales y temporales entre los diversos subsistemas climáticos. Dichos modelos poseen resoluciones espaciales variadas que se han venido refinando en el transcurso del



tiempo (ahora se dispone de resoluciones del orden de los 30" x 30"), que permiten su aplicación a escalas regionales (IPCC, 2015).

En México, los cambios más notables de precipitación se observan hacia la región del Pacífico centro y en el norte, con anomalías que van de -60 a -100 mm al año (Conde- Álvarez & Gay-García, 2008).

Otra variable indispensable en el escenario de cambio climático es el forzamiento radiativo, que en términos del IPCC es una perturbación externa impuesta al balance radiativo del sistema climático de la Tierra, que podría conducir a cambios en la precipitación y la temperatura (Erlick, Russell, & Ramaswamy, 2001).

Materiales y métodos

Zona de estudio: presa El Rejón

La presa el Rejón está localizada en el arroyo El Rejón (Figura 1), afluente del río Chuvíscar, al suroeste de la ciudad de Chihuahua, Chihuahua, México.



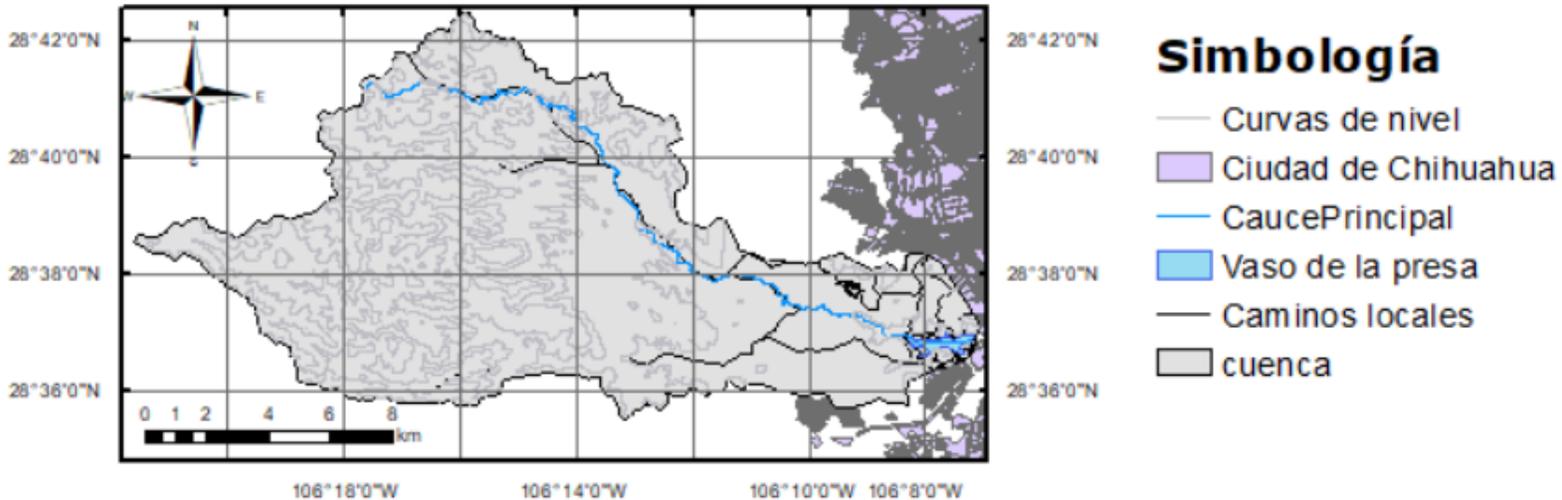


Figura 1. Cuenca de la presa El Rejón. Fuente: INEGI (2017).

Los trabajos de construcción de la presa se terminaron en 1966. La cortina cuenta con una altura de 33 m y una longitud de 300 m, además de un dique de 10 m de altura y 490 m de largo que cierra el embalse ubicado al sur de la cortina. La presa almacena 7.88 hm³ de agua (capacidad total); tiene una superficie de 0.58 km² al NAMO, y es alimentada por una cuenca de 149.69 km². La avenida para la cual se diseñó y construyó el vertedor es de 800 m³/s, que corresponde a un periodo de retorno de 10 000 años (Conagua, 2000).

La hidrografía se obtuvo a través del portal SIATL (simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas del INEGI) a partir de la red hidrográfica con escala 1:50 000; la longitud del cauce principal es de 26.06 km y tiene una pendiente media del 2.16 %.

La clasificación edafológica de la cuenca de estudio se muestra en la Figura 2. En el estado de Chihuahua, los tipos de suelo más abundantes son los regosoles (30%), calcisoles (26%), feozems (19%) y leptosoles (11%) (Conabio, 2008). Estos tipos muestran ciertos patrones de localización comunes, asociados con las características del relieve y de la cobertura vegetal (Pérez-Cutillas, Amado-Álvarez, Segovia-Ortega, Conesa-García, & Alarcón-Cabañero, 2019).

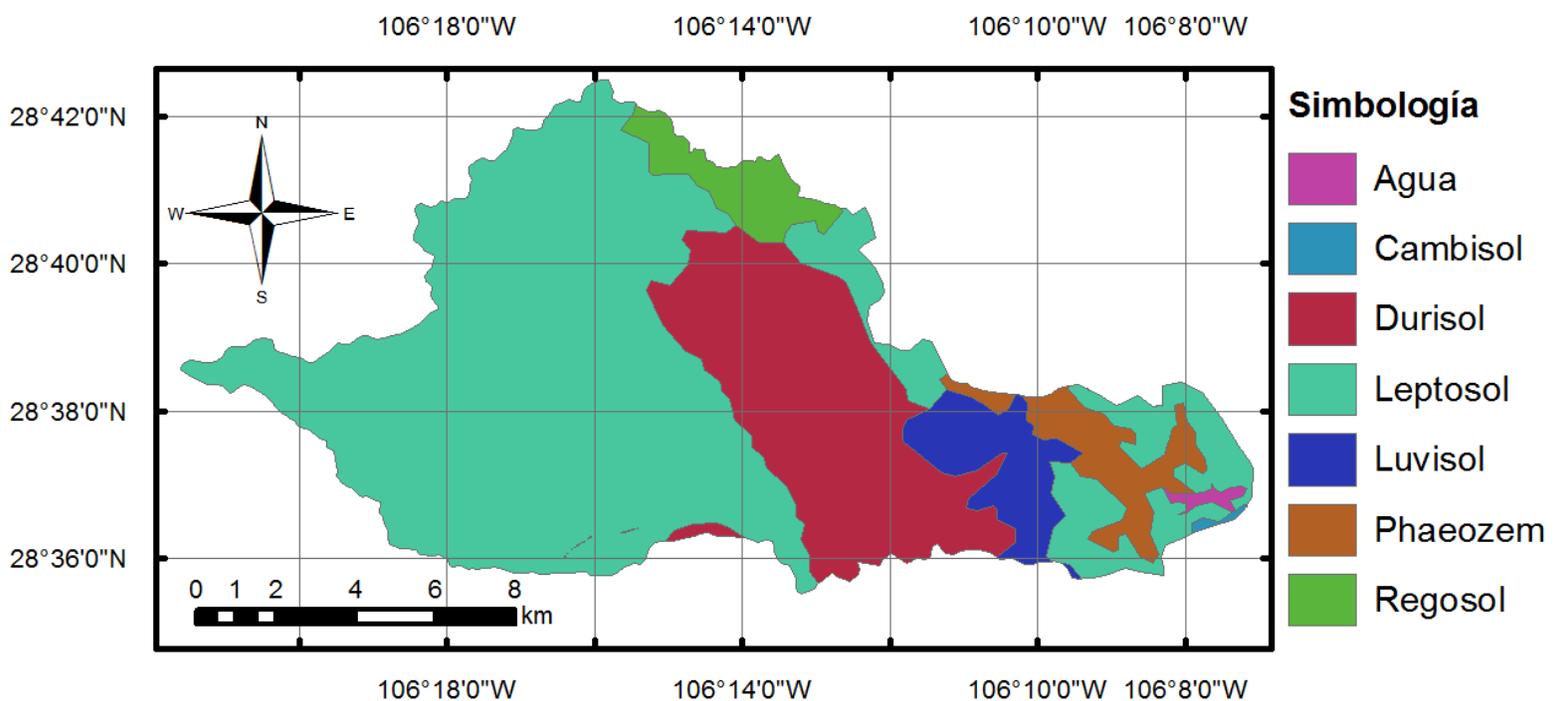


Figura 2. Edafología de la cuenca El Rejón. Fuente: INEGI (1994).

El conjunto de datos vectoriales de CUS serie VI se obtuvo por medio de imágenes del satélite LANDSAT 8, analizadas, procesadas y distribuidas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) para México en 2017, los cuales se presentan en la Figura 3.

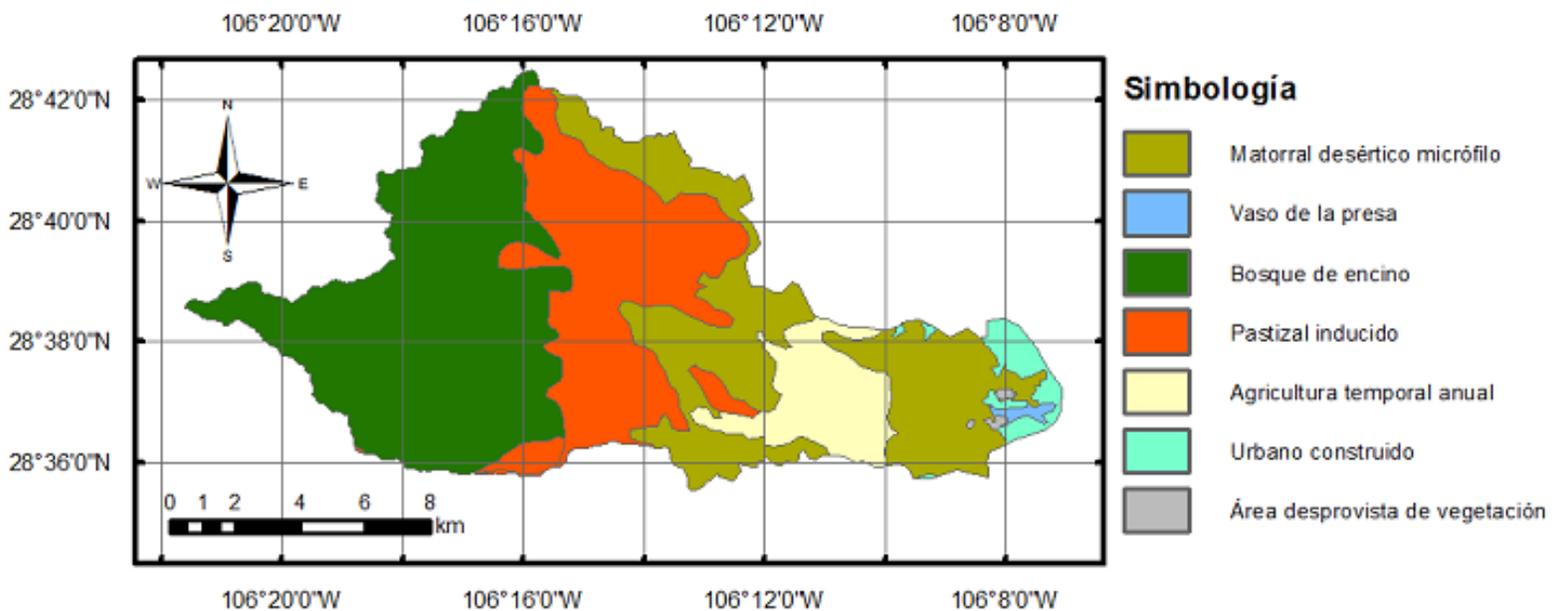


Figura 3. CUS de la cuenca El Rejón. Fuente: INEGI (2017).

En la cuenca de la presa El Rejón, la clase de CUS urbano construido tiene un área de 3.85 km², que representa el 2.57 % de toda la cuenca, zona en la que se espera una mayor impermeabilidad del suelo, es decir, mayor escurrimiento. El análisis lluvia escurrimiento de la cuenca se

realizó considerando tres estaciones climatológicas: Observatorio, Chihuahua y El Rejón.

Modelo de simulación de CCUS de la cuenca de la presa El Rejón

La estructura del modelo de simulación de CCUS (Figura 4) contempla tres etapas principales: calibración, simulación y evaluación. La calibración se obtiene utilizando dos mapas de CUS del mismo sitio en distinto tiempo CUS (t_1) y CUS (t_2); después se obtiene una matriz de transición que relaciona los mapas (t_1-t_2) y determina el porcentaje de cambio entre las clases de uso de suelo. Esta matriz es descrita como un sistema que se mueve en incrementos de tiempo discretos, en los que el valor de cualquier variable en un periodo de tiempo dado es la suma de porcentajes fijos de valores de todas las variables en el paso de tiempo anterior.

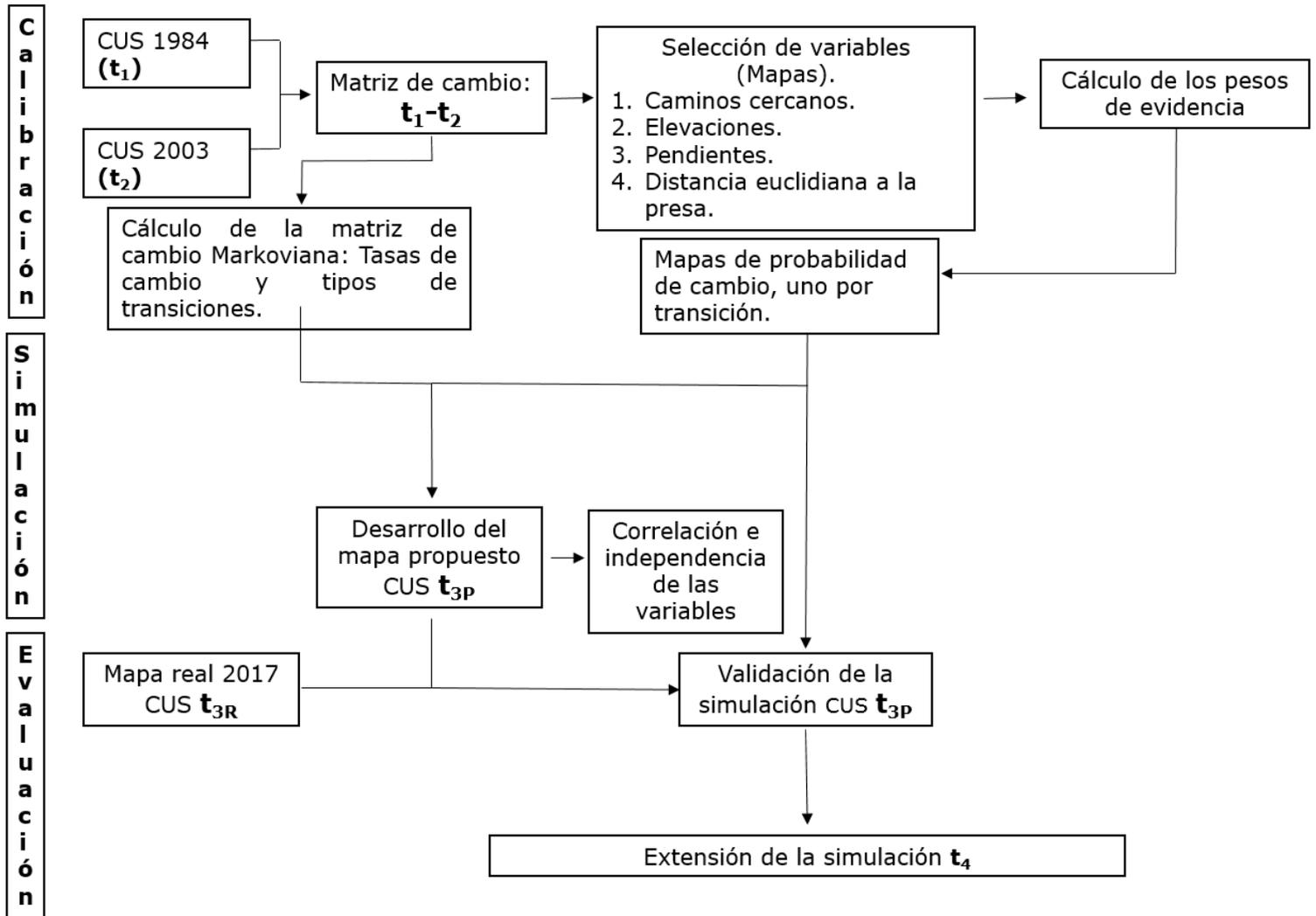


Figura 4. Estructura del modelo de cambio de cobertura y uso de suelo.
Fuente: elaboración propia.

Las tasas de incremento establecen la cantidad neta de cambios, es decir, el porcentaje de tierra que cambiará a otro estado (uso de la tierra

y cobertura vegetal) y, por lo tanto, se conocen como tasas netas (Soares-Filho *et al.*, 2006).

Además de utilizar los mapas CUS, es necesario considerar mapas cualitativos (selección de variables) que podrían incrementar las probabilidades de que una clase de CUS cambie a otra; a estas probabilidades se les llama pesos de evidencia, que consisten en un método bayesiano, en el que el efecto de una variable espacial en una transición se calcula independientemente de una solución combinada, lo que produce un mapa de probabilidad de transición que representa las áreas más favorables para un cambio de clases (Soares-Filho *et al.*, 2006).

Con la matriz de transición entre mapas (t_1-t_2) y los pesos de evidencia estimados se realiza la simulación, y se obtiene un mapa de cobertura y uso de suelo para t_3 , CUS (t_{3p}). A continuación se iteran manualmente los pesos de evidencia hasta que el mapa obtenido de la simulación CUS (t_{3p}) sea similar al mapa real CUS (t_{3R}).

Por último, se hace la evaluación del modelo, estructurado en dos partes. La primera consiste en validar el mapa de CUS t_{3p} comparándolo con el mapa de CUS (t_{3R}) a través de DINAMICA EGO, usando ventanas múltiples con una función de decaimiento constante y la segunda en proyectar el tiempo de simulación del modelo a un horizonte mayor (t_4).

Aplicación del IPcc a la precipitación máxima anual

A través del Atlas de Cambio Climático Digital de México (<http://uniatmos.atmosfera.unam.mx/ACDM/servmapas>) se puede visualizar el acoplamiento del escenario CMIP5, a los modelos disponibles, y obtener los metadatos requeridos para el análisis, lo cual desde el enfoque técnico es una herramienta útil con información precisa y regionalizada (Fernández-Esguiarte, Zavala-Hidalgo, Romero-Centeno, Conde-Álvarez, & Trejo-Vázquez, 2015).

Entre los metadatos que se obtienen es posible identificar los porcentajes de cambio de precipitación en las estaciones climatológicas de la zona de estudio, los cuales se utilizan como parámetro de precipitación ante el cambio climático (Rivas-Acosta, Güitrón-De-los-Reyes, & Ballinas-González, 2010) para modificar la precipitación máxima anual (Ecuación (2)):

$$PMA_{IPCC} = PMA + PMA * \left(\frac{IPCC}{100}\right) \quad (2)$$

Donde:



PMA_{IPCC} = precipitación máxima anual afectada por el índice de precipitación ante el cambio climático, mm.

PMA = precipitación máxima anual, mm.

IPcc = índice de precipitación ante el cambio climático, adimensional.

Resultados

La construcción del modelo de CCUS de la cuenca El Rejón se realizó con base en los mapas correspondientes a los años 1984 (CUS t_1) y 2003 (CUS t_2) y para la validación del modelo se usó el mapa del año 2017 (CUS t_{3R}), como se muestra en la Figura 5 (a, b, c). Una revisión visual muestra que las clases de CUS urbano construido y de agricultura temporal tienden a crecer; sin embargo, es necesario cuantificar ese cambio, para lo cual se debe obtener una matriz de transición.

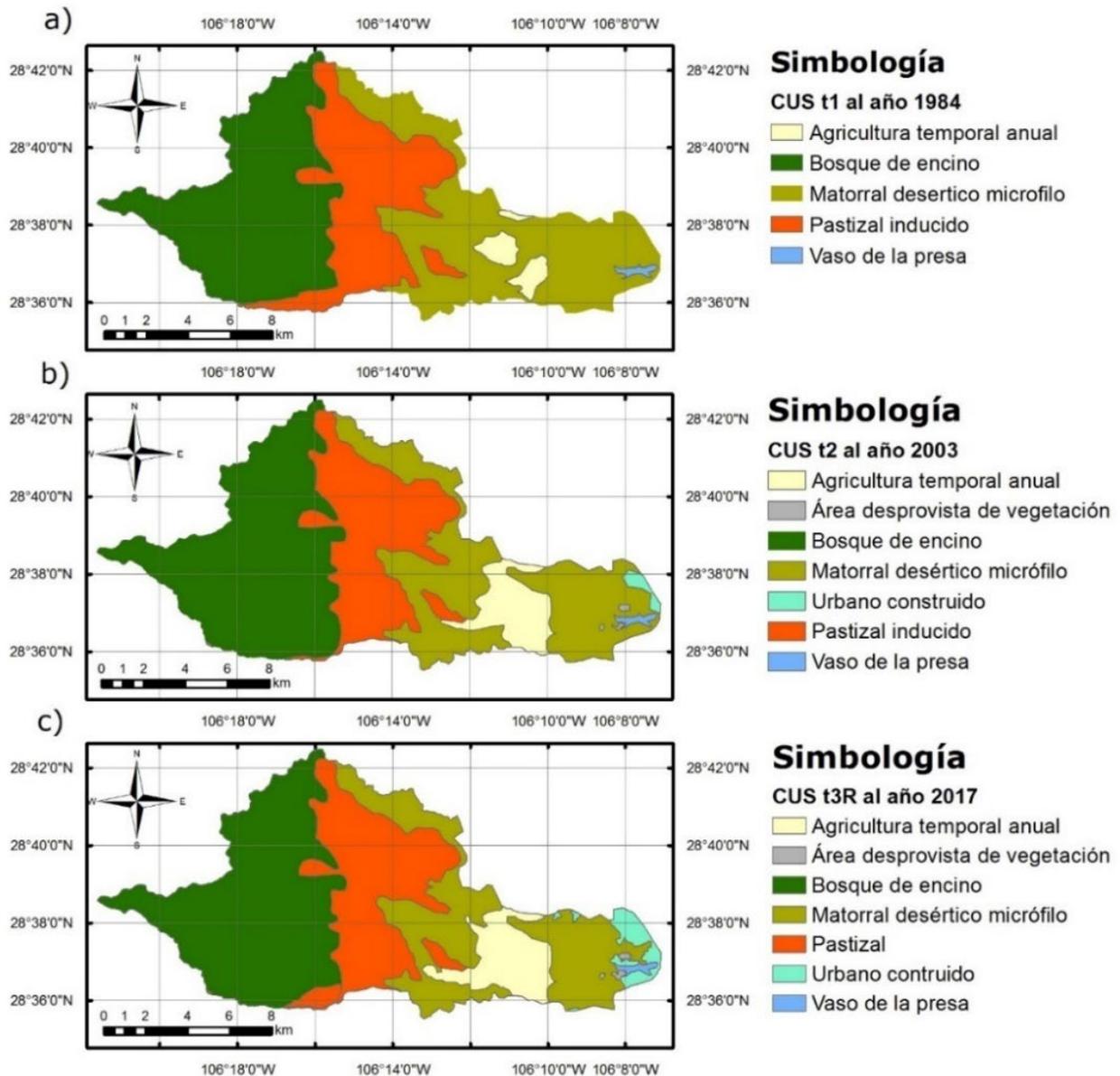


Figura 5. Mapas de CUS correspondientes a los años 1984 (a), 2003 (b) y 2017 (c) de la cuenca El Rejón, Chihuahua, México. Fuentes: INEGI (1984), INEGI (2003) e INEGI (2017).

En la Tabla 1 se muestran las tasas de transición entre los mapas de CUS (t_1) y (t_2) generados a partir de DINAMICA EGO. Las mayores tasas de transición (de = renglón; a = columna) ocurren de la clase de 1 a 6 con una tasa de 2.44 % anual; de 1 a 7 con una tasa anual de 0.63 %; de 1 a 5 con una tasa anual de 0.67 %, y de 3 a 4 con una tasa anual de 0.64 %.

Tabla 1. Matriz de transición de 19 años para los mapas CUS de los años 1984 y 2003.

De/a		1	2	3	4	5	6	7
		Matorral desértico micrófilo	Agua	Bosque de encino	Pastizal natural	Agricultura temporal anual	Urbano construido	Área desprovista de vegetación
1	Matorral desértico micrófilo	XXXX	--	--	0.0041228	0.0067243	0.0244602	0.0063069
2	Agua	--	XXXX	--	--	--	--	--
3	Bosque de encino	--	--	XXXX	0.006429	--	--	--
4	Pastizal natural	0.0028693	--	0.0062571	XXXX	0.0001460	--	--
5	Agricultura temporal anual	0.0027627	--	--	--	XXXX	--	--
6	Urbano construido	--	--	--	--	--	XXXX	--
7	Área desprovista de vegetación	--	--	--	--	--	--	XXXX

Fuente: elaboración propia.

En la Figura 6, Figura 7, Figura 8 y Figura 9 se muestran los mapas cualitativos que se usaron como variables en el caso de estudio. La variable de caminos locales (Figura 6) se usó debido a que éstos son la antesala al uso de suelo urbano construido. El modelo digital de elevaciones (Figura 7) y el mapa de pendientes (Figura 8) en conjunto sugieren el uso antrópico de áreas en llano, así como la deforestación de áreas con mayor pendiente. Por último, el mapa de la distancia euclidiana a la presa (Figura 9) representa la probabilidad de cambio de uso de suelo en relación con la cercanía al vaso; esto se puede observar en los mapas CUS t_1 y t_2 , donde gran parte de lo que era matorral desértico pasó a ser usado para agricultura temporal.

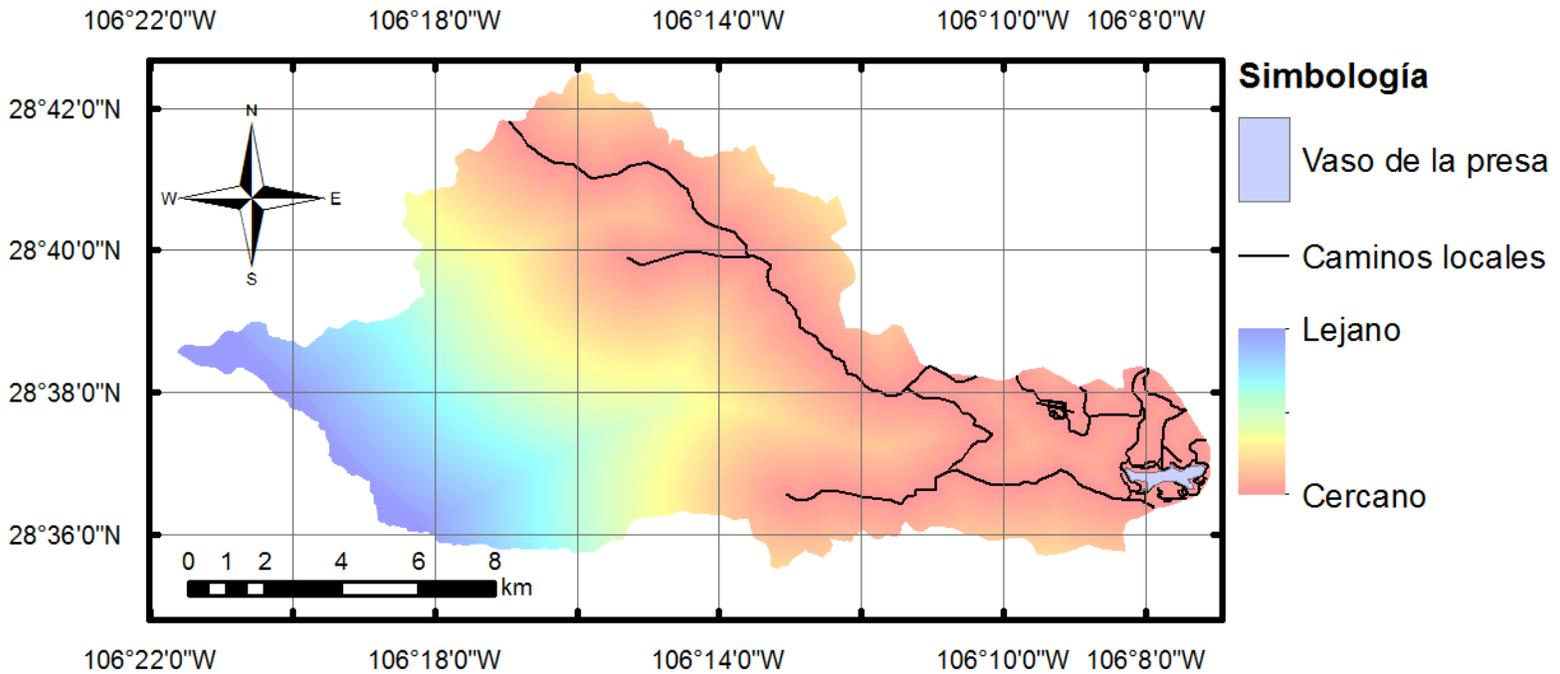


Figura 6. Mapa de caminos locales y rurales de la cuenca El Rejón, Chihuahua, México. Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2017).

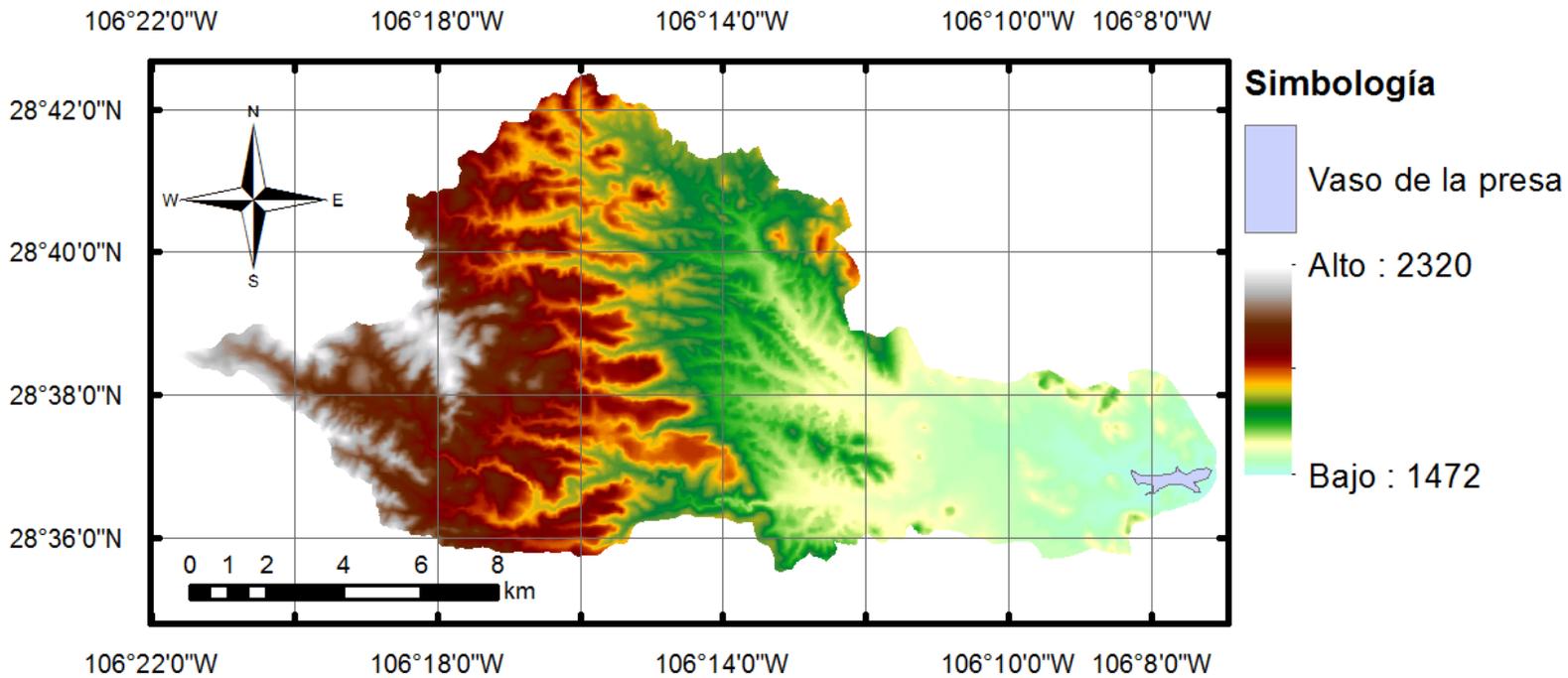


Figura 7. Modelo digital de elevación de la presa El Rejón, Chihuahua, México. Fuente: elaboración propia con datos de CLICOM (2018).

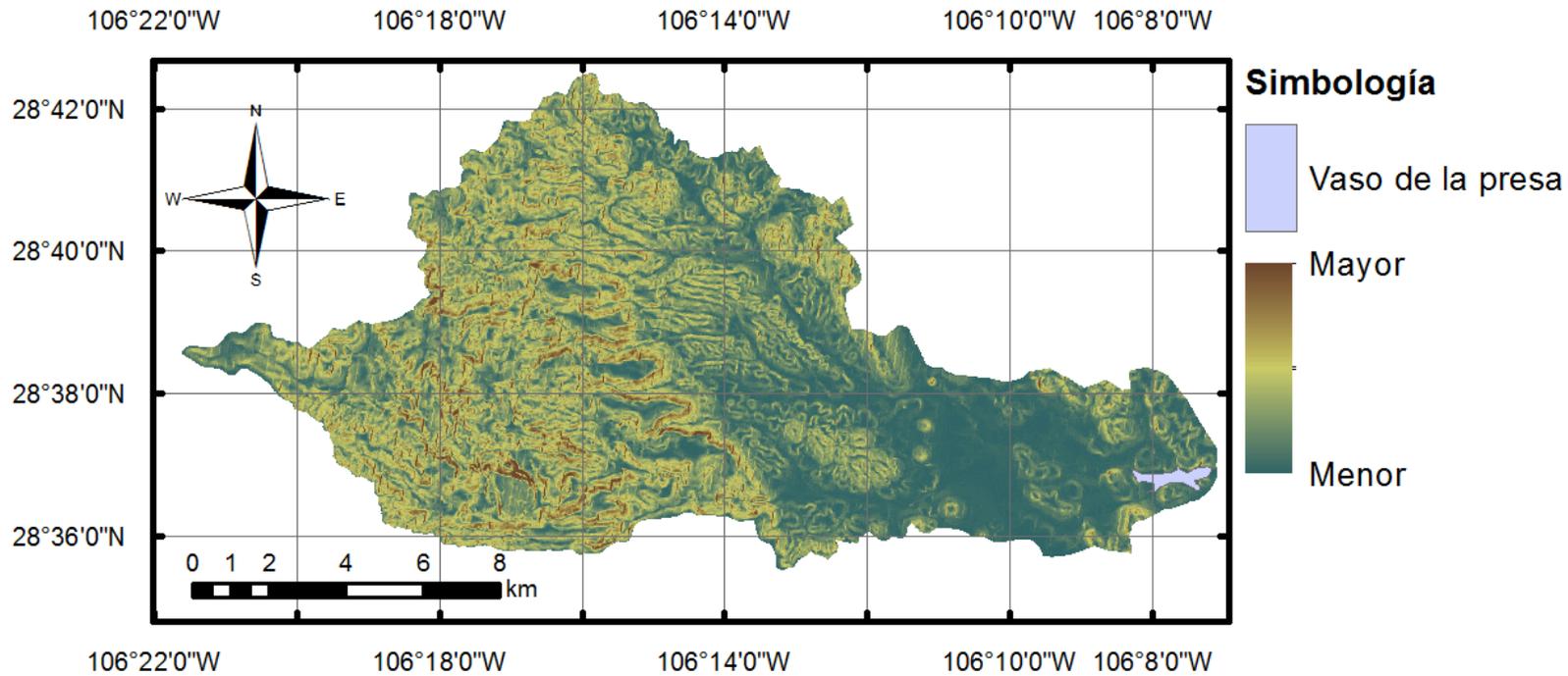


Figura 8. Mapa de pendientes presa El Rejón, Chihuahua, México.

Fuente: elaboración propia con información del INEGI (1994).

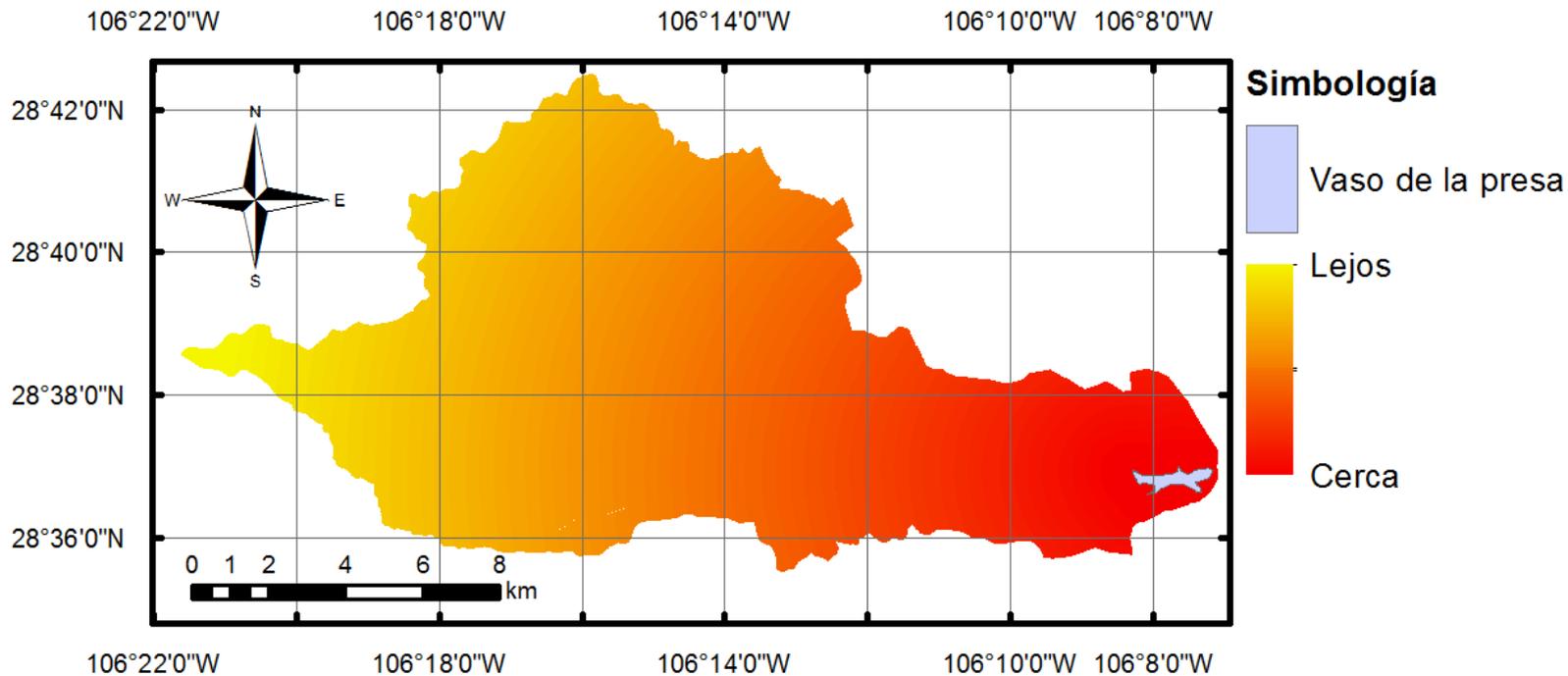


Figura 9. Mapa de distancia euclidiana a la presa El Rejón, Chihuahua, México. Fuente: elaboración propia con datos vectoriales del INEGI (1994).

DINAMICA EGO realiza pruebas de pares para mapas categóricos con el fin de probar el supuesto de independencia. Los métodos empleados son Cramer, la prueba de Contingencia y la prueba de Información Conjunta de Incertidumbre (Delaneze & Setti-Riedel, 2018).

Los resultados se muestran en la Tabla 2, donde la mayor independencia sería igual a 0 y la mayor correlación equivale a 1.

Tabla 2. Independencia de los mapas para el modelo de CCUS de la cuenca El Rejón, Chihuahua, México.

De	A	Primera variable	Segunda variable	Cramer	Contingencia	Incertidumbre
1	5	Caminos/distance_to_1	MDE/layer_0	0.30	0.67	0.26
1	5	Caminos/distance_to_1	Mapa_Pendientes/layer_0	0.15	0.42	0.06
1	5	Caminos/distance_to_1	distance_inicial/distance_to_2	0.25	0.59	0.18
1	5	MDE/layer_0	Mapa_Pendientes/layer_0	0.19	0.55	0.13
1	5	MDE/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.31	0.78	0.44
1	5	Mapa_Pendientes/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.16	0.49	0.10
1	6	Dist_Euclidiana/layer_0	Caminos/distance_to_1	0.32	0.58	0.19
1	6	Dist_Euclidiana/layer_0	MDE/layer_0	0.59	0.80	0.46
1	6	Dist_Euclidiana/layer_0	Mapa_Pendientes/layer_0	0.29	0.45	0.12
1	6	Dist_Euclidiana/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.62	0.88	0.74
1	6	Caminos/distance_to_1	MDE/layer_0	0.39	0.66	0.31
1	6	Caminos/distance_to_1	Mapa_Pendientes/layer_0	0.21	0.35	0.08
1	6	Caminos/distance_to_1	distance_inicial/distance_to_2	0.33	0.59	0.21
1	6	MDE/layer_0	Mapa_Pendientes/layer_0	0.32	0.48	0.15
1	6	MDE/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.60	0.80	0.51
1	6	Mapa_Pendientes/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.27	0.43	0.12
1	7	Caminos/distance_to_1	MDE/layer_0	0.39	0.66	0.31
1	7	Caminos/distance_to_1	Mapa_Pendientes/layer_0	0.20	0.41	0.07
1	7	Caminos/distance_to_1	distance_inicial/distance_to_2	0.32	0.58	0.21
1	7	MDE/layer_0	Mapa_Pendientes/layer_0	0.30	0.56	0.14
1	7	MDE/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.58	0.79	0.51
1	7	Mapa_Pendientes/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.25	0.52	0.11
3	4	Caminos/distance_to_1	MDE/layer_0	0.40	0.66	0.23
3	4	Caminos/distance_to_1	Mapa_Pendientes/layer_0	0.26	0.41	0.06
3	4	Caminos/distance_to_1	distance_inicial/distance_to_2	0.25	0.58	0.13
3	4	MDE/layer_0	Mapa_Pendientes/layer_0	0.27	0.42	0.09
3	4	MDE/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.48	0.73	0.39
3	4	Mapa_Pendientes/layer_0	distance_inicial/distance_to_2	0.27	0.42	0.08

Fuente: elaboración propia en el *software* DINAMICA EGO.

Los modelos espaciales requieren una comparación dentro de un contexto de vecindad, porque incluso los mapas que no coinciden exactamente celda por celda podrían presentar patrones similares y una concordancia espacial dentro de una cierta celda de cambio (Soares-Filho *et al.*, 2006).

En la validación del modelo de simulación de CCUS se emplea una función de decaimiento constante dentro de un tamaño de ventana variable. En el entendido de que una visualización de ventana de 1 x 1 es el total del terreno mostrado en el mapa, equivalente a un rectángulo de 23.64 x 12.91 km para la zona de estudio, entre más ventanas existan la amplitud de cada una tendrá una dimensión menor. La comparación con ventanas cada vez más pequeñas para determinar qué tanta similitud existe entre los mapas se hace hasta que aunque se incremente el número de ventanas la similitud no cambie.

Se analizó hasta una resolución de 101 x 101 ventanas (234.06 x 127.82 m), pues se observó que la diferencia de mínima similitud entre los mapas va disminuyendo hasta llegar a 0.001, por lo que ya no es necesario aumentar la resolución del análisis. Además, que la diferencia previa es de 0.004, lo que indica que el mapa CUS (t_{3P}) tiene una similitud de 0.812 con respecto al mapa CUS (t_{3R}), que se representa como 81.2 % de similitud. Piontekowski, Souza-Da Silva, Huamán-Mendoza, De-Souza-Costa y Campos (2012) sugieren que, en la validación del modelo de simulación, la similitud por encima de 50 % entre los mapas

comparados es satisfactoria, por lo que el porcentaje de 81.2 % de la validación del modelo de simulación de CCUS de la cuenca de la presa El Rejón es aceptable.

En la Figura 10 se presenta el mapa CUS t_4 , resultado de ampliar el horizonte de modelación a 50 años a partir del mapa CUS (t_2). El periodo de 50 años representa la vida útil de la obra hidráulica, que es el mínimo lapso durante el que se espera cumpla con la regulación de avenidas.

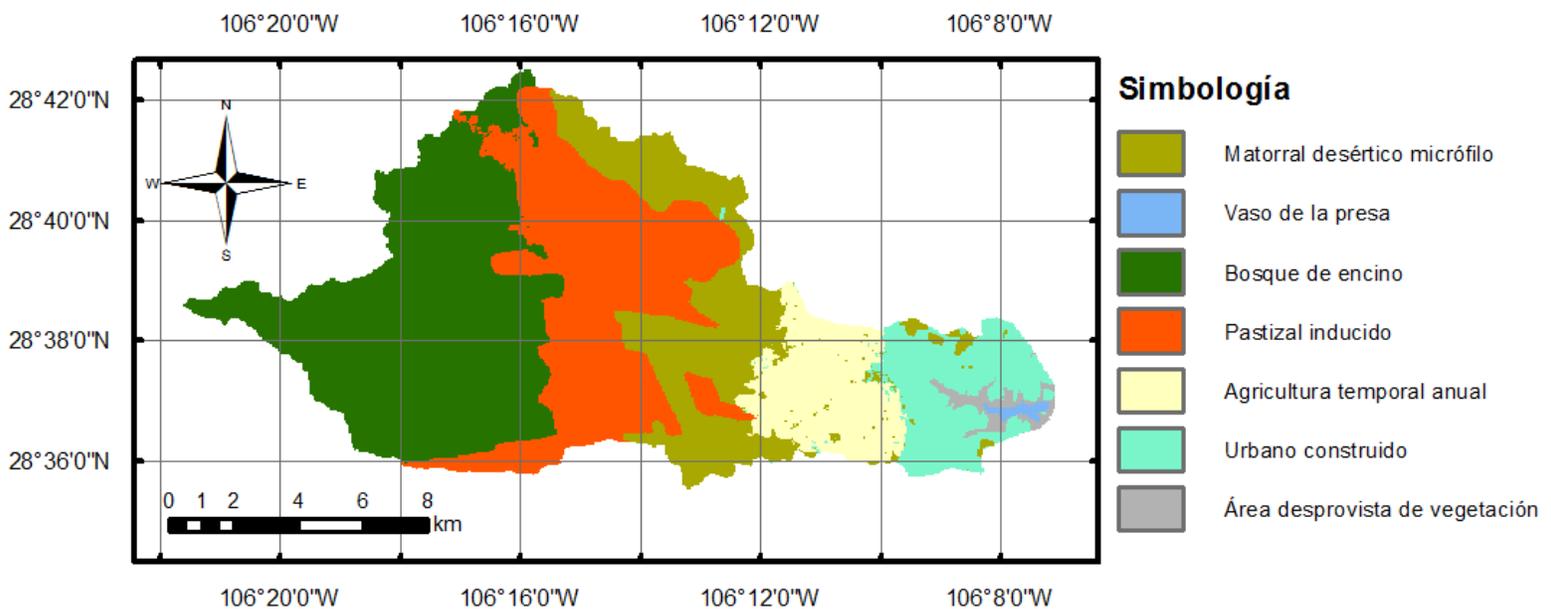


Figura 10. Mapa CUS (t_4) resultado de la modelación de simulación de CCUS de la cuenca presa El Rejón, Chihuahua, México, año 2053.

Fuente: elaboración propia con DINAMICA EGO.

En la Tabla 3 se muestra la diferencia entre CUS (t_4) y CUS (t_{3R}), es decir, entre las condiciones registradas en 2017 y las estimadas para 2053. De acuerdo con este mapa, la región de matorral desértico micrófilo es la que tendrá el decremento más significativo (12.138 km²), mientras que la clase urbano construido es la que presentará mayor crecimiento (9.837 km²). Esta misma tendencia se observó en el periodo 1984-2017, al inicio sin presencia de la clase urbano construido; luego, en CUS (t_2) se observa que inicia y por último en CUS (t_{3R}) se extiende en la zona alrededor del vaso.

Tabla 3. Diferencia entre el mapa de CUS (t_{3R}) y (t_4).

Uso de suelo y cobertura vegetal	Área, km ²		Diferencia t_4-t_{3R} , km ²
	2017 t_{3R}	2053 t_4	
Matorral desértico micrófilo	38.122	25.984	-12.138
Agua	0.581	0.581	0
Bosque de encino	57.9	53.643	-4.257
Pastizal inducido	36.63	39.565	2.935
Agricultura temporal anual	12.086	14.43	2.344
Urbano construido	3.851	13.688	9.837
Área desprovista de cobertura vegetal	0.52	1.799	1.279
Total	149.69	149.69	

Fuente: elaboración propia.

Este modelo es capaz de generar mapas año por año hasta un horizonte temporal máximo de 100; sin embargo, a mayor horizonte de tiempo entre el mapa base y el pronóstico, se genera más incertidumbre y probabilidad de discordancia con la realidad.

Precipitación máxima anual afectada por el IPcc

La obtención del gasto máximo de diseño (GMD) de una obra hidráulica implica la consideración de los valores máximos de precipitación, por tal motivo se acopló al escenario CMIP5 el modelo HADGEM2_ES regionalizado a 30"x30" con un forzamiento radiativo de 8.5 (el más alto), y se eligió el futuro medio (2045-2069) debido a que se adecua al estudio, dado que la proyección de CCUS corresponde al año 2053.

Se obtuvo el porcentaje de cambio de precipitación del modelo HADGEM2-ES en periodos mensuales (Tabla 4), el cual se utilizó como IPcc promedio para cada mes de lluvia solo en los meses en los que se registró la PMA de la cuenca.

Tabla 4. Resumen de los IPcc obtenidos para la cuenca de aportación a la presa El Rejón, Chihuahua, México.

Mes	IPcc %	Mes	IPcc %
Enero	-67.80	Julio	-8.51
Febrero	-100.00	Agosto	4.20
Marzo	-82.61	Septiembre	-11.30
Abril	-76.09	Octubre	91.32
Mayo	-46.40	Noviembre	-65.17
Junio	-2.77	Diciembre	-26.79

Fuente: elaboración propia.

Cálculo del gasto máximo de diseño

Con la finalidad de determinar GMD asociado con diferentes periodos de retorno, se aplicaron los métodos de Chow, hidrograma unitario triangular y racional a la cuenca de estudio. Se eligió el método racional, ya que mediante éste se obtuvo el valor más próximo (794.30 m³/s) al de diseño actual de la presa (800 m³/s), correspondiente a un Tr de 10 000 años.

En la Tabla 5 se muestran los gastos relacionados con diferentes periodos de retorno, considerando este método y la CUS registrados en 2017 (CUS t_{3R}).

Tabla 5. Resumen de la estimación del GMD del mapa de CUS (t_{3R}) para la presa El Rejón, Chihuahua, México.

Tr, años	GMD, m ³ /s 2017		
	Chow	HUT	Racional
10	100.91	61.42	180.46
25	138.25	87.47	250.33
50	168.00	108.7	319.87
100	199.01	130.93	381.71
1,000	309.88	212.4	589.57
10,000	429.97	302.11	794.30

Fuente: elaboración propia.

Con el propósito de comparar el efecto potencial del CCUS y el IPcc en el diseño del embalse, se determinó el GMD aplicando el método racional para el mapa de CUS t_4 en ambos casos. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 11.

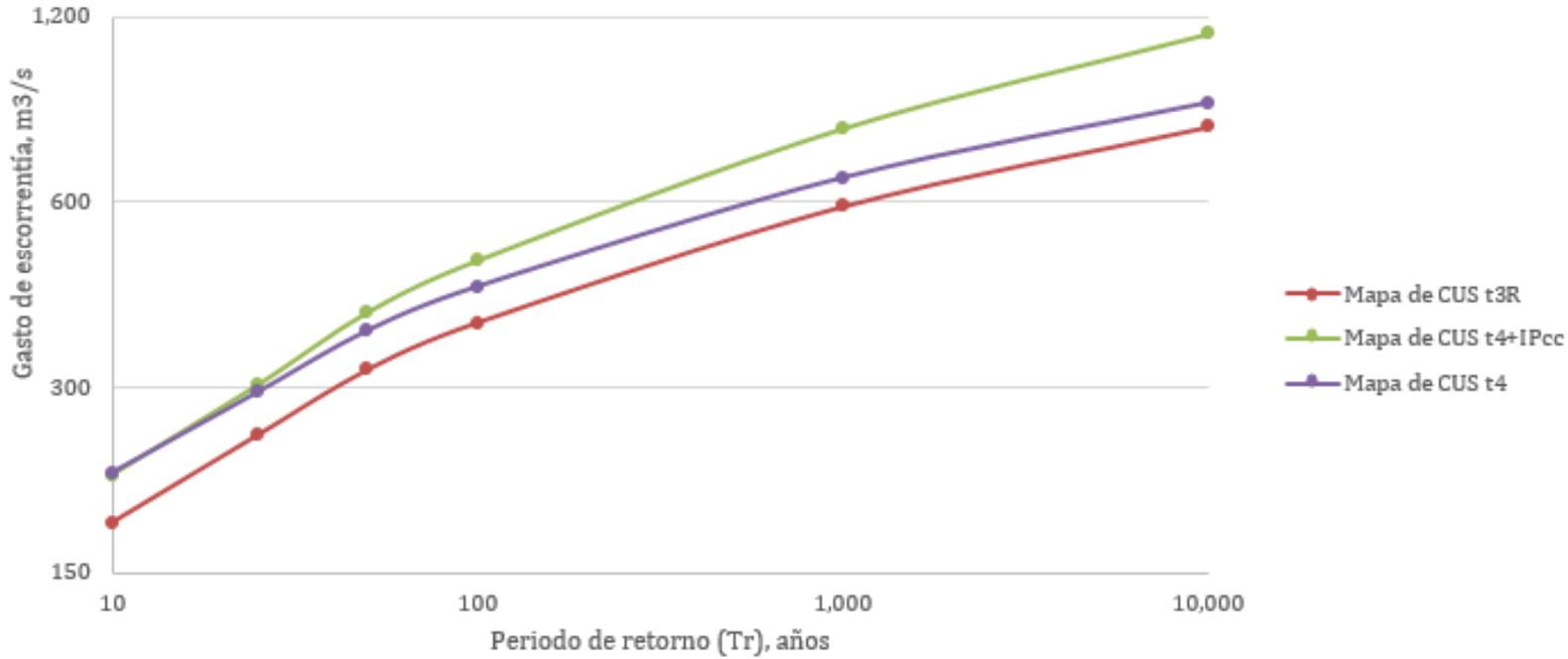


Figura 11. Comparación logarítmica del cálculo del GMD para la presa El Rejón, Chihuahua. Fuente: elaboración propia.

De presentarse en 2053, las características de uso de suelo y cobertura vegetal resultantes de la modelación, los resultados de la estimación del GMD para la presa El Rejón para ese año muestran que éste podría incrementarse en 9.48 %, y si además se considera el efecto del cambio climático en la precipitación, podría aumentar hasta 41.52 %; en ambos casos con respecto a los 800 m³/s con el que se diseñó la presa (Figura 11).

Discusión

Entre las características físicas de una cuenca con influencia en el escurrimiento, el CUS es la que presenta un cambio más acelerado (regularmente por causas antrópicas). Estos cambios se pueden presentar durante la vida útil de una obra hidráulica, fenómeno de interés para quienes se encargan del diseño, rehabilitación y operación principalmente de presas.

Para el caso de estudio, este cambio puede observarse en los mapas de la Figura 5 (b y c) y Tabla 1; el área de suelo urbano construido (el de más alta impermeabilidad) se incrementa en un 270 %. También se observa que en el periodo 2003-2017, el área de bosque decreció un 3 %, que se convirtió en pastizal. Mientras que el matorral desértico micrófilo decreció un 10 %, área que cambió a uso para agricultura temporal.

En la CUS (t_4) (Figura 10) destacan los incrementos respecto a la CUS (t_{3R}) (Figura 9c) del uso urbano construido (255 %), el uso de agricultura temporal (20 %) y suelo desprovisto de vegetación (246 %). El bosque de encino que se encuentra en la región más alta de la cuenca y contribuye a la disminución de los escurrimientos en la región con

pendientes más pronunciadas de acuerdo con el mapa correspondiente (Figura 8) presentó una reducción de 7 % en este periodo.

El GMD 2053, en el que intervino el mapa CUS (t_4) resultante de la modelación, tuvo un incremento de 9.5 % (75.31 m³/s), con respecto al utilizado en el mapa CUS (t_{3R}) de 2017. Mientras que al aplicar el IPcc al CUS (t_4), el GMD incrementó 41.5% con respecto al de 2017.

Aunque es deseable hacer una estimación para el periodo completo correspondiente a la vida útil de la obra hidráulica a diseñar, con la metodología presentada es posible realizar una proyección de CCUS hasta de 100 años, tal estimación tendría una incertidumbre mayor al análisis aquí presentado.

En la Tabla 4, los valores son negativos en su mayoría, es decir, en los meses de estiaje se espera menor precipitación debido al cambio climático. Sin embargo, destaca el valor para octubre por su magnitud, en plena temporada de lluvias, que como se ve en los resultados del gasto sí incrementa el volumen de escurrimientos.

Conclusiones

Los resultados de la modelación demuestran que los cambios potenciales en la CUS de una cuenca de aportación a lo largo de la vida útil de una obra tienen un efecto directo en el volumen de escurrimiento. Para



análisis de este tipo, es conveniente considerar que los periodos de operación de las presas en México comúnmente exceden la vida útil estimada en el diseño. En cuanto al impacto del IPcc, la PMA en la cuenca de la presa El Rejón sí presenta un incremento debido al cambio climático y por lo tanto en el GMD.

Con base en los resultados se concluye también que es necesario reforestar la zona alta de la cuenca debido a que la superficie del bosque de encino está decreciendo y convirtiéndose en pastizal inducido, lo que contribuye a una menor infiltración y un incremento del volumen de escurrimiento. Se sabe que éste es uno de los objetivos que considera el gobierno municipal de Chihuahua para construir el proyecto del parque metropolitano "3 Presas" en 2040, a cargo del Instituto Municipal de Planeación (IMPLAN 2019-2021). Dicho proyecto contempla conservar como reserva natural el suelo en las cuencas de las presas Chihuahua, Chuvíscar y El Rejón. Como trabajo futuro, se recomienda realizar una estimación del volumen de escurrimiento con un modelo de CCUS en tal zona considerando dicho proyecto.

La simulación del CCUS por medio de autómatas celulares aplicados al diseño de obras hidráulicas puede llevar a una mejor comprensión de efecto de esta variable en el ciclo hidrológico, además de modificar los criterios de diseño, mantenimiento y rehabilitación de las estructuras destinadas a la conducción, retención y almacenamiento en favor de la disminución del riesgo de falla.

Referencias

- Basharin, G., Langville, A., & Naumov, V. A. (2004). Vida y trabajo de A. A. Markov. *Linear Algebra and It's Application Elsevier*, 386, 3-26.
- CLICOM. (2018). *Base de datos climatológica nacional, Conacyt*. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx/>
- Coarite-Coque, R. (2008). *Áreas de aplicación de la inteligencia artificial*. La Paz, Bolivia: Revistas Bolivianas-Scientific Electronic Library Online.
- Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2008). Mapas digitales. Recuperado de <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/eda251mgw.html>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2000). *Información de seguridad de grandes presas*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conde-Álvarez, A., & Gay-García, C. (2008). *Guía para la generación de escenarios de cambio climático a escala regional*. México, DF, México: Centro de Ciencias de la Atmósfera.
- Delaneze, M. E., & Setti-Riedel, P. (2018). Dinámica de modelamiento espacial aplicada a la evolución del crecimiento urbano en la vecindad de Pipelines en Río de Janeiro. *Journal of Urban and Environmental*, 12(2), 227-286.

- Erlick, G., Russell, L., & Ramaswamy, V. (2001). Una investigación basada en los efectos radiativos de las interacciones aerosol-nube para dos estudios de caso del experimento MAST. *Journal of Geophysical Research*, 109(1), 1249-1269.
- Fernández-Esguiarte, A., Zavala-Hidalgo, J., Romero-Centeno, R., Conde-Álvarez, A., & Trejo-Vázquez, R. (2015). *Actualización de los escenarios de cambio climático para estudios de impacto, vulnerabilidad y adaptación en México y Centro América*. México, DF, México: Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales (UNIATMUS).
- Henríquez, C., Azócar, G., & Aguayo, M. (2006). Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile. *Revista de geografía Norte Grande*, 36, 61-74.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1984). *Mapas digitales*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/#Descargas>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1994). *Mapas digitales*. Recuperado de <https://sinegi.page.link/Yhgf>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2003). *Mapas digitales*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/#Descargas>

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Mapas digitales de uso de suelo y cobertura vegetal*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/#Descargas>
- IPCC, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. (2015). *Reporte de Actividades, metodologías y evaluaciones*. Ginebra, Suiza, y Nairobi, Kenia: World Meteorological Organization y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Morales-Maqueda, M. A. (1995). *Un modelo acoplado del hielo de mar y del océano superficial para estudios climáticos*. Madrid. España: Universidad Complutense de Madrid, Dialnet Plus.
- Norris, J. R. (1998). *Cadenas de Markov* (2a ed.). Cambridge, EUA: Cambridge Series on Statistical and Probabilistic Mathematics.
- Pérez-Cutillas, P., Amado-Álvarez, J., Segovia-Ortega, E., Conesa-García, C., & Alarcón-Cabañero, J. (2019). La degradación ambiental y sus efectos en la contaminación de las aguas superficiales en la cuenca del río Conchos (Chihuahua-México). *Revista de la Universidad de Granada*, 58(1), 47-67.
- Piontekowski, V. J., Souza-Da Silva, S., Huamán-Mendoza, E. R., De-Souza-Costa, W. L., & Campos, F. (2012). Modelación de la deforestación para el estado de Acre utilizando el programa DINÁMICA EGO. *Anais 4º Simpósio de Geotecnologias*. Pantanal, Bonito.

- Reynoso, R., Valdez, J. R., Escalona, M. J., De-los-Santos, H. M., & Pérez, M. J. (2016). Cadenas de Markov y autómatas celulares para la modelación de cambio de uso de suelo. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 37(1), 72-81.
- Rivas-Acosta, I., Güitrón-De-los-Reyes, A., & Ballinas-González, H. (2010). *Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México. Atlas de Vulnerabilidad Hídrica en México ante el cambio climático*. Recuperado de <https://www.imta.gob.mx/biblioteca/libros/atlas.pdf>
- Sajikumar, N., & Remya, R. S. (2015). Impacto del cambio en la cobertura del suelo y el uso de suelo en las características del escurrimiento. *Journal of Environmental Management*, 161, 460-468.
- Soares-Filho, B. S., Nepstad, D., Curran, L. M., Cerqueira, G. C., García, R. A., & Schelesinger, P. (2006). Modelación de la conservación de la cuenca Amazonica. *Nature*, 440(7083), 520-523.
- Verburg, P. H., Kok, K., Pontius, R. G., & Veldkamp, A. (2006). *Modelación de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal*. Global Change. IGBP Series. Book. Berlín/Heidelberg, Alemania: Springer.
- Wu, Q., Li, H.-Q., Wang, R.-S., Paulussen, J., He, Y., Wang, M.,..., & Wang, Z. (2006). Monitoreo y predicción del cambio de uso de la tierra en Beijing utilizando sensores remotos y SIG. *Landscape and Urban Planning*, 78(4), 322-333.