



Tecnología y Ciencias $\mathcal{E}$ Agua

ISSN 2007-2422

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-v17-n2



Páramo del volcán Carhuairazo, uno de los sitios donde nace el río Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. Foto: Edgar Alexis Uquillas Romo.

Portada: páramo del volcán Carihuairazo, uno de los sitios donde nace el río Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. La calidad del agua es fundamental para los ecosistemas y la salud pública, ya que influye directamente en el medio ambiente y en las personas. Evaluaciones fisicoquímicas, biológicas y microbiológicas proporcionan una visión detallada del estado de los cuerpos de agua, identificando contaminantes con precisión. Sin embargo, muchos contaminantes no se detectan con métodos tradicionales, lo que resalta la necesidad de nuevas alternativas. En este contexto, el uso de diatomeas se presenta como una metodología avanzada, que complementa las técnicas convencionales y proporciona herramientas esenciales para una gestión sostenible de los recursos hídricos. Ver el artículo “Diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad hídrica en el río Pachanlica, Ecuador / Epilithic diatoms as bioindicators of water quality in the Pachanlica River, Ecuador” de Edgar Uquillas-Romo, Adrián Chalán-Ramírez, Luis Patiño-Pomavilla, Johanna Ayala-Izurieta y Andrés Beltrán-Dávalos.

Foto: Edgar Alexis Uquillas Romo.



Consejo Editorial

Mtra. Patricia G. Herrera Ascencio
Directora 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. Maricarmen Espinosa Bouchot
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 Garatuza 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. Francisco Javier Aparicio Mijares
Consultor independiente, 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. Eduardo López Ramírez
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 y Luis Aviles Rios
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado
Apoyo administrativo: Josefa Figueroa Miranda

Comité Editorial

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **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 Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Recherche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino**, Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. José Luis Pimentel Equihua**, Colegio de Postgraduados, México • **José María Gómez Espín**, Universidad de Murcia, España • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, EUA • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaino**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontría**, 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**, consultora, México • **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 •



Artículos (originales)

Articles (original)

Diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad hídrica en el río Pachanlica, Ecuador

Edgar Uquillas-Romo

Adrián Chalán-Ramírez

Luis Patiño-Pomavilla

Johanna Ayala-Izurieta

Andrés Beltrán-Dávalos

Análisis de *benchmarking* y simulación para optimizar una planta comercial de tratamiento de aguas residuales

Elda España-Gamboa

Neshly Rubalcava-Llamas

Rodrigo Valladares-Linares

Jorge Domínguez-Maldonado

Raúl Tapia-Tussell

Liliana Alzate-Gaviria

Dinámica de la planta acuática *Pistia stratiotes* y su incorporación a un sistema de producción de compost

Martin Muñoz

Kaory Tinoco

José A. Arenas

Héctor Aponte

Modelo empírico de evapotranspiración dependiente de la temperatura y radiación solar en la República del Ecuador

Javier Ezcequiel Colimba-Limaico

Lilian Marcela Chuquín-Farinango

Ángel del Vigo

Pronóstico Hidrológico en la Cuenca de Misantla (México) mediante el Uso del Filtro de Kalman Discreto

Ricardo Pérez-Indoval

Rabindranarth Romero-López

Rafael Díaz-Sobac

Dinámica del sistema solar y sus posibles efectos en eventos meteorológicos extremos en México

Daniel Mendoza-Cariño

Mayra Mendoza-Cariño

Demetrio Salvador Fernández-Reynoso



Artículos (traducción)

Articles (translation)

Epilithic diatoms as bioindicators of water quality in the Pachanlica River, Ecuador

01

Edgar Uquillas-Romo

Adrián Chalán-Ramírez

Luis Patiño-Pomavilla

Johanna Ayala-Izurieta

Andrés Beltrán-Dávalos

Analysis of benchmarking and simulation for the optimization of a commercial wastewater treatment plant

43

Elda España-Gamboa

Neshly Rubalcava-Llamas

Rodrigo Valladares-Linares

Jorge Domínguez-Maldonado

Raúl Tapia-Tussell

Liliana Alzate-Gaviria

Dynamics of the aquatic plant Pistia stratiotes and its incorporation into a compost production system

77

Martin Muñoz

Kaory Tinoco

José A. Arenas

Héctor Aponte

Evapotranspiration empirical model dependent on temperature and solar radiation in the Republic of Ecuador

124

Javier Ezcequiel Colimba-Limaico

Lilian Marcela Chuquín-Farinango

Ángel del Vigo

Hydrological forecast in the Misantla basin (Mexico) using the discrete Kalman filter

159

Ricardo Pérez-Indoval

Rabindranarth Romero-López

Rafael Díaz-Sobac

Dynamics of the Solar system and its possible effects on extreme weather events in Mexico

196

Daniel Mendoza-Cariño

Mayra Mendoza-Cariño

Demetrio Salvador Fernández-Reynoso



Artículos (originales)

Articles (original)

Revisión de la aplicación del modelo SWAT para la gestión sustentable de los recursos hídricos ante un panorama de sobreexplotación de acuíferos, cambio climático y cambio en el uso de suelo

José Arturo Espinoza-Bonilla

Alejandro Fidel Flamenco-Sandoval

Xitlali Virginia Delgado-Galván

Daniel Tagle-Zamora

Análisis de la variación espacio-temporal de los cuerpos de agua superficiales en el sector noroeste de la región Central de Cuba correspondiente a las escenas Landsat 14-44 y 14-45

Daily González

Héctor M. Fernández

Marina B. Vega

Variación espacio-temporal del uso de suelo y las inundaciones en el contexto de cambio climático

Samuel Rodríguez-Flores

Carlos Muñoz-Robles

Patricia Julio-Miranda

José Antonio Quevedo-Tiznado

Evaluación de métodos de interpolación espacial aplicados a la calidad del agua en Córdoba, Argentina

Nazarena Solla

Claudia Ledesma

Micaela Ledesma

Claudia Rodríguez



Artículos (traducción)

Articles (translation)

Review of the application of SWAT Model for the sustainable management of water resources against a background of aquifers overexploitation, climate change and land use change

257

José Arturo Espinoza-Bonilla

Alejandro Fidel Flamenco-Sandoval

Xitlali Virginia Delgado-Galván

Daniel Tagle-Zamora

Analysis of the spatio-temporal variation of surface water bodies in the northwest sector of the Central region of Cuba corresponding to Landsat scenes 14-44 and 14-45

315

Daily González

Héctor M. Fernández

Marina B. Vega

Spatio-temporal variation of land use and flooding in the context of climate change

356

Samuel Rodríguez-Flores

Carlos Muñoz-Robles

Patricia Julio-Miranda

José Antonio Quevedo-Tiznado

Evaluation of spatial interpolation methods applied to water quality in Córdoba, Argentina

398

Nazarena Solla

Claudia Ledesma

Micaela Ledesma

Claudia Rodríguez

**Diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad
hídrica en el río Pachanlica, Ecuador**

**Epilithic diatoms as bioindicators of water quality in the
Pachanlica River, Ecuador**

Edgar Uquillas-Romo¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-3262-6311>

Adrián Chalán-Ramírez², ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-7099-4375>

Luis Patiño-Pomavilla³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-0774-7029>

Johanna Ayala-Izurieta⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3963-0160>

Andrés Beltrán-Dávalos⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6005-8915>

¹Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, edgar.uquillas@espoch.edu.ec

²Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH), Riobamba, Ecuador, adrian.chalan@espoch.edu.ec

³Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Universidad Regional Autónoma de los Andes (UNIANDES), Riobamba, Ecuador, luis.patinio@espoch.edu.ec

⁴Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, johannae.ayala@espoch.edu.ec

⁵Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Universidad Santiago de Compostela (USC), Santiago de Compostela, España, andres.beltran@espoch.edu.ec

Autor para correspondencia: Edgar Uquillas, edgaralexis@hotmail.es

Resumen

Las diatomeas han sido reconocidas como bioindicadores efectivos de la calidad del agua debido a su sensibilidad a cambios fisicoquímicos y rápida respuesta a perturbaciones ambientales. En Europa, su uso está estandarizado para la evaluación ecológica de ríos, y en Sudamérica han sido aplicadas en ríos andinos de Colombia y Perú. Sin embargo, en Ecuador su estudio es aún limitado, lo que genera la necesidad de investigar su aplicabilidad en ecosistemas andinos. Este estudio tuvo como objetivo analizar el uso de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad del agua en el río Pachanlica en Ecuador; se seleccionaron 14 puntos de muestreo distribuidos altitudinalmente en zonas alta, media y baja. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos, químicos y microbiológicos mediante sondas multiparamétricas y espectrofotometría, siguiendo protocolos estandarizados para la determinación de nutrientes, clorofila a y comunidades de diatomeas. Los resultados evidenciaron condiciones oligotróficas en la zona alta y mesotróficas en las zonas media y baja de la subcuenca, con una disminución de la calidad del agua en la zona baja debido a descargas de aguas residuales y actividades agrícolas. El índice

de sensibilidad específica a la polución evidenció la tolerancia de las especies dominantes de diatomeas a la contaminación, mientras que la baja diversidad en puntos críticos indicó un deterioro ecológico progresivo. Aunque las diatomeas reflejan la calidad biológica del agua pueden sobreestimar su calidad general desde un enfoque ecológico, lo cual genera contrariedades con los indicadores químicos y limita su uso en la evaluación de la calidad bajo criterios de salud pública en sistemas altamente intervenidos.

Palabras clave: calidad del agua, contaminación del agua, algas, eutroficación, ríos, Pachanlica, Ecuador.

Abstract

Diatoms have been recognized as effective bioindicators of water quality due to their sensitivity to physicochemical changes and rapid response to environmental perturbations. In Europe, their use is standardized for the ecological evaluation of rivers, and in South America they have been applied in Andean rivers in Colombia and Peru. However, in Ecuador, their study is still limited, which generates the need to investigate their applicability in Andean ecosystems. The objective of this study was to analyze the use of epilithic diatoms as bioindicators of water quality in the Pachanlica River in Ecuador, selecting 14 sampling points distributed altitudinally in high, medium and low zones. Physicochemical, chemical and microbiological parameters were evaluated using multiparameter probes and spectrophotometry, following standardized protocols for the determination of nutrients, chlorophyll a and diatom communities. The results showed oligotrophic conditions in the upper zone and mesotrophic conditions in the middle and lower zones of the sub-basin, with a decrease

in water quality in the lower zone due to wastewater discharges and agricultural activities. The index of specific sensitivity to pollution showed the tolerance of the dominant diatom species to pollution, while the low diversity at critical points indicated a progressive ecological deterioration. Although diatoms reflect the biological quality of water, they can overestimate its general quality from an ecological approach, generating contradictions with chemical indicators and limiting their use in the evaluation of quality under public health criteria in highly intervened systems.

Keywords: Water quality, water pollution, algae, eutrophication, rivers, Pachanlica, Ecuador.

Recibido: 06/03/2025

Aceptado: 27/05/2025

Publicado *ahead of print*: 13/06/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

La calidad del agua es fundamental para los ecosistemas y la salud pública, ya que influye directamente en el medio ambiente y en las personas. Evaluaciones fisicoquímicas, biológicas y microbiológicas proporcionan una visión detallada del estado de los cuerpos de agua, identificando contaminantes con precisión. Sin embargo, muchos contaminantes no se detectan con métodos tradicionales, lo que resalta la necesidad de nuevas alternativas (Pauta *et al.*, 2019). En este contexto, el uso de diatomeas se presenta como una metodología avanzada, que

complementa las técnicas convencionales y proporciona herramientas esenciales para una gestión sostenible de los recursos hídricos (Castillejo *et al.*, 2024).

Se aplican diversos métodos para el análisis de la calidad del agua, incluyendo herramientas que reflejan el estado ecológico y su variación ante la contaminación, así como métodos estandarizados que permiten la comparación de diferentes ecosistemas (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Los bioindicadores, como ciertos organismos vivos, pueden relacionarse con el estado de salud de un ecosistema según su presencia (Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004). La alteración en el número de organismos, su desaparición o cambios en su comportamiento puede estar relacionada con los efectos de estrés ambiental al ecosistema (Segura-García, Almanza, & Ponce-Saavedra, 2016). Dicha relación puede estudiarse para explicar las condiciones de un ecosistema acuático y evidenciar procesos de contaminación.

Las diatomeas epilíticas han demostrado ser bioindicadores efectivos por su sensibilidad a cambios fisicoquímicos, en especial al aumento de nutrientes, como el nitrógeno y fósforo, responsables de contaminación orgánica y eutrofización (Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004). Estas microalgas eucariotas unicelulares son abundantes en ecosistemas lóticos y forman parte de la cadena trófica, siendo alimento de numerosos organismos (Céspedes-Vargas, Umaña-Villalobos, & Silva-Benavides, 2016). Su alta tasa de renovación, facilidad de recolección, manipulación y análisis las convierte en buenos bioindicadores de perturbaciones producidas a corto plazo (Pardo, García, Delgado, Noemi, & Abrain, 2010).

El presente estudio tiene como objetivo analizar el uso de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad del agua en el río Pachanlica, Ecuador.

Materiales y métodos

Área de estudio

El río Pachanlica se ubica en la provincia de Tungurahua. Inicia en las estribaciones de los volcanes Carihuairazo, Chimborazo y nudo del Igualata. Tiene una superficie de 397.60 km², 110.41 km de perímetro y una longitud máxima de 39 km. El nacimiento del río ocurre en las coordenadas 1° 14' 8" S y 78° 32' 57" O, para desembocar en el río Ambato en 1° 27' 1" S y 78° 44' 52" O; contiene al río Mocha, que luego pasa a formar el río Quero y posteriormente toma el nombre de río Pachanlica, un tramo total de 49.23 km.

La microcuenca presenta elevaciones que oscilan entre los 2 200 y 6 200 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m), y se caracteriza por su clima templado-húmedo, con una temperatura media de 15 °C y una precipitación anual que varía entre 400 y 600 mm (HGPT, 2019) (Figura 1). El río recibe descargas de aguas residuales tanto domésticas como industriales provenientes de los cantones Mocha, Quero, Cevallos, Ambato y Pelileo, que en conjunto albergan a más de 71 266 habitantes (INEC, 2022).

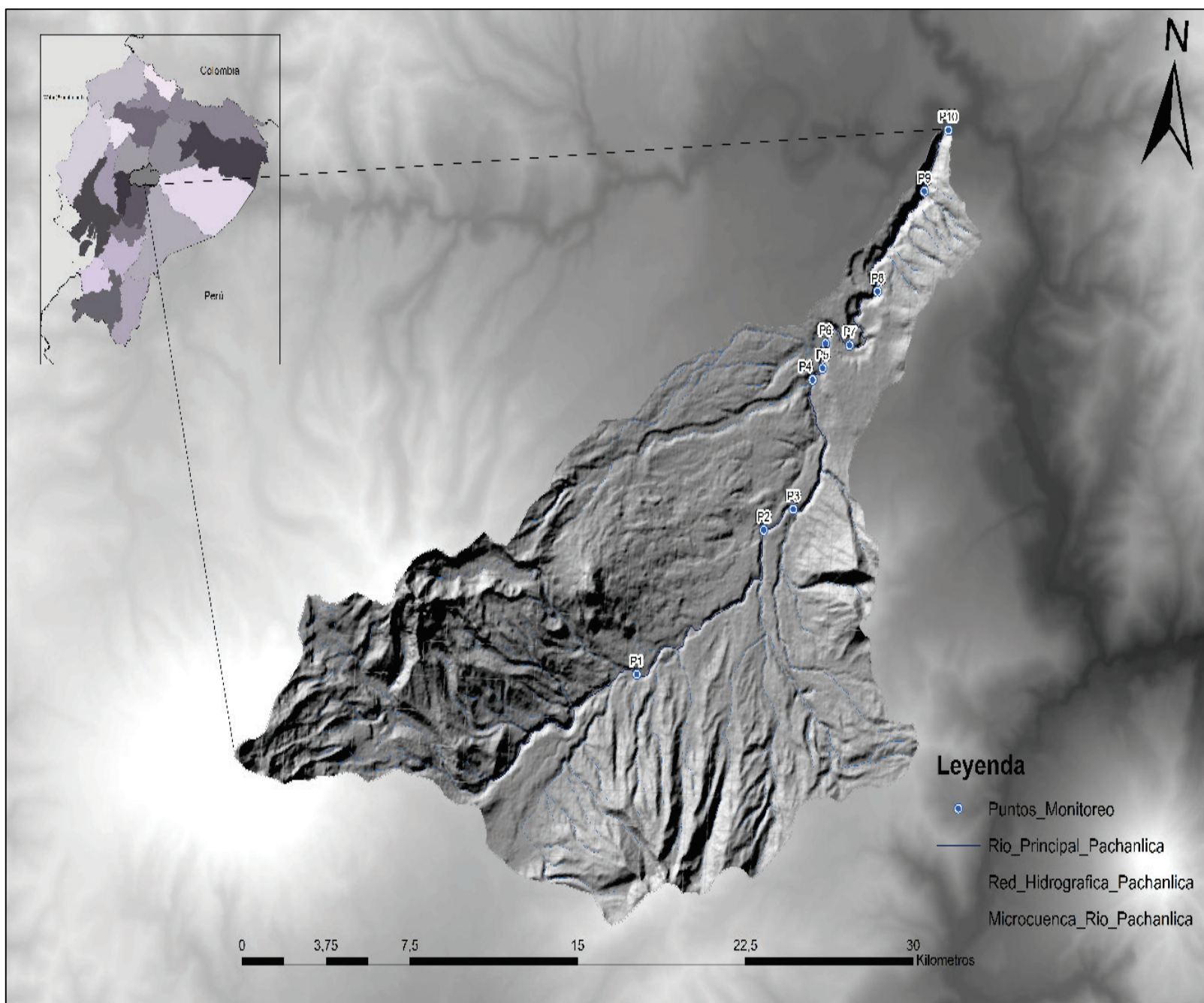


Figura 1. Puntos de monitoreo en la microcuenca del río Pachanlica.

Fuente: elaboración propia utilizando ArcGis (versión 10.4).

Recolección de muestras de agua y diatomeas

Se seleccionaron aleatoriamente 14 puntos de monitoreo a lo largo de los 37.73 km del cauce principal del río Pachanlica, segmentando la cuenca en zona alta (4 puntos), media (3 puntos) y baja (7 puntos). Factores como la accesibilidad, presencia de descargas de aguas residuales, junto con aspectos geomorfológicos e hidrológicos, guiaron la selección para asegurar una cobertura adecuada (Larrea-Murrel, Romeu-Alvarez, Lugo-Moya, & Rojas-Badía, 2022).

El muestreo en campo se realizó entre noviembre de 2023 y abril de 2024, abarcando las épocas de transición y seca (INAMHI, 2017). El muestreo realizado siguió protocolos de buenas prácticas de monitoreo establecidas por el Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN, 2014) en la norma NTE INEN-ISO 5667-1, registrando sus resultados en bitácoras y cadenas de custodia previo ingreso de las muestras en laboratorio. Durante las épocas de transición y sequía, el caudal del río suele ser menor, lo que facilita la adhesión de las diatomeas epilíticas a las rocas y minimiza su transporte a otros sitios debido a la disminución del flujo de agua (Hurtado & Arias-Real, 2024).

La medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*, como pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto en campo, se realizó mediante sondas multiparamétricas marca HANNA, modelo HI98199, previa calibración. El caudal se midió con la sonda de caudal Global Water modelo FP11. Las muestras de diatomeas se recolectaron a una profundidad entre 20 y 50 cm, raspando el material epilítico de 4 a 5 rocas por sitio, ubicadas en el lecho del río con cepillos de cerdas duras y almacenándolas en frascos de vidrio oscuros con formalina al 4 % para su preservación. Después se aplicó una oxidación con peróxido de

hidrógeno (H_2O_2) al 50 % y calentamiento controlado (70-90 °C) para eliminar materia orgánica y facilitar la observación de la ornamentación de las valvas, siguiendo el protocolo descrito por Céspedes-Vargas *et al.* (2016).

La recolección de muestras de agua siguió la Norma NTE-ISO 5667, que incluye el uso de botellas ámbar de 1 000 ml, las cuales fueron lavadas con agua destilada y enjuagadas con agua del río durante su recolección. Las muestras refrigeradas se transportaron al laboratorio de recursos hídricos para su posterior análisis dentro de 24 horas.

Análisis de nutrientes y DQO

El análisis de los nutrientes y demanda química de oxígeno (DQO) se realizó por espectrofotometría, con el equipo HACH, modelo DR3900. Para el análisis de nutrientes se utilizaron 10 ml de muestra y los reactivos de nitratos (Nitra Ver 5®), nitritos (Nitri Ver 3®) y fosfatos (Phos Ver 5®) de la marca HACH. Para el análisis de DQO se usaron viales específicos y el digestor HACH modelo DRB 200; la muestra se colocó en una digestión previa de dos horas antes de la medición. La absorbancia de medición espectrofotométrica empleada para la determinación de nitratos, nitritos, fosfatos y DQO fue de 400, 507, 880 y 620 nm, respectivamente.

Determinación de clorofila

Las muestras se pasaron a un equipo de filtración con filtros de microfibras de vidrio de 0.47 μm . Se filtraron 200 ml para aguas contaminadas y 2 000 ml para aguas limpias hasta saturar el filtro. Luego, el filtro doblado se introdujo en tubos Falcon de 15 ml; se añadieron 10 ml de acetona al

90 %; se cerró el tubo, y se cubrió con papel aluminio. Los tubos se refrigeraron durante 18 horas, transcurrido ese tiempo, se llevaron a temperatura ambiente y se centrifugaron a 3 000 rpm durante 20 minutos. La medición espectrofotométrica se efectuó en el espectrofotómetro Thermo Scientific Evolution 201 UV-Visible (Madison, WI, USA), calibrado con acetona al 90 % como blanco, donde se leyeron las absorbancias a 750, 664, 647 y 630 nm.

Para el cálculo de la concentración de clorofila a en agua se utilizó la Ecuación (1) de Jeffrey y Humphrey (1975):

$$Cl a (mg/m^3) = V_e * \frac{[(11.85 * (A_{664} - A_{750})) - (1.54 * (A_{647} - A_{750})) - (0.08 * (A_{630} - A_{750}))]}{(V_f * L)} \quad (1)$$

Donde:

V_e = volumen del extracto de acetona en ml

V_f = volumen de agua filtrada en litros

A_{664} = densidad óptica del extracto a 664 nm

A_{750} = densidad óptica del extracto a 750 nm

A_{647} = densidad óptica del extracto a 647 nm

A_{630} = densidad óptica del extracto a 630 nm

Identificación de diatomeas

Las muestras de diatomeas se prepararon en láminas portaobjetos permanentes y se observaron con un microscopio óptico AmScope, modelo T660, con cámara digital de 18 megapíxeles (MP) (AmScope

MU1803). Para la identificación y el conteo de especies de diatomeas, se analizaron parámetros como la cantidad de frústulos y la estructura comunitaria de las diatomeas en 0.2 ml de muestra (Krammer & Lange-Bertalot, 1986). La identificación se realizó principalmente con la guía de diatomeas de la cuenca del Duero (Blanco *et al.*, 2011), validada por el Ministerio de Ambiente de España, y también se integraron guías de América del Sur, como la guía ilustrada para sistemas lóticos subtropicales y templados brasileiros (Lobo *et al.*, 2016).

Índices ecológicos

Se determinó el índice de Shannon-Wiener para medir la diversidad ecológica y el índice de Margalef para la determinación de la riqueza específica. Ambos índices se calcularon con el *software PAST 4.03r*® (Hammer, Harper, & Ryan, 2001). La interpretación del índice de Shannon y el de Margalef se llevó a cabo según la escala de Moreno (2001).

Evaluación del IPS y TSI

El índice de sensibilidad específica a la polución (IPS) se calculó mediante la relación entre la abundancia relativa, sensibilidad y tolerancia ecológica de las diatomeas utilizando la Ecuación (2), basada en el cálculo de Zelinka (1961), pero propuesta por Blanco *et al.* (2010):

$$IPS = \frac{S(A_j * S_j * V_j)}{S(A_j * V_j)} \quad (2)$$

Donde:

IPS = índice de sensibilidad específica de polución

S = sensibilidad a la contaminación que mantiene valores entre 1 y 5

V = amplitud ecológica o tolerancia que mantiene valores entre 1 y 3

A = abundancia relativa

Para interpretar los valores del IPS en relación con la calidad del agua, se usó la escala propuesta por Blanco *et al.* (2010), en la cual un valor entre 17 y 20 indica una calidad de agua muy buena; de 13 a 17, calidad buena; de 9 a 13, calidad moderada; de 5 a 9, calidad deficiente, y de 1 a 5 señala una calidad mala.

Para determinar el índice de estado trófico (TSI) en el río Pachanlica, se utilizó la concentración de clorofila a, aplicando la Ecuación (3) propuesta por Carlson en 1977 y modificado por Carlson-Aizaki (Moreno, Quintero, & López, 2010):

$$TSI_{Cla} = 10 * \left(2.46 + \frac{\ln(Cla)}{\ln(2.5)} \right) \quad (3)$$

Los valores de TSI se clasificaron en cuatro categorías: oligotrófico (0-30), mesotrófico (30-60), eutrófico (60-90) e hipertrófico (90-100); cada una refleja niveles crecientes de nutrientes y fitoplancton hasta llegar a la contaminación severa.

Análisis estadístico

Para evaluar la influencia de los nutrientes en la presencia y abundancia de ciertas diatomeas, se utilizó el análisis de correspondencia canónica (ACC). Este análisis, recomendado por Calizaya (2013), se calculó

utilizando el *software Past 4.03®*. El ACC es particularmente útil para entender cómo las variaciones en los nutrientes afectan la composición de las comunidades de diatomeas.

Además, se empleó el coeficiente de correlación de Pearson para analizar las relaciones entre los índices ecológicos de Shannon, Margalef y los nutrientes presentes en el agua. Este análisis se realizó con el *software Statgraphics* versión 19-X64® (Statgraphics Technologies, Inc., 2023).

Resultados

Parámetros fisicoquímicos

El pH del río oscila entre 7.22 y 8.39, con un coeficiente de variación (CV) del 3.71 %, esto sugiere una alta uniformidad en este parámetro a lo largo del recorrido. La temperatura varió entre 10.82 y 18.21 °C, con una media de 14.69 °C y un CV del 12.58 %, lo que indica una moderada variabilidad térmica entre las zonas muestreadas.

La conductividad eléctrica presentó un CV del 44.78 %, que refleja una mayor variabilidad y posibles diferencias entre las zonas, con valores entre 146 $\mu\text{S/cm}$ para la zona alta y 684 $\mu\text{S/cm}$ para la zona baja. El oxígeno disuelto presentó un CV del 15.75 %, lo cual denota también variabilidad entre sus valores 3.33 y 6.17 mg/l. En la Figura 2 se presentan los valores medios y el CV de los parámetros fisicoquímicos analizados.

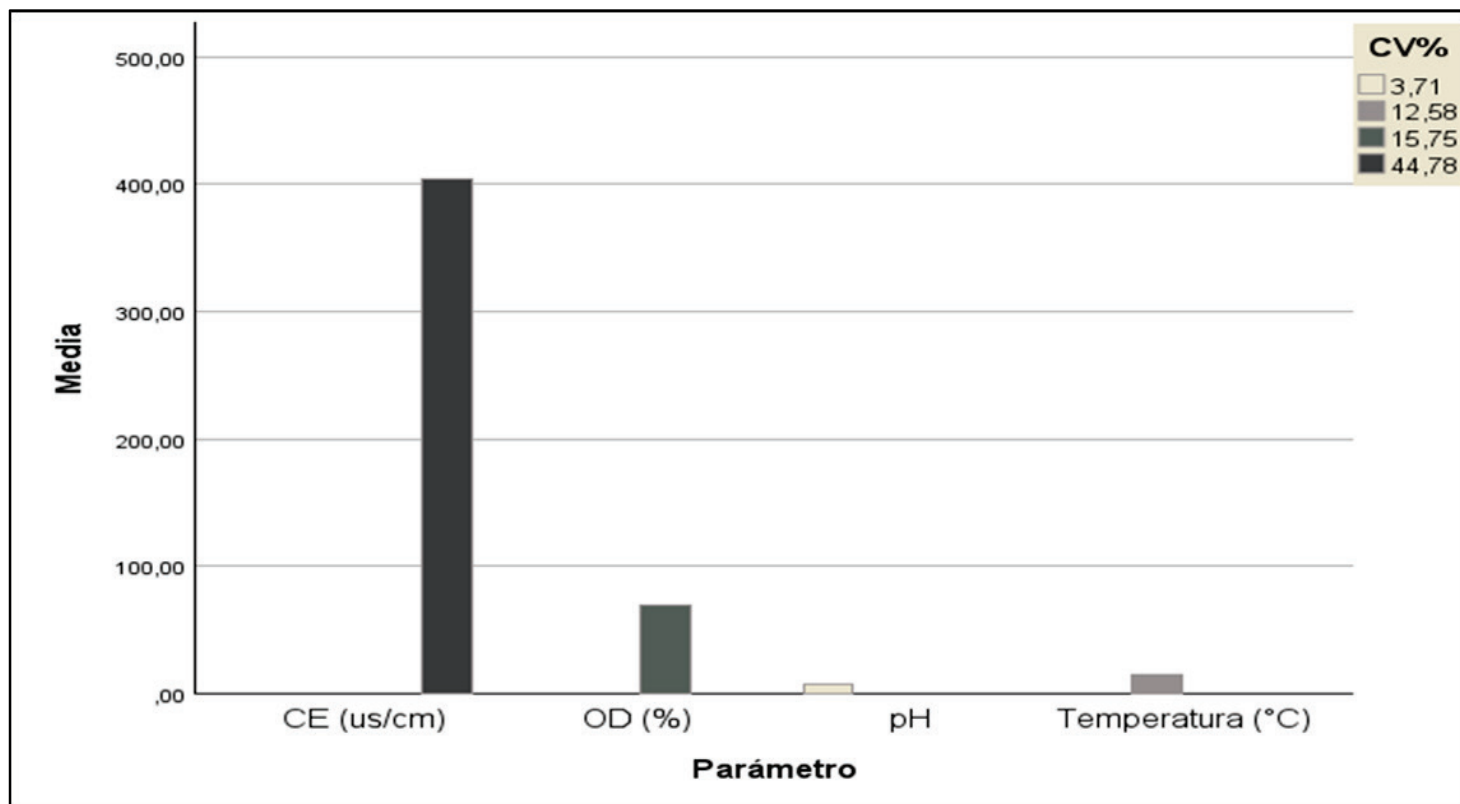


Figura 2. Valores de media y CV de parámetros fisicoquímicos analizados. Nota: se excluye la salinidad por presentar valores de baja magnitud. Fuente: elaboración propia utilizando *SPSS* (versión 29).

La salinidad presentó un CV de 44.77 % y mostró fluctuaciones mayores entre 0.08 y 0.53 PSU. Finalmente, el parámetro caudal mostró un CV del 44.54 %, lo que refleja una gran variabilidad en los flujos, con valores entre 0.37 en la zona alta, 0.17 en la zona media y 0.85 m³/s en la zona baja.

Análisis de nutrientes y DQO

Las concentraciones de nitritos y nitratos mostraron un incremento en la zona media y baja del río, con un máximo de 1.72 mg/l en el punto P6 para los nitritos y de 28.00 mg/l para los nitratos en el punto P13. Los fosfatos presentaron variaciones en la zona media, con concentraciones de 47.90 y 74.70 mg/l como valores máximos, observados en el punto P5 y P6 cercano a áreas agrícolas y urbanas.

La DQO mostró un aumento a lo largo de la transición de los sitios de muestreo. La zona alta (punto 1) presentó un valor de 19 mg/l, lo que indica una buena calidad de agua y con baja intervención industrial y urbana. Por el contrario, para la zona baja se obtuvieron valores de hasta 100 mg/l en el punto P14, lo que representa un área con alto riesgo ecológico (Emmanuel, Lacou, Balthazard-Accou, & Joseph, 2009). En el análisis realizado destacan el punto P5 y P6, con valores entre 116 y 155 mg/l (Figura 3).

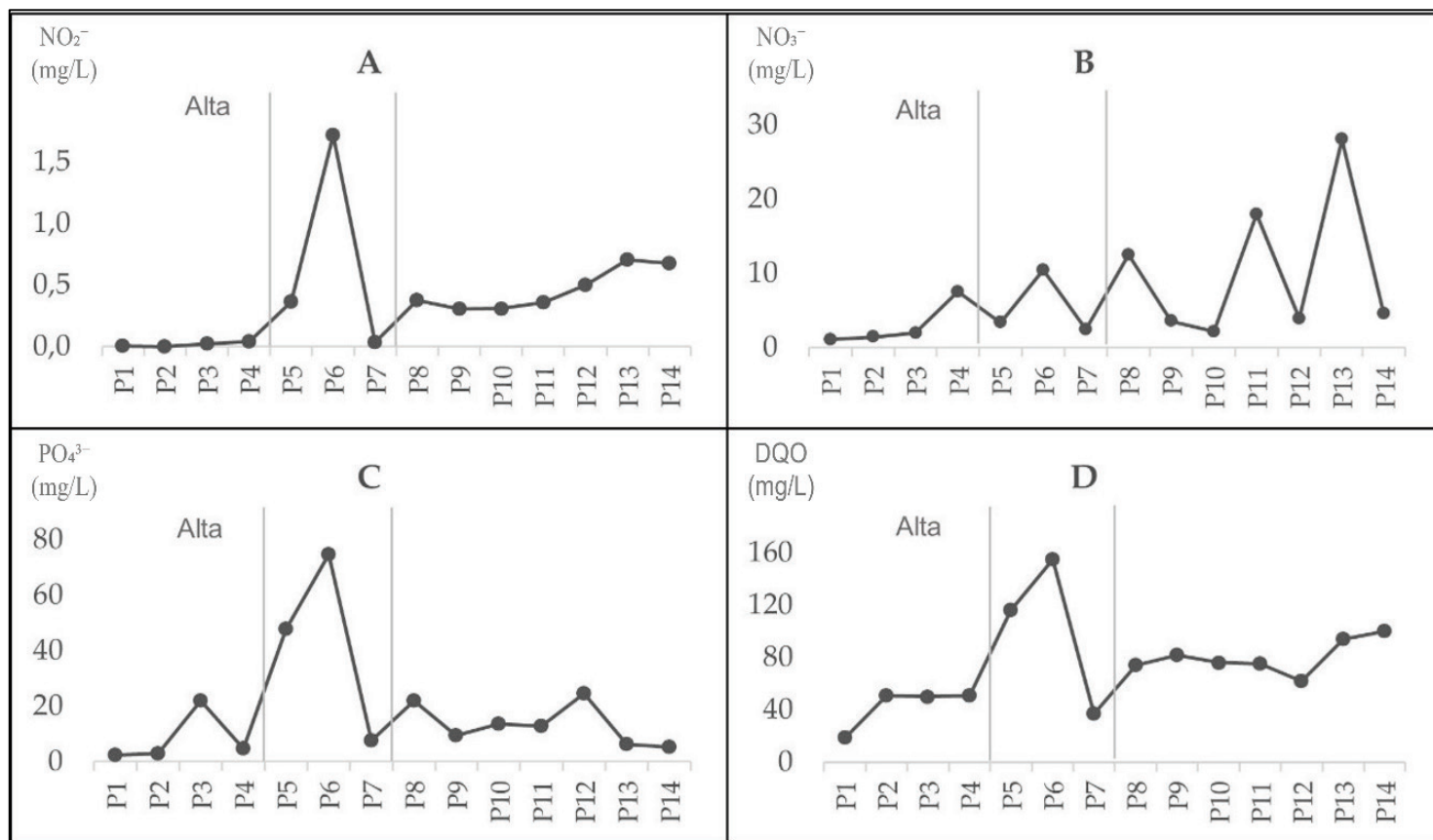


Figura 3. Valores de parámetros químicos en 14 puntos de monitoreo del río Pachanlica: A) nitritos en mg/l; B) nitratos en mg/l; C) fosfatos en mg/l; D) DQO en mg/l. Fuente: elaboración propia utilizando SPSS (versión 29).

Determinación de clorofila

Las concentraciones de clorofila a presentaron un aumento progresivo desde la parte alta hacia la parte media de la MCP. En el punto P1 se registró una concentración de 0.47 mg/m³, aumentando hasta 8.97 y 10.79 mg/m³ en los puntos P5 y P6, respectivamente, asociadas con la influencia de descargas de aguas residuales. Posteriormente, en el punto P7, se observó una disminución a 1.30 mg/m³. Sin embargo, en la zona

media-baja, las concentraciones aumentaron de forma significativa, alcanzando valores de 43.66 mg/m³ (P8), 46.84 mg/m³ (P9) y un máximo de 96.24 mg/m³ en el punto P10. Por último, de los puntos P11 a P14, las concentraciones descendieron hasta 9.29 mg/m³ y se mantuvieron estables hacia la desembocadura, como se presenta en la Figura 4.

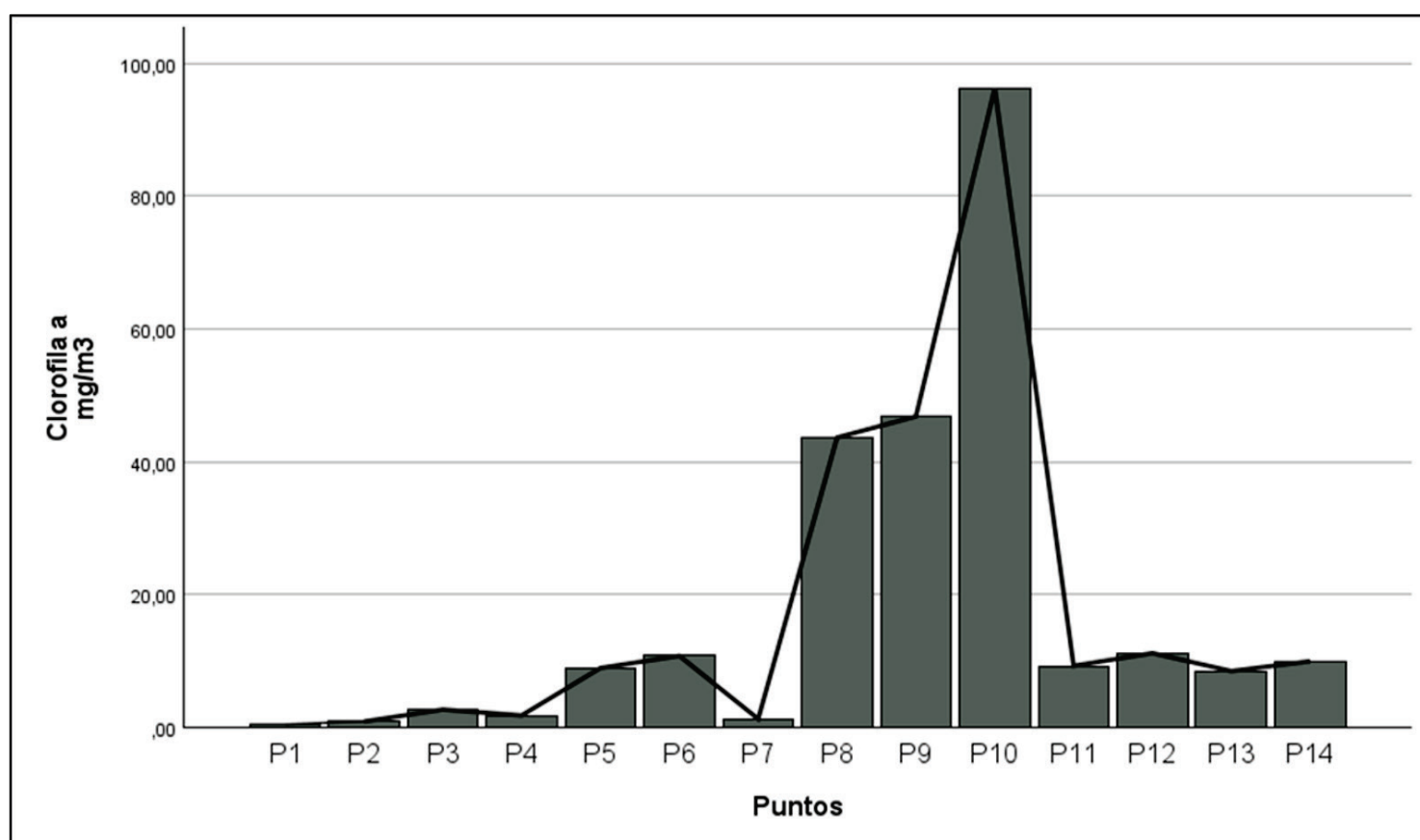


Figura 4. Valores de clorofila a en 14 puntos de monitoreo río Pachanlica. Fuente: elaboración propia utilizando SPSS (versión 29).

Identificación de diatomeas

Se contabilizaron 3 900 diatomeas en los 14 puntos de muestreo del río Pachanlica. En total, se identificaron 44 especies de diatomeas, de las cuales las que mostraron mayor abundancia absoluta en la microcuenca fueron las siguientes: *Cocconeis lineata* COLI (41.90 %), *Achnantheidium minutissimum* ACMI (15.72 %), *Pseudostaurosira brevistriata* PSBR (11.31 %), seguidas de *Nitzschia inconspicua* NIIN (4.62 %) y *Brachysira vitrea* BRVI (4.26 %); 15 especies de diatomeas mostraron una abundancia relativa superior al 5 %, lo cual representa el 75.61 % de la comunidad. Estas especies incluyeron *Achnantheidium minutissimum* (ACMI), *Brachysira vitrea* (BRVI), *Cocconeis lineata* (COLI), *Encyonopsis subminuta* (ENSU), *Fragilaria rumpens* (FRRU), *Gomphonema lagenula* (GOLA), *Gomphonema pumilum* (GOPU), *Navicula erifuga* (NAER), *Navicula lanceolata* (NALA), *Nitzschia filiformis* (NIFI), *Nitzschia inconspicua* (NIIN), *Nitzschia palea sensu lato* (NITE), *Pseudostaurosira brevistriata* (PSBR), *Rhoicosphenia abbreviata* (RHAB) y *Nitzschia palea var. tenuirostris* (NIPA).

Mediante un análisis ACC se buscó la afinidad de las diatomeas con los gradientes fisicoquímicos. Se observó que las especies NITE, NIPA, FRRU y NIFI se agruparon con los parámetros pH, DQO y fosfatos, mientras que NALA mostró afinidad por áreas con mayores concentraciones de fosfatos. La especie RHAB y ENSU se ubicaron en el centro del gráfico, indicando tolerancia a la contaminación; mientras que las especies PSBR, BRVI, NIIN, ACMI y GOPU mostraron baja afinidad por ambientes eutrofizados. Por el contrario, COLI se ubicó en el mismo cuadrante que los nitritos. Finalmente, GOLA y NAER se asociaron con niveles elevados de clorofila a (Figura 5).

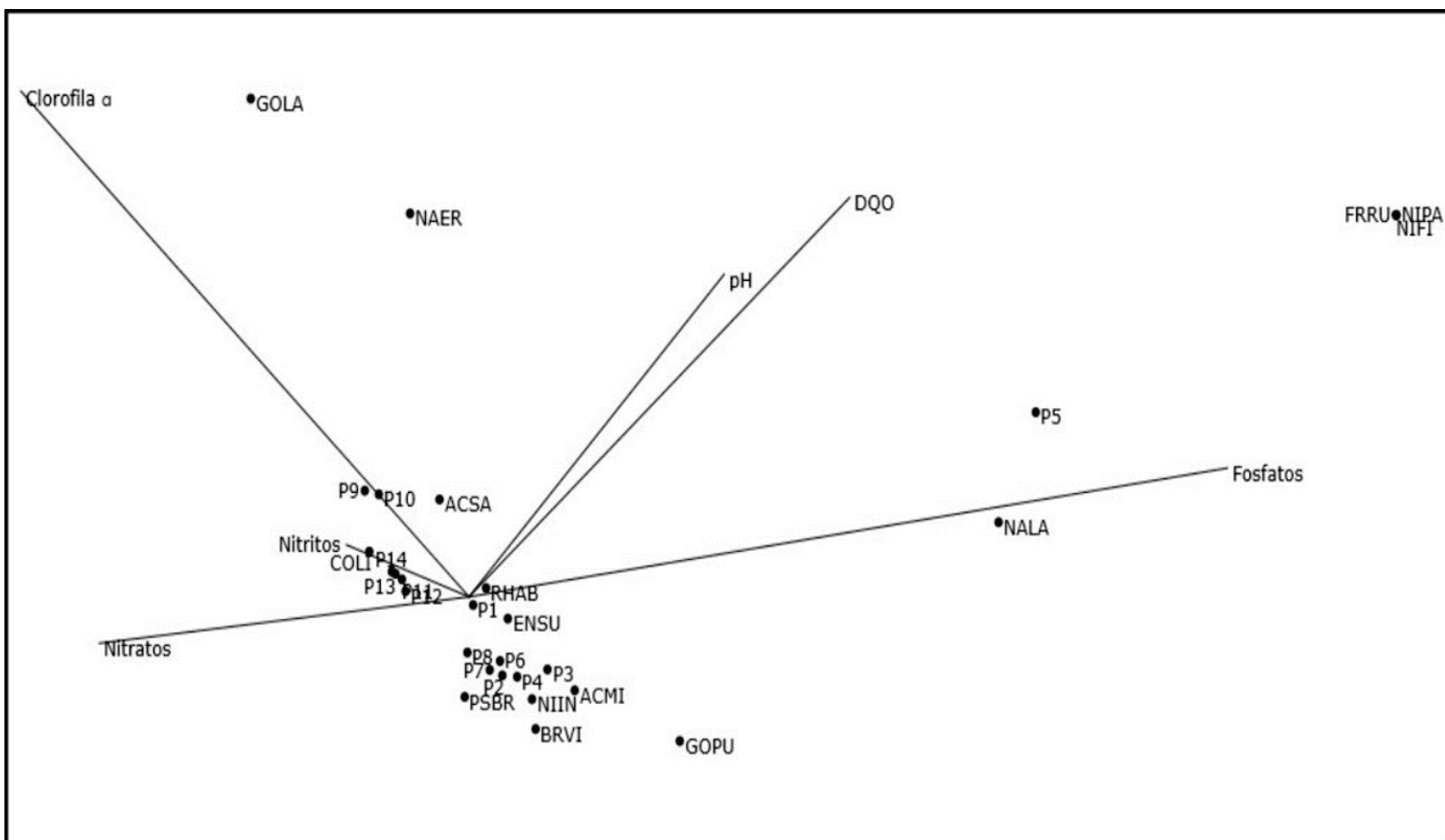


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica para 14 puntos de muestreo, especies de diatomeas y variables como pH, fosfatos, nitratos, nitritos, DQO y clorofila obtenidos en el río Pachanlica.

Índices ecológicos

Los resultados del índice de Shannon mostraron variabilidad en los diferentes puntos de muestreo. Se observó baja diversidad en los puntos P1, P3 y P7, con valores de 1.63, 1.93 y 1.91, respectivamente, así como en los puntos P9 a P14, cuyos valores oscilaron entre 0.73 y 1.55. Por otro lado, los puntos P2, P4, P5, P6 y P8 presentaron una diversidad

media, con valores de 2.31, 2.07, 2.70, 2.22 y 2.07, respectivamente. Destaca el punto P5 con el valor más alto de 2.70, lo que refleja una mayor diversidad en comparación con otros puntos; mientras que el punto P9 registró el valor más bajo de 0.73, caracterizado por la predominancia de la especie COLI.

Los resultados del índice de Margalef reflejaron una variabilidad en la diversidad de especies similar a la observada con el índice de Shannon. Se registró baja diversidad en los puntos P1, P7 y P9, con valores de 1.71, 1.71 y 0.86, respectivamente. De igual forma, en los puntos P11 al P14 se observaron fluctuaciones entre 1.81 y 1.85. En contraste a estos puntos de muestreo, los puntos P2 al P6, y P8 y P10 presentaron una diversidad media con valores entre 2.01 y 3.72.

En la Tabla 1 se observa que el índice de Margalef mostró una correlación positiva moderada con el pH (0.40). Por el contrario, el índice de Shannon señaló correlaciones negativas débiles con la clorofila a (-0.34), la DQO (-0.11), los nitritos (-0.23) y los nitratos (-0.28). La correlación positiva entre clorofila a y DQO (0.60), así como nitritos (0.59) y fosfatos (0.58) indica niveles elevados de nutrientes. La elevada correlación positiva entre nitritos y nitratos (0.77), al igual que entre nitritos y DQO (0.80) muestra que estos nutrientes tienen una influencia limitada sobre la diversidad de diatomeas, como se evidencia en las bajas correlaciones con los índices de Shannon y Margalef.

Tabla 1. Análisis de correlación de los índices ecológicos de Shannon y Margalef.

	Shannon	Margalef	Clorofila a	pH	DQO	Nitritos	Nitratos	Fosfatos
Shannon		0.86	-0.34	0.25	-0.11	-0.23	-0.28	0.24
Margalef	0.86		-0.08	0.40	0.16	-0.05	-0.17	0.37
Clorofila a	-0.34	-0.08		0.00	0.60	0.59	0.38	0.58
pH	0.25	0.40	0.00		-0.15	-0.44	-0.42	-0.07
DQO	-0.11	0.16	0.60	-0.15		0.80	0.54	0.47
Nitritos	-0.23	-0.05	0.59	-0.44	0.80		0.77	0.51
Nitratos	-0.28	-0.17	0.38	-0.42	0.54	0.77		0.24
Fosfatos	0.24	0.37	0.58	-0.07	0.47	0.51	0.24	

Correlación alta (0.70 a 0.89 o -0.70 a -0.89)

Correlación moderada (0.40 a 0.69 o -0.40 a -0.69)

Correlación baja (0.01 a 0.39 o -0.01 a -0.39)

Índice de sensibilidad específica a la polución e índice de estado trófico

El IPS para los puntos P1, P2, P3 y P4 en la zona alta de la microcuenca; el punto P7 en la zona media, y los puntos P13 y P14 en la zona baja mostraron valores entre 14.38 y 16.08, lo cual indica presencia de diatomeas altamente sensibles, clasificando la calidad del agua como buena. Para los puntos P5, P8-P12 se registraron valores entre 10.90 y 12.79, indicativos de una calidad moderada del agua. En general, el IPS promedio en la microcuenca fue de 13.60, situándose cerca del límite inferior de la categoría de buena calidad.

El TSI reflejó un estado oligotrófico en los puntos P1, P2 y P7 con valores de 16.45, 23.62 y 27.43, respectivamente. Entre los puntos P3 y

P6 y P11 al P14, los valores del TSI señalaron un estado mesotrófico, con valores entre 31.20 y 50.97; mientras que los puntos P8, P9 y P10 alcanzaron valores de 65.81, 66.58 y 74.44, indicando un estado eutrófico. La Figura 6 evidenció una relación inversa entre IPS y TSI.

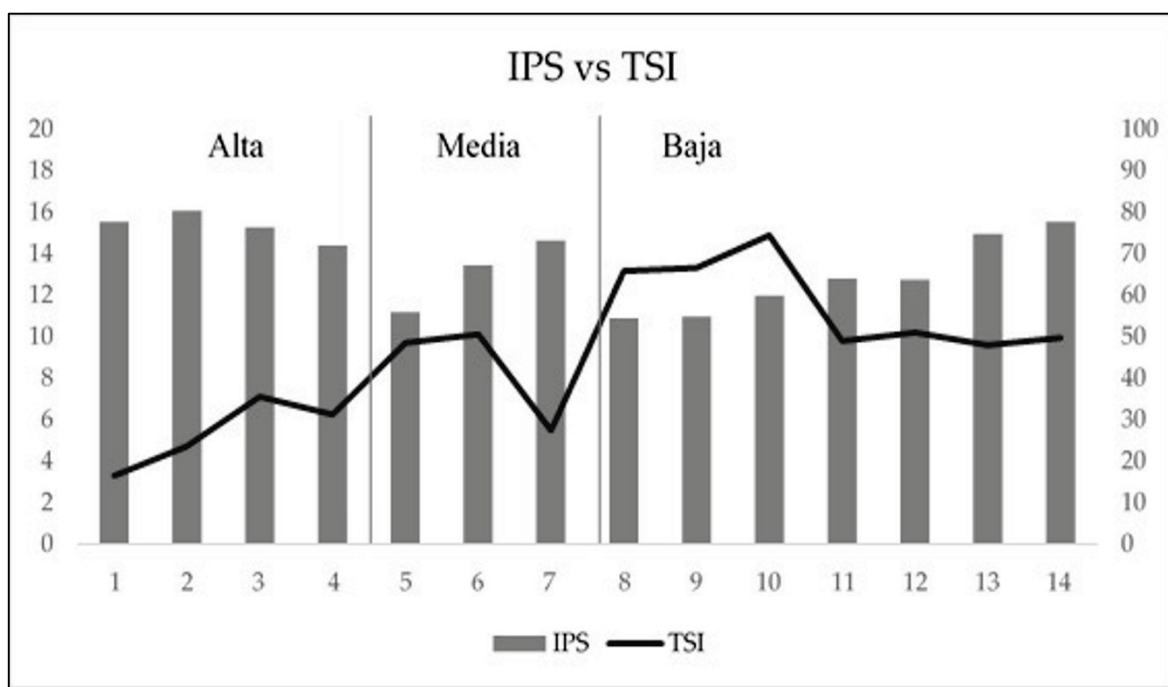


Figura 6. Escalas del IPS y TSI. El IPS clasifica la calidad del agua como buena (13-17) y moderada (9-13). El TSI define el estado trófico como oligotrófico (< 30), mesotrófico (30-60) y eutrófico (60-90).

Discusión

Parámetros fisicoquímicos

La condición fisicoquímica del pH en el río Pachanlica mantiene condiciones homogéneas a lo largo de su microcuenca; presenta valores cercanos a la neutralidad, característica de ríos andinos de agua dulce

(Bendezu-Bendezu & Bendezú-Hernández, 2021; Villamizar-Mendoza, Ramón-Valencia, & López-Areniz, 2020). La alta variabilidad de la conductividad eléctrica y la salinidad están asociadas con las descargas de aguas residuales directas e indirectas derivadas de las actividades agropecuarias en la zona alta y media, y actividades industriales en la zona baja, siendo progresivo su incremento hasta valores de 554 y 0.28 mg/l, misma situación que según Buenaño, Vásquez, Zurita-Vásquez, Parra y Pérez (2018) se relaciona con tratamientos deficientes de aguas residuales o descargas clandestinas.

Las condiciones de saturación de oxígeno muestran una variabilidad entre 3.33 y 6.17 mg/l, manteniendo valores mayores en la zona alta de la microcuenca, similar a lo expuesto por Plata-Díaz y Núñez-Avellaneda (2020) en ríos andinos de Colombia, mencionando que ríos andinos sobre los 2 400 m.s.n.m mantienen concentraciones de oxígeno entre 7.5 y 8.6 mg/l; este comportamiento ha sido asociado con las bajas temperaturas y la alta turbulencia presentes en esos ecosistemas de montaña (Plata-Díaz & Núñez-Avellaneda, 2020). Las concentraciones más bajas de saturación de oxígeno se encuentran relacionadas con zonas de descargas de aguas residuales, lo que incrementa la capacidad reductiva de los contaminantes y la demanda de oxígeno para su depuración (Villamizar-Mendoza *et al.*, 2020; Barrios-Mendoza, Córdova-Mendoza, Córdova-Barrios, Argota-Pérez, & Iannacone, 2019).

El punto P5 correspondiente a la zona de delimitación política entre el cantón Quero y Cevallos, cuyos caudales son inferiores a 0.17 m³/s, reflejan condiciones de hipoxia, con disminución de la capacidad de autodepuración de la materia orgánica, lo que sugiere la producción de compuestos tóxicos, como sulfuro de hidrógeno, derivada de la descarga directa de aguas residuales domiciliarias del cantón Quero.

Análisis de nutrientes, clorofila y DQO

El análisis de nutrientes como nitratos, nitritos y fosfatos en la microcuenca del río Pachanlica proporciona una base cuantificable en la valoración de la calidad del agua y del estado trófico (Benjumea-Hoyos, Suárez-Segura, & Villabona-González, 2018), pues los incrementos en los valores de alguno de ellos conducen a procesos de eutrofización (García-Miranda & Miranda-Rosales, 2018). Las concentraciones de nitritos mantienen niveles elevados superando el valor guía de 1.0 mg/l sugerido por Ayers y Wescot (1985) como límite para aprovechamiento del agua en agricultura, con concentraciones máximas de 1.72 mg/l para el punto P6, y entre 3.30 y 0.70 mg/l para los puntos correspondientes a las zonas media y baja. Estos valores se asocian con tratamientos deficientes de aguas residuales (Raffo-Lecca & Ruiz-Lizama, 2014), lo que ocasiona una pérdida de vida acuática, principalmente en peces (Téllez-Luna & Ospino-Jiménez, 2022; Bennett *et al.*, 2021). Es en este contexto donde la actividad microbiana favorece la conversión de altas concentraciones de nitratos a nitritos, generando un ambiente reducido que propicia condiciones favorables para el desarrollo de COLI, una diatomea reportada como tolerante a la polución (Wang *et al.*, 2024; Lebkuecher, Atma, Conn, & Redwine, 2023).

Para el caso de los nitratos, la microcuenca del río Pachanlica muestra concentraciones que si bien se consideran bajas a moderadas en el presente estudio, con valores entre 1.10 y 28 mg/l, pueden llegar a ser relevantes desde el punto de vista ecológico. Esto se relaciona con lo reportado por Téllez-Luna y Ospino-Jiménez (2022), quienes, retomando el análisis realizado por Camargo, Alonso y Salamanca (2005), advierten

que incluso concentraciones moderadas de nitratos pueden generar efectos tóxicos sobre los organismos acuáticos en cuerpos de agua dulce. Situación contraria se observó con los fosfatos, pues sus valores presentaron concentraciones muy altas, superando los 0.5 mg/l (Téllez-Luna & Ospino-Jiménez, 2022) en toda la microcuenca y siendo los más altos los puntos P5 y P6, con concentraciones de 47.90 y 74.70 mg/l, respectivamente. Estos valores se vinculan con descargas directas de aguas residuales domésticas y escorrentías de actividades agrícolas, donde destaca el uso de fertilizantes fosfatados (Badamasi, Yaro, Ibrahim, & Bashir, 2019).

Las altas concentraciones de fosfatos en la microcuenca mantienen una correlación moderada con la clorofila a, lo que demuestra condiciones favorables para la presencia de algas y una diversidad media de diatomeas (García-Miranda & Miranda-Rosales, 2018; Pardo *et al.*, 2010). Las zonas de mayor concentración de clorofila a tienen menor diversidad de especies de diatomeas, situación que se reflejó en la microcuenca media y baja, lo cual contradice la afirmación de que en un sistema fluvial andino la diversidad de especies está en función de la producción primaria asociada con la clorofila (Donato-Rondón, 2019).

La DQO mostró un incremento progresivo en las diferentes zonas de estudio. Dicha situación representa un alto riesgo ecológico por la baja producción primaria de organismos acuáticos (Misra & Chaturvedi, 2016), ocasionando demandas de oxígeno en el sistema fluvial para los procesos biogeoquímicos de descomposición de materia orgánica y autodepuración (González, Almeida, Calderón, Mallea, & González, 2014). Concentraciones mayores a 150 mg/l presentes en el punto P6 se relacionan con la pérdida total de biodiversidad acuática de especies mayores, como peces, y de especies menores, como los

macroinvertebrados, lo que afecta la salud y funcionalidad del ecosistema acuático (Mohapatra *et al.*, 2023; Misra & Chaturvedi, 2016).

Aplicabilidad de los índices ecológicos en la valoración de calidad del agua

Los índices ecológicos se encontraron estrechamente relacionados con el contexto y tipo de ecosistema donde se realizó el estudio, pues responden de forma diferencial ante gradientes ambientales y niveles de alteración ecológica (González-Tuta, Gil-Padilla, & Pinilla-Agudelo, 2023). El 75.61 % de la comunidad total de diatomeas está representada por solo 15 especies, valores inferiores a la diversidad de diatomeas encontradas en el río andino de Tota, departamento de Boyacá, en el que se identificaron 118 especies de diatomeas (Donato-Rondón, 2019). Esta reducción significativa en la cantidad de diatomeas se justifica al ser el río Pachanlica un sumidero de descargas residuales proveniente de actividades agropecuarias domésticas e industriales (Donato-Rondón, 2019).

La predominancia de COLI, con un 41.90 %, seguida de ACMI, con 15.72 %, y PSBR con 11.31 %, indica la tolerancia a condiciones variables de pH, nutrientes y temperatura, característica que les confiere gran capacidad de adaptación. Céspedes-Vargas *et al.* (2016) y Taxagua (2013) las destacan como especies colonizadoras, presentes en ríos con descargas de aguas residuales.

La correlación de Pearson y el ACC mostró interacciones complejas entre las especies de diatomeas y las variables ambientales en el río Pachanlica. Las especies NIPA, FRRU y NIFI se agruparon con parámetros como un pH ligeramente alcalino, altos valores DQO y fosfatos, lo cual concuerda con otros estudios (Kopáček *et al.*, 2020; Oña & Tonato, 2017).

Dichas especies, consideradas indicadoras de mala calidad del agua, se asocian con ambientes eutrofizados y muestran tolerancia a la contaminación, como lo sugieren estudios previos (Cantonati *et al.*, 2021; Segura-García *et al.*, 2016; Hernández-González, 2012).

Especies como RHAB y ENSU demostraron una tolerancia amplia a la contaminación, corroborando su presencia en los puntos P5 y P8 con características de ambientes mesotróficos, con altas concentraciones de fosfatos (Olszyński, Szczepocka, & Żelazna-Wieczorek, 2019; Bey & Ector, 2014; Calizaya, 2013). La especie BRVI, considerada de alta sensibilidad a la contaminación (Bere, 2014), se distribuyó en la zona alta de la microcuenca, un área que mostró menores concentraciones de nutrientes y por lo tanto menor grado de intervención antrópica (Donato-Rondón, 2019). Las especies COLI, GOLA y NAER se asociaron con altos niveles de clorofila *a* y nitritos, lo que sugiere una preferencia por ambientes eutrofizados (Cantonati *et al.*, 2021; Segura-García *et al.*, 2016; Hernández-González, 2012).

El índice ecológico de Shannon reveló una variabilidad notable en la diversidad de diatomeas por todos los puntos de muestreo del río Pachanlica; ello sugiere que esta diversidad responde tanto a condiciones ambientales como a la influencia humana (Valdez-Marroquín *et al.*, 2018). Los valores del índice de Shannon indicaron baja diversidad en los puntos P1, P3, P7 y P9-P14, valores reflejados en una comunidad dominada por especies con mayor tolerancia a la contaminación, como el caso de COLI en el punto P9, una especie cosmopolita, indicadora de baja calidad del agua (Lebkuecher *et al.*, 2023; Donato-Rondón, 2019).

El mayor valor de presencia de contaminantes en el punto P5 se relaciona con el valor más alto de diversidad de diatomeas. La presencia de las especies FRRU, NIFI, NIIN, NITE y NIPA, tolerantes a elevadas

concentraciones de nutrientes y contaminación orgánica (Castillejo *et al.*, 2018), además de la presencia del género *Nitzschia* son indicativos de mala calidad del agua (Castillejo *et al.*, 2018).

Índice de sensibilidad a la polución (IPS) e índice de estado trófico (TSI)

El IPS constituyó una herramienta decisoria en la cualificación del estado ecológico (Blanco, 2024) de los 14 puntos de monitoreo de la microcuenca del río Pachanlica, mostrando buena calidad en varios tramos. Sin embargo, en la cuenca media y baja, el IPS sobreestimó la calidad, ya que los niveles elevados de nutrientes evidenciaron condiciones de contaminación respecto a los valores guía de Ayers y Wescot (1985), lo que sugiere la necesidad de complementar el IPS con el análisis de parámetros fisicoquímicos.

Según los resultados del IPS, la microcuenca del río Pachanlica presentó en general una calidad del agua clasificada como buena, con un promedio de 13.60, aunque cercana al límite inferior de esta categoría (Blanco, 2024). Las zonas alta y baja mostraron predominancia de especies sensibles, mientras que en la zona media, los valores más bajos sugieren presión antrópica moderada.

La abundancia relativa de especies de diatomeas es crucial para evaluar el IPS (Blanco, 2024). Este índice puede sobrestimar la calidad del agua cuando entre el 41.7 y 80.3 % de las diatomeas son especies altamente sensibles a contaminantes (Blanco, 2024; Keck, Bouchez, Franc, & Rimet, 2016), lo que les otorga una calificación de buena calidad a pesar de que no se refleja la biodiversidad completa ni el verdadero estado ecológico del cuerpo de agua. En cambio, cuando predominan

especies de baja sensibilidad, el IPS tiende a subestimar los efectos de nutrientes y estresores ambientales, lo que da una estimación de calidad moderada en condiciones potencialmente más deterioradas.

En el análisis de TSI se reflejan puntos con condiciones oligotróficas, característicos de zonas con bajos niveles de nutrientes (Naumoski & Mitreski, 2010), ya que como lo menciona el estudio de Hama-Salih, Mohammad y Mohammed (2021), y Nugraha, Sarminingsih y Alfisyah (2020), las concentraciones altas de oxígeno disuelto aportan con los procesos de autodepuración del río o del efluente. Los lugares donde existen procesos de eutrofización están asociados directamente con las concentraciones de clorofila a y fosfatos, similares a los datos obtenidos en este estudio para los puntos P8, P9 y P10, y diversas investigaciones realizadas en otros ríos andinos (Lebkuecher *et al.*, 2023; Bennett *et al.*, 2021).

En la cuenca baja, las condiciones mesotróficas encontradas, pese a que existe un incremento del caudal, tienden a tener concentraciones elevadas de nutrientes y se desarrollan condiciones de mayor oxigenación (Guerrero-Lizarazo, Pinilla-Agudelo, & Estrada-Galindo, 2021), alta concentración de clorofila a entre 9.29 y 11.20 mg/m³ (Brehob *et al.*, 2024), y acelerado transporte de contaminantes (Wang *et al.*, 2022).

El estado de salud del ecosistema en toda la microcuenca según el análisis de resultados se puede atribuir a que mantiene un estado mesotrófico con concentraciones elevadas de fosfatos, los cuales son aportados por las actividades agropecuarias y las descargas de aguas residuales (Brehob *et al.*, 2024; Bennett *et al.*, 2021).

Pese a la correlación fuerte que existe entre el TSI y el IPS, el estudio no presenta un patrón de equidad en los valores de los distintos

parámetros estudiados en el ecosistema fluvial del río Pachanlica. Por el contrario, a mayores valores de TSI se mantiene una tendencia a disminuir el valor del IPS; esta relación se justifica en que el primer índice valora el estado inmediato del río y el segundo realiza una valoración preexistente del medio ecológico (Bonada *et al.*, 2024; Zhikharev *et al.*, 2022).

Conclusiones

El uso de diatomeas epilíticas como bioindicadores permitió caracterizar la calidad del agua en la microcuenca del río Pachanlica como predominantemente buena a moderada mediante la aplicación del índice IPS. No obstante, en la zona media-baja de la microcuenca, que presenta una alta presión antrópica, la composición dominada por especies de diatomeas resistentes o colonizadoras condujo a una sobreestimación de la calidad ecológica frente a los resultados de nutrientes, DQO y clorofila. Esta contradicción probó que si bien las diatomeas son útiles para valorar la salud ecológica del ecosistema, su aplicación exclusiva resulta insuficiente bajo criterios de salud pública. De este modo, se evidencia la necesidad de un enfoque complementario al IPS que integre herramientas tróficas, como el TSI, para mejorar la precisión en la evaluación del estado ecológico de ríos andinos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas (GISOCH) y a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) por todo el apoyo brindado para el desarrollo de la presente investigación.

Referencias

- Ayers, R. S., & Wescot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture*. Rome Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Badamasi, H., Yaro, M. N., Ibrahim, A., & Bashir, I. A. (2019). Impacts of phosphates on water quality and aquatic life. *Chemistry Research Journal*, 4(3), 124-133.
- Barrios-Mendoza, T. O., Córdova-Mendoza, P., Córdova-Barrios, I. C., Argota-Pérez, G., & Iannacone, J. (2019). Costo ambiental sostenible relativo ante el coeficiente de transferencia de oxígeno en aguas residuales. *Paideia XXI*, 9(2), 209-216. <https://doi.org/10.31381/paideia.v9i2.2753>
- Bendezu-Bendezu, M. A., & Bendezú-Hernández, C. V. (2021). Efecto de los parámetros fisicoquímicos y biológicos sobre la calidad del agua del río Pisco. *South Florida Journal of Development*, 2(4), 5606-5614. <https://doi.org/10.46932/sfjdv2n4-049>
- Benjumea-Hoyos, C. A., Suárez-Segura, M. A., & Villabona-González, S. L. (2018). Variación espacial y temporal de nutrientes y total de sólidos en suspensión en la cuenca de un río de alta montaña tropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 353-363. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.777>

- Bennett, M. G., Lee, S. S., Schofield, K. A., Ridley, C. E., Washington, B. J., & Gibbs, D. A. (2021). Response of chlorophyll a to total nitrogen and total phosphorus concentrations in lotic ecosystems: A systematic review. *Environmental Evidence*, 10(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s13750-021-00238-8>
- Bere, T. (2014). Ecological preferences of benthic diatoms in a tropical river system in São Carlos-SP, Brazil. *Tropical Ecology*, 55(1), 47-61.
- Bey, M., & Ector, L. (2014). *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes* (Vol. 5). Lyon, France: DREAL Rhône-Alpes.
- Blanco, S. (2024). What do diatom indices indicate? Modeling the specific pollution sensitivity index. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(20), 29449-29459. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33115-1>
- Blanco, S., Álvarez, I., Cejudo, C., Bécares, E., Ector, L., García, C., Seisdedos, P., Hernández, N., & Rodríguez, I. (2011). *Guía de las diatomeas de la cuenca del Duero*. Valladolid, España: Confederación Hidrográfica del Duero.
- Blanco, S., Cejudo, C., Álvarez, I., Bécares, E., Hoffmann, L., & Ector, L. (2010). *Atlas de las diatomeas de la cuenca del Duero*. León, España: Universidad de León.
- Bonada, N., Sánchez-Montoya, M. M., Cid, N., Acosta, R., Arce, M. I., Cañedo-Argüelles, M., Cunillera-Montcusí, D., De-las-Heras, P., Díaz-Redondo, M., Ersoy, Z., Fernández-Calero, J. M., Arnau, N. F., Fortuño, P., Freixinos, Z., Gomà, J., López-Pintor, A., López-Rodríguez, M. J., López-Rodríguez, N., Mellado-Díaz, A., Miñano-Martínez, J., Morcillo, F., Munné, A., Ordeix, M., Piñero-Fernández,

- M., Quevedo-Ortiz, G., Roblas, N., Rodríguez-Lozano, P., Vicente Rovira, J., Sánchez-Campaña, C., Sánchez-Nogueras, J., Soria, M., Suárez-Alonso, M. L., Tierno-de-Figueroa, J. M., Vidal-Abarca, M. R., Vinyoles, D., Gallart, F., & Prat, N. (2024). Retos y oportunidades para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales. *Ecosistemas*, 33(1), 2655.
<https://doi.org/10.7818/ecos.2655>
- Brehob, M. M., Pennino, M. J., Handler, A. M., Compton, J. E., Lee, S. S., & Sabo, R. D. (2024). Estimates of lake nitrogen, phosphorus, and chlorophyll- *a* concentration to characterize harmful algal bloom risk across the United States. *Earth's Future*, 12(8), 1-19.
<https://doi.org/10.1029/2024EF004493>
- Buenaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, J., & Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, 13(1), 41-49.
<https://doi.org/10.21676/23897864.2405>
- Calizaya, A. J. (2013). El uso de las diatomeas (*Bacillariophyceae*) como potenciales herramientas en la gestión de la calidad del agua superficial. En: *Gestión de la calidad del agua superficial* (pp. 1-9). Arequipa, Perú: Ministerio del Ambiente.
- Camargo, J. A., Alonso, A., & Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: A review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58(9), 1255-1267.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044>

- Cantonati, M., Zorza, R., Bertoli, M., Pastorino, P., Salvi, G., Platania, G., Prearo, M., & Pizzul, E. (2021). Recent and subfossil diatom assemblages as indicators of environmental change (including fish introduction) in a high-mountain lake. *Ecological Indicators*, 125, article 107593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107603>
- Castillejo, P., Chamorro, S., Paz, L., Heinrich, C., Carrillo, I., Salazar, J. G., Navarro, J. C., & Lobo, E. A. (2018). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean river. *Comptes Rendus – Biologies*, 341(4), 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2018.03.008>
- Castillejo, P., Ortiz, S., Jijón, G., Lobo, E. A., Heinrich, C., Ballesteros, I., & Rios-Touma, B. (2024). Response of macroinvertebrate and epilithic diatom communities to pollution gradients in Ecuadorian Andean rivers. *Hydrobiologia*, 851(2), 431-446. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05276-6>
- Céspedes-Vargas, E., Umaña-Villalobos, G., & Silva-Benavides, A. M. (2016). Tolerancia de diez especies de diatomeas (*Bacillariophyceae*) a los factores físico-químicos del agua en el río Sarapiquí, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 105-115. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.18295>
- Confederación Hidrográfica del Ebro. (2005). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro: protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton, fitobentos e invertebrados bentónicos*. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente.

- Díaz-Quirós, C., & Rivera-Rondón, C. A. (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26(2), 381-394.
- Donato-Rondón, J. C. (2019). Diversidad de diatomeas en un sistema fluvial andino: los nutrientes y la conductividad como factores de explicación. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(169), 728-736. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.939>
- Emmanuel, E., Lacou, J., Balthazard-Accou, K., & Joseph, O. (2009). Evaluación del riesgo ecológico de los efectos de metales pesados y nutrientes contenidas en efluentes urbanos sobre los ecosistemas de la bahía de Puerto Príncipe (Haití). *Aqua-LAC*, 1(1), 18-28. <https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2009-v1-1-02>
- García-Miranda, F., & Miranda-Rosales, V. (2018). Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. En: *Problemáticas de la gestión ambiental del agua en México*. Volumen II, Parte 1. Eje temático 3: Retos del agua y la sociedad (pp. 177-190). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C.
- González, S. O., Almeida, C. A., Calderón, M., Mallea, M. A., & González, P. (2014). Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: Application of chemometrics in spatial and temporal variations. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(18), 10583-10593. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3098-y>

- González-Tuta, A. L., Gil-Padilla, L. N. & Pinilla-Agudelo, G. A. (2023). Evaluación del estado ecológico del río Ánimas mediante índices multimétricos en Cerinza, Boyacá. *Acta Biológica Colombiana*, 28(2), 239-250. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.103952>
- Guerrero-Lizarazo, M. C., Pinilla-Agudelo, G., & Estrada-Galindo, I. J. (2021). Ecología funcional de las comunidades de algas perifíticas de la reserva la planada, en el Chocó biogeográfico colombiano: Limitación de recursos, competencia y variables ambientales. *Revista de Biología Tropical*, 69(1), 331-351. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i1.42042>
- Hama-Salih, N. Y., Mohammad, A. O., & Mohammed, F. O. (2021). Study on the self-purification of Tanjaro River. *Tikrit Journal for Agricultural Sciences*, 21(4), 54-62. <https://doi.org/10.25130/tjas.21.4.7>
- Hammer, O., Harper, D. A. T., & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4(1), 1-9. Recuperado de http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hernández-González, S. (2012). Indicadores biológicos de calidad de las aguas superficiales de la subcuenca del río Viejo, utilizando fitobentos (diatomeas). *Revista Universidad y Ciencia*, 6(9), 20-23. <https://doi.org/10.5377/uyc.v6i9.1952>
- HGPT, Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua. (2019). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Tungurahua*. Ambato, Ecuador: Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua.

- Hurtado, P., & Arias-Real, R. (2024). Biodiversidad y funcionamiento de los ríos intermitentes: retos en un contexto de cambio global. *Ecosistemas*, 33(1), artículo 2742. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2742>
- INEN, Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2014). *NTE INEN-ISO 5667-1: Calidad del agua. Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de los programas de muestreo y técnicas de muestreo (ISO 5667-1:2006, IDT)*. Quito, Ecuador: Instituto Ecuatoriano de Normalización.
- INEC, Instituto Nacional de Estadísticas y Censos del Ecuador. (2022). *Boletín Técnico Nacional*. Recuperado de https://www.censoecuador.gob.ec/public/Boletin_Nacional.htm
- INAMHI, Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador. (2017). *Anuario meteorológico*. Quito, Ecuador: Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador.
- Jeffrey, S. W., & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen*, 167(2), 191-194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Keck, F., Bouchez, A., Franc, A., & Rimet, F. (2016). Linking phylogenetic similarity and pollution sensitivity to develop ecological assessment methods: A test with river diatoms. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 856-864. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12624>

- Kopáček, J., Hejzlar, J., Oulehle, F., Porcal, P., Weyhenmeyer, G. A., & Norton, S. A. (2020). Disruptions and re-establishment of the calcium-bicarbonate equilibrium in freshwaters. *Science of the Total Environment*, 743, article 140626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140626>
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1986). *Bacillariophyceae: Naviculaceae* (Vol. 2/1). In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., & Mollenhauer, D. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (p. 827). Stuttgart, Germany: Gustav Fischer Verlag.
- Larrea-Murrell, J., Romeu-Alvarez, B., Lugo-Moya, D., & Rojas-Badía, M. M. (2022). Fundamental aspects of water quality monitoring: The Almendares River as a case study. *CENIC Ciencias Químicas*, 53(2), 148-59.
- Lebkuecher, J. G., Atma, J. L., Conn, H., & Redwine, D. J. (2023). Composition of epilithic diatom and soft-algal assemblages in infralittoral zones of Tennessee reservoirs and correlations of composition to trophic state. *Journal of Freshwater Ecology*, 38(1), article 2182836. <https://doi.org/10.1080/02705060.2023.2182836>
- Lobo, E., Heinrich, C., Schuch, M., Dupont, A., Da Costa, A., Wetzel, C., & Ector, L. (2016). *Índice trófico de qualidade da água: Guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros*. Santa Cruz do Sul, Brasil: Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC).
- Misra, O. P., & Chaturvedi, D. (2016). Fate of dissolved oxygen and survival of fish population in aquatic ecosystem with nutrient loading: A model. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(3), article 112. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0168-9>

- Mohapatra, S. C., Kanuri, V. V., Vaddem, K. K., Saha, S., Ali, S. Y., Verma, A., Biswas, M. K., & Vidyarthi, A. K. (2023). Spatio-temporal variability in macroinvertebrate community structure and ecological health status of a tropical dynamic river-estuarine system, India: An integrated approach of multivariate analysis. *Environmental Research*, 238, article 117236. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117236>
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España: M&T– Manuales y Tesis SEA.
- Moreno, D. P., Quintero, J., & López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78, 25-33.
- Naumoski, A., & Mitreski, K. (2010). Classifying diatoms into trophic state index classes with novel classification algorithm. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1124-1138. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.122>
- Nugraha, W. D., Sarminingsih, A., & Alfisya, B. (2020). The study of self purification capacity based on biological oxygen demand (BOD) and dissolved oxygen (DO) parameters. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 448(1), article 012105. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/448/1/012105>
- Olszyński, R. M., Szczepocka, E., & Żelazna-Wieczorek, J. (2019). Critical multi-stranded approach for determining the ecological values of diatoms in unique aquatic ecosystems of anthropogenic origin. *PeerJ*, 7, article e8117. <https://doi.org/10.7717/peerj.8117>
- Oña, J., & Tonato, C. (2017). *Determinación del estado trófico de las lagunas de Mojanda a través de la cuantificación de clorofila* (tesis de grado). Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador.

- Pardo, I., García, L., Delgado, C., Noemi, C., & Abrain, R. (2010). *Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las confederaciones hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil* (informe técnico). Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.
- Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, O., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 10(2), 76-88. <https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08>
- Plata-Díaz, Y., & Núñez-Avellaneda, M. (2020). Algas perifíticas de los ríos del piedemonte de la transición andino-amazónica: camino Andakí Caquetá, Colombia. *Revista Colombiana Amazónica*, 12, 234-245.
- Raffo-Lecca, E., & Ruiz-Lizama, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71-80. <https://doi.org/10.15381/idata.v17i1.12035>
- Segura-García, V., Almanza, J., & Ponce-Saavedra, J. (2016). Diversidad en comunidades de diatomeas epilíticas con relación a los parámetros fisicoquímicos en la cabecera del río Zinapécuaro, México. *Hidrobiología*, 26(2), 187-202. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n2/Segura>
- Statgraphics Technologies, Inc. (2023). *Statgraphics Centurion 19* (software). Recuperado de <https://www.statgraphics.com/download19>

- Taxagua. (2013). *Tesaurus taxonómico para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua continentales* (informe técnico). Madrid, España: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado de <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/taxagua.html>
- Téllez-Luna, M. I., & Ospino-Jiménez, J. C. (2022). Evaluación de la concentración de nitratos y fosfatos por *Chlorella vulgaris* en aguas superficiales en el tramo Salguero del río Cesar. *Revista Agunkuyaa*, 12(2), 63-67. <https://doi.org/10.33132/27114260.2207>
- Valdez-Marroquín, C. G., Guzmán, M. A., Valdés, A., Foroughbakhch, R., Alvarado, M. A., & Rocha, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación del matorral espinoso tamaulipeco con condiciones prístinas en el noreste de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32135>
- Villamizar-Mendoza, Y., Ramón-Valencia, J. D., & López-Areniz, L. A. (2020). Análisis de las condiciones del recurso hídrico en la quebrada Escorial, Pamplona, norte de Santander. *Revista Ambiental*, 1, 1-16. <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.382>
- Wang, C., He, T., Zhang, M., Zheng, C., Yang, L., & Yang, L. (2024). Review of the mechanisms involved in dissimilatory nitrate reduction to ammonium and the efficacies of these mechanisms in the environment. *Environmental Pollution*, 345, article 123480. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123480>

- Wang, X., Chen, Y., Yuan, Q., Xing, X., Hu, B., Gan, J., Zheng, Y., & Liu, Y. (2022). Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. *Frontiers in Marine Science*, 9, article 1078216. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1078216>
- Zelinka, M. (1961). Zur Präzisierung der biologische Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57, 389-407.
- Zhikharev, V., Vodeneeva, E., Kudrin, I., Gavrilko, D., Startseva, N., Kulizin, P., Erina, O., Tereshina, M., Okhapkin, A., & Shurganova, G. (2022). The species structure of plankton communities as a response to changes in the trophic gradient of the mouth areas of large tributaries to a lowland reservoir. *Water*, 15(1), article 74. <https://doi.org/10.3390/w15010074>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-02-02

Artículos

Análisis de *benchmarking* y simulación para optimizar una planta comercial de tratamiento de aguas residuales

Analysis of benchmarking and simulation for the optimization of a commercial wastewater treatment plant

Elda España-Gamboa¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3472-8748>

Neshly Rubalcava-Llamas², ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-1970-5174>

Rodrigo Valladares-Linares³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3790-3249>

Jorge Domínguez-Maldonado⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9792-4909>

Raúl Tapia-Tussell⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5124-6156>

Liliana Alzate-Gaviria⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1012-3878>

¹Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, elda.espana@cicy.mx

²Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, arlettellamas@gmail.com

³Wayakit, Ciudad de México, México, rodrigo@wayakit.com

⁴Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, joe2@cicy.mx

⁵Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, rtapia@cicy.mx

⁶Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, lag@cicy.mx

Autora para correspondencia: Liliana Alzate-Gaviria, lag@cicy.mx

Resumen

Es necesario un consumo sostenible de agua y energía para mitigar el daño ambiental causado por las actividades antrópicas. El sistema de tratamiento de aguas residuales más utilizado en el mundo es el de lodos activados convencionales. Sin embargo, tiene altos costos de operación, entre 60 y 70 %, debido al consumo de energía. En este estudio, el “Benchmarking” permitió realizar un análisis comparativo entre plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de magnitudes similares con parámetros y consumos energéticos específicos, complementado con una simulación en SIMBA# versión libre (sin considerar tratamientos

terciarios), para mejorar el proceso operativo de una PTAR comercial en Mérida, Yucatán. Los resultados muestran que es posible ajustando la capacidad de los dos sopladores de 5 HP a 3 HP, reducir un 40.58 % del consumo total de energía en la PTAR (por exceso de aireación), lo que mejora adicionalmente la calidad del efluente en el parámetro específico de nitrógeno total con una reducción de 72 g N/m³ a 56 g N/m³. Sin embargo, es necesario realizar los cambios propuestos en la PTAR de este estudio para obtener los resultados en operación real y realizar los ajustes pertinentes.

Palabras clave: agua residual, tratamiento del agua, consumo de energía, análisis comparativo, modelo de simulación, México.

Abstract

Sustainable consumption of water and energy to mitigate environmental damage from anthropogenic activities is necessary. The most widely used wastewater treatment system in the world is conventional activated sludge. However, it has high operating costs, between 60 and 70 % due to energy consumption. In this study, "Benchmarking" allowed a comparative analysis between wastewater treatment plants (WWTP) of similar magnitudes with parameters and specific energy consumption, complemented with a simulation in SIMBA# free version (not considering tertiary treatments), to improve the operational process of a commercial WWTP in Mérida, Yucatán. The results show that it is possible, by adjusting the capacity of the two blowers from 5 HP to 3 HP, to reduce 40.58 % of the total energy consumption in the WWTP (due to excess aeration), which additionally improves the quality of the effluent in the specific parameter of total nitrogen with a reduction from 72 g N/m³ to

56 g N/m³. However, it is necessary to make the proposed changes in the WWTP of this study to obtain the results in real operation and make pertinent adjustments.

Keywords: Wastewater, water treatment, energy consumption, comparative analysis, simulation models, Mexico.

Recibido: 25/09/2024

Aceptado: 11/06/2025

Publicado *ahead of print*: 25/06/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

El aumento demográfico ha favorecido la sobreexplotación de los recursos hídricos; por tal razón, el tratamiento de aguas residuales es una prioridad ambiental, sin embargo, esta actividad consume mucha energía. Se estima que más del 2 % de la energía eléctrica mundial se utiliza para el suministro de agua y el tratamiento de aguas residuales. Una gran cantidad de energía proviene de combustibles fósiles, que contribuyen a problemas ambientales como el calentamiento global y el cambio climático (Vaccari, Foladori, Nembrini, & Vitali, 2018; Walker, Williams, & Styles, 2021).

En 2021 se modificó en México la normativa para la descarga de aguas residuales a los cuerpos de agua del país. El cambio en los límites y parámetros de medición implicará la necesidad de mejorar los procesos de tratamiento de aguas residuales del país (Semarnat, 2021).

El consumo de energía en el tratamiento de aguas residuales depende de muchos factores, como la cantidad de agua a tratar, los niveles de contaminación del afluente, los tipos de tratamientos realizados, la antigüedad de la planta y la cantidad de materia orgánica que se debe eliminar, entre otros. Los costes energéticos suelen representar entre el 15 y 40 % de los gastos operativos durante la vida útil de una PTAR. La PTAR más común diseñada para el tratamiento de aguas residuales domésticas o comerciales utiliza lodos activados como tratamiento secundario. En estos casos, la aireación consume un 60 % de la energía total de operación; la sedimentación secundaria, incluyendo la recirculación de lodos, un 15 %, y el tratamiento de lodos un 25 %, por lo que es necesario mejorar la eficiencia energética en el sistema de tratamiento secundario (Gu *et al.*, 2017; Walker *et al.*, 2021).

Uno de los modelos comparativos en una PTAR es el *benchmarking*, que realiza un análisis de los costos energéticos considerando los procesos de tratamiento realizados, el tipo de agua residual tratada y las condiciones de operación. La mejor referencia para evaluar el consumo energético es el uso de indicadores específicos de consumo energético (ICE), como kWh/m³ y kWh/kg DQO_{rem}, y comparándolos es posible encontrar fallos y puntos de mejora en un proceso de tratamiento de aguas residuales (Belloir, Stanford, & Soares, 2015; Christoforidou, Bariamis, Iosifidou, Nikolaidou, & Samaras, 2020; Torregrossa, Schutz, Cornelissen, Hernández-Sancho, & Hansen, 2016). Asimismo, los modelos más representativos para el proceso de lodos activados son los publicados por la Asociación Internacional del Agua (IWA); dichos modelos proporcionan una descripción realista del proceso y han demostrado ser de gran utilidad para apoyar el diseño, gestión, operación y optimización del proceso; SIMBA# es la plataforma integrada de

modelado y simulación líder en el mundo para conceptos de soluciones en los sectores de agua, aguas residuales y biogás (Ruiz, Pérez, & Gómez, 2023).

El objetivo de este trabajo fue evaluar y optimizar el desempeño energético y la calidad del efluente de una planta comercial de tratamiento de aguas residuales mediante un análisis de *benchmarking* y simulación en SIMBA#, con el fin de asegurar que el efluente cumpliera con la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021.

Materiales y métodos

Descripción del proceso de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)

La planta comercial pertenece a una cadena de tiendas de autoservicio, que tiene menos de mil PTAR en México. El proceso cuenta con un pretratamiento (rejilla), un tratamiento secundario (lodos activados) y un tratamiento terciario (filtro de carbón activado), y proporciona tratamiento a un caudal promedio de $11 \pm 3 \text{ m}^3/\text{día}$ a una temperatura promedio de 28 °C.

Como se puede observar en la Figura 1, el sistema de tratamiento comienza en el tanque de aguas residuales brutas, donde se realiza un tamiz que deja pasar los sólidos menores a 20 mm. Posteriormente, las aguas residuales son bombeadas al proceso secundario, que consta de tres biorreactores de lodos activados con un volumen útil de 81 m³ y que operan en flujo continuo. El uso de biorreactores en serie permite manejar grandes variaciones de carga; por ejemplo, la aireación se puede aumentar bajo cargas elevadas para manejar la contaminación entrante

y disminuir durante cargas bajas para ahorrar energía (Hreiz, Latifi, & Roche, 2015). El suministro de oxígeno se produce a través de dos sopladores de 5 HP con difusor de cúpula de burbujas (2 mm). El primer soplador funciona durante tres horas; hay un descanso de 15 minutos, y el segundo comienza a funcionar. En los biorreactores existe un tiempo de retención celular de ocho días y un tiempo de retención hidráulica de 10 horas para la bioconversión de materia orgánica a compuestos oxidados, como CO_2 y H_2O . Luego pasa por el proceso de sedimentación, donde se activa un sistema de bombeo cuando el lodo acumulado supera una altura de 0.40 m (sobre el troncocónico del sedimentador, medido con Turbimax CUS71D), y el 25 % del lodo espesado se devuelve mediante bombeo a los reactores biológicos para mantener una cantidad constante de microorganismos y garantizar el proceso de tratamiento de aguas residuales; el 75 % se purga a un lecho de secado que permite el secado de los lodos mediante temperatura y radiación solar. Cuando los lodos se secan, una empresa externa se encarga de su tratamiento de acuerdo con lo solicitado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) (Semarnat, 2002). El efluente del sedimentador secundario tiene 30 minutos de contacto con una pastilla de cloruro de calcio para ayudar a la desinfección. Después el agua pasa por los filtros de carbón activado, los cuales tienen un alto grado de porosidad y mejoran la calidad del agua residual tratada mediante un proceso de adsorción en el que las sustancias solubles se adhieren a la superficie del sólido; además, el carbón activado ayuda a eliminar los subproductos de la desinfección (DBP), que se han asociado con efectos adversos para la salud, como el cáncer. Finalmente, el agua llega a un aljibe, donde se reutiliza para el riego de zonas verdes y abastece de agua a los sanitarios del supermercado.

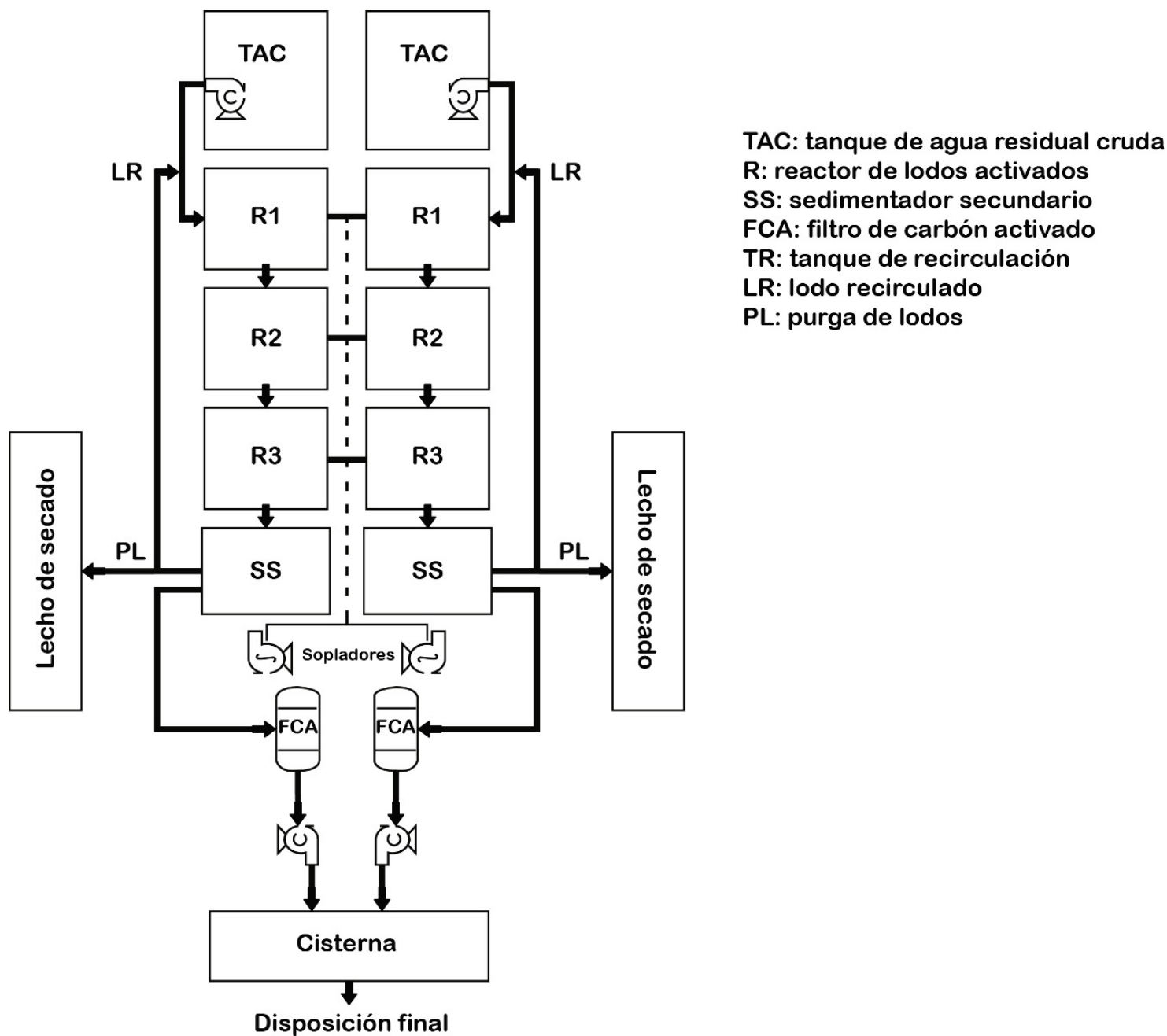


Figura 1. Diagrama del proceso de la PTAR comercial.

Todo el proceso se automatiza a través de un centro de control de motores principales que cuenta con los equipos de control y monitoreo del sistema. Se utiliza el método de control automático, en el que

previamente se configura en la interfaz el *setpoint* de parámetros, como tiempo de funcionamiento de la bomba, altura de lodos en el sedimentador, etcétera; el controlador activa el equipo según lo establecido.

Diagnóstico de la PTAR seleccionada

Se evaluó el proceso de operación de la PTAR durante seis meses en 2022, considerando la temporada seca (de enero a finales de marzo) y la temporada de lluvias (de finales de septiembre a diciembre). Durante este periodo se midió la variación que existe en el flujo y carga orgánica. Para ello se tomaron muestras en los siguientes puntos: (1) tanque de aguas residuales crudas; (2) biorreactor 1; (3) biorreactor 2; (4) biorreactor 3; (5) efluente del sedimentador secundario, y (6) efluente final de la PTAR. Las muestras fueron transportadas al Laboratorio de Energía Renovable del Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY) para su posterior análisis. *In situ*, la temperatura se midió con un termómetro analógico; el pH se determinó con un equipo multiparamétrico HACH® modelo 350, el cual fue calibrado diariamente con tres tampones de pH (4.01, 7.00 y 10.01); y el oxígeno disuelto se determinó con HQ40d HACH®, que se calibró en agua saturada de aire según el procedimiento proporcionado por el proveedor. Los valores de pH y oxígeno disuelto fueron la media aritmética, que se calculó sumando un grupo de cuatro números y dividiéndolos por su cuenta.

Métodos analíticos

Los siguientes parámetros se midieron durante todo el proceso de tratamiento de aguas residuales.

La demanda química de oxígeno (método COD-Hach 8000) y el nitrógeno total (método NT-Hach 10072) se determinaron mediante métodos colorimétricos. Los sólidos suspendidos totales (SST) se determinaron de acuerdo con la Asociación Estadounidense de Salud Pública (APHA 2005).

Los coliformes totales (CT) y los coliformes fecales (FC) se establecieron utilizando la técnica del número más probable (Método HACH 8074).

Consumo energético en la PTAR

El consumo de energía “real” se fijó mediante la ley de Ohm ($P = V \times I$). Para ello, se registró la tensión y corriente alterna de cada equipo gracias a un multímetro de gancho digital (MUL-100 STEREN), y se calculó el requerimiento energético “real” de la PTAR por día, multiplicando cada equipo por su potencia real y horas de funcionamiento diario. Una vez calculado el consumo diario, se hizo el cálculo mensual considerando los días de uso por mes.

Modelo de benchmarking

Se observó que un análisis del modelo de *benchmarking* calcula los indicadores específicos de consumo de energía (ICE), los cuales se calcularon de acuerdo con las siguientes expresiones (Vaccari *et al.*, 2018):

ICE_{m3} , definido como la relación entre el consumo diario de energía y el volumen diario tratado:

$$ICE_{m3} [kWh/m^3] = \frac{\text{Consumo de energía } [kWh/d]}{\text{Agua residual tratada } [m^3/d]}$$

ICE_{DQO} , definida como la relación entre el consumo energético diario y la cantidad de DQO eliminada diariamente en la PTAR:

$$ICE_{DQO} [kWh/kgDQO_{rem}] = \frac{\text{Consumo de energía } [kWh/d]}{\text{masa de DQO removida } [kg COD_{rem}/d]}$$

Con los indicadores de consumo de energía se realizó un análisis comparativo (*benchmarking*), considerando la variabilidad que existe por el tamaño de la PTAR, características geográficas, condiciones climáticas, variaciones en los volúmenes tratados y DQO removida.

Simulación de PTAR-SIMBA#

Para observar la respuesta a cambios en el proceso biológico de la PTAR, se efectuó una simulación del funcionamiento actual de la PTAR mediante una prueba gratuita de SIMBA# (<https://www.inctrl.com/software/simba.html>). La configuración de los procesos se describe en el diagrama de flujo que se muestra en la Figura 2. Se utilizó el modelo ASM3 propuesto por la Asociación Internacional del Agua (IWA) para representar los procesos que ocurren durante el tratamiento de aguas residuales.

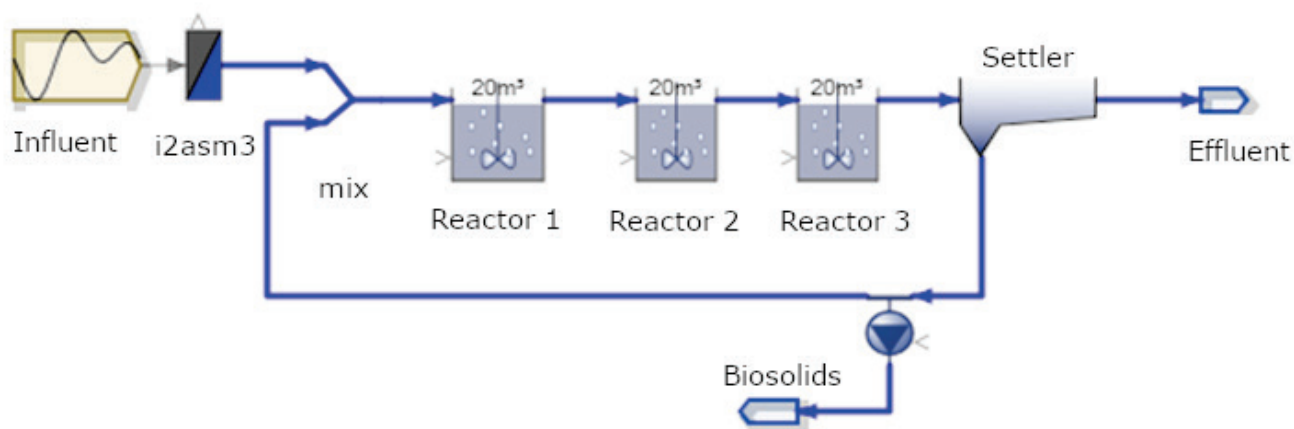


Figura 2. Diagrama de flujo de las condiciones actuales de la PTAR comercial.

Posteriormente, utilizando el modelo 3 de lodos activados (ASM3), se propuso un sistema de tratamiento y se realizó la simulación para calcular el requerimiento energético y la calidad del efluente de la PTAR en estudio, el cual consistió en utilizar dos biorreactores con aireación y uno para realizar la nitrificación-desnitrificación. Se redujo la intensidad

de aireación para disminuir el suministro de energía y obtener una mejor calidad del agua. La Figura 3 muestra el diagrama de flujo que se empleó para controlar los procesos de aireación en biorreactores.

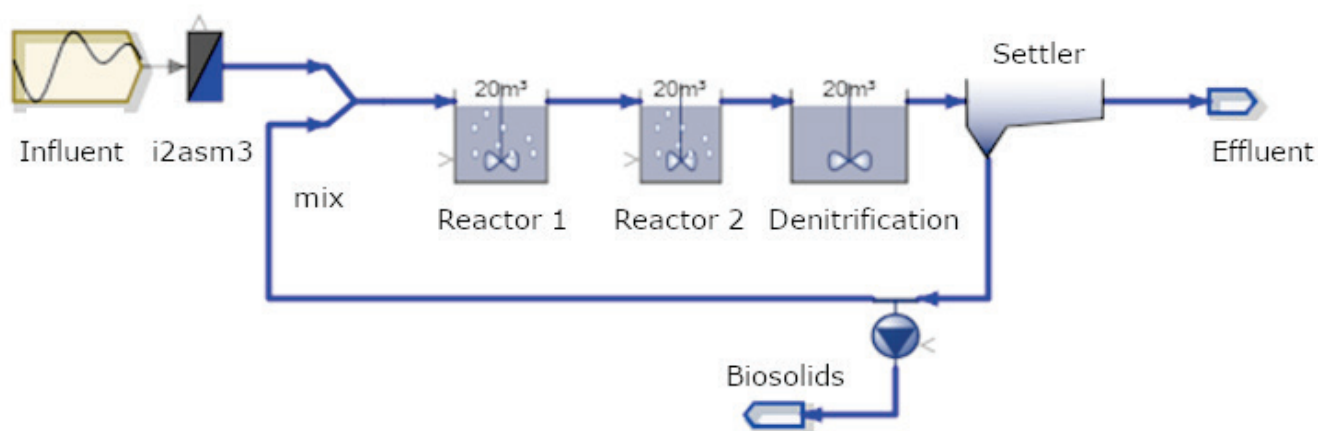


Figura 3. Diagrama de flujo del modelo propuesto para la PTAR.

Resultados y discusión

Monitoreo de operación de PTAR

La Tabla 1 muestra un resumen de los parámetros físicos, químicos y biológicos monitoreados *in situ* de la PTAR. La variación en las concentraciones de entrada y salida de la PTAR se mantuvo durante los seis meses de análisis de operación.

Tabla 1. Promedio de los parámetros analizados *in situ* para la operación de la PTAR.

Parámetro	Influente	Efluente del sedimentador secundario	Efluente final
DQO (mg/l)	593.95±129.47	52.08± 32.34	50.16±11.82
Nitrógeno total (mg/l)	99.15±25.30	78.37±15.09	77.39±15.55
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	632±247	18.9±15	8.2±2.2
Coliformes totales (MPN)	1.6E06±1E3	0.03E06±100	9.2±0.04
Coliformes fecales (MPN)	0.9E06±1.5E3	0.025E06±204	2.2±0.05
pH en biorreactores de lodos activados	5.82±0.15*		
Oxígeno disuelto en biorreactores de lodos activados (mg/l)	4.97±0.41*		

*Se calculó la media aritmética de cuatro muestras.

El oxígeno disuelto en una PTAR con sistema convencional de lodos activados es necesario para la oxidación de la materia orgánica (respiración endógena y para suministrar la energía necesaria en la síntesis microbológica), y para la oxidación del nitrógeno (nitrificación). Esta concentración generalmente está en un rango entre 1.7 y 2.5 mg/l, siendo 2 mg/l el valor más utilizado (Metcalf & Eddy Inc., & AECOM, 2013). La PTAR de este estudio registró un nivel promedio de oxígeno disuelto de 4.97 mg/l en los tres biorreactores, lo cual es el doble del valor recomendado.

El supermercado presenta mayor actividad en departamentos como carnicería y panadería en el horario de 7:00 a 11:00 horas, lo que se traduce en una mayor disposición de materia orgánica en las aguas residuales durante dicho rango de horas. Esto se puede observar claramente en la Figura 4, donde la variación de la DQO de entrada es amplia, ya que el muestreo se llevó a cabo en diferentes días y horarios, considerando la actividad del supermercado. Por otro lado, el DQO de la salida no presenta una gran variación independientemente del día o la hora. La PTAR registró un porcentaje promedio de remoción de DQO de 91.55 % con una DQO promedio de salida de 50.16 ± 11.82 mg/l; este valor es similar al reportado por Muñoz-Hernandez, Muñoz-Hernández y Leguizamon-Castellanos (2017), donde se lograron eficiencias de eliminación de DQO de hasta el 90 % con valores de DQO del efluente entre 58 y 79 mg/l utilizando una cantidad de oxígeno disuelto entre 4.2 y 4.8 mg/l.

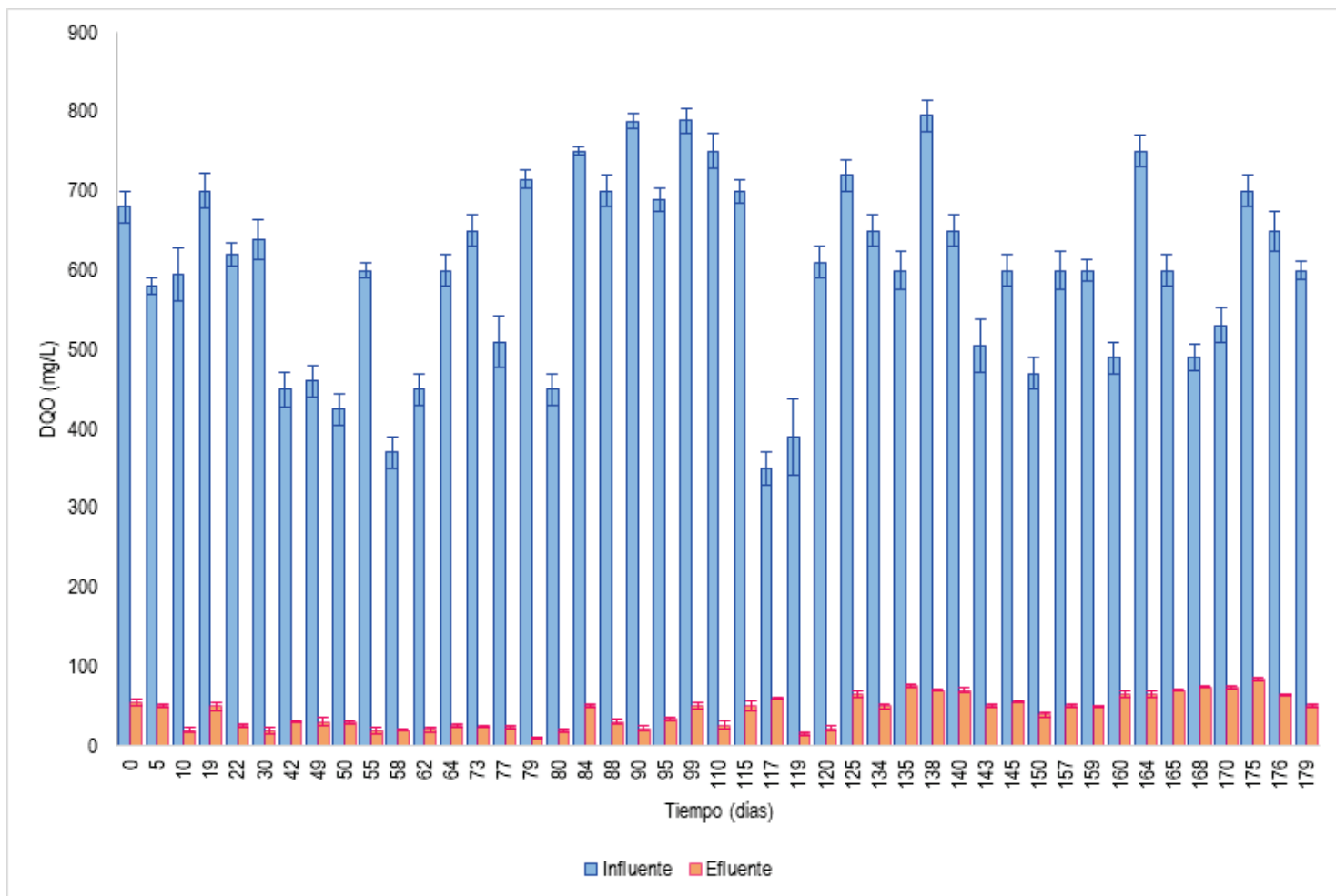


Figura 4. Variación de la DQO con respecto al tiempo.

La Tabla 2 compara la eliminación de DQO en PTAR comerciales con un sistema de lodos activados convencional; la PTAR en este estudio presenta el mayor porcentaje de remoción, así como los valores más bajos de DQO en el efluente. Según Płuciennik-Koropczuk y Myszograj (2019), la DQO encontrada en un efluente de una planta de lodos activados convencional es principalmente soluble, no biodegradable, no puede ser eliminada por el sistema biológico y, junto con la pequeña cantidad de sólidos en suspensión o partículas coloidales que se forman

en el biorreactor como producto de la actividad de los microorganismos, abandona el sistema junto con el efluente.

Tabla 2. Demanda química de oxígeno en PTAR comerciales de Latinoamérica.

DQO_{Influyente} (mg/l)	DQO_{Efluente} (mg/l)	Remoción de DQO (%)	Referencia
1147.3±10.8	114±11.1	90.11	Suárez (2014)
727.53±348.03	204.67±23.24	71.80	Pérez (2006)
789±25.33	67±5.23	91.00	Villanueva y Yance (2017)
593.95±129.47	50.16±11.82	91.55	Este estudio

Como se puede observar en la Tabla 1 y la Figura 5, la PTAR tiene un alto contenido de nitrógeno total, alcanzando valores de 99.15 mg/l en el afluente y 77.39 mg/l en el efluente, lo que representa una remoción del 18.28 % en el tratamiento de lodos activado convencional. Según la normativa, en México solo se permite descargar en cuerpos de agua, como lagos y ríos, una concentración promedio diaria de 25 a 30 mg/l de nitrógeno total (Semarnat, 2021), valor inferior al registrado en el efluente de la PTAR. Esta deficiencia en la reducción del nitrógeno total se atribuye a factores como el oxígeno disuelto, pH y alcalinidad, que provocan una baja eficiencia en el proceso de nitrificación-desnitrificación.

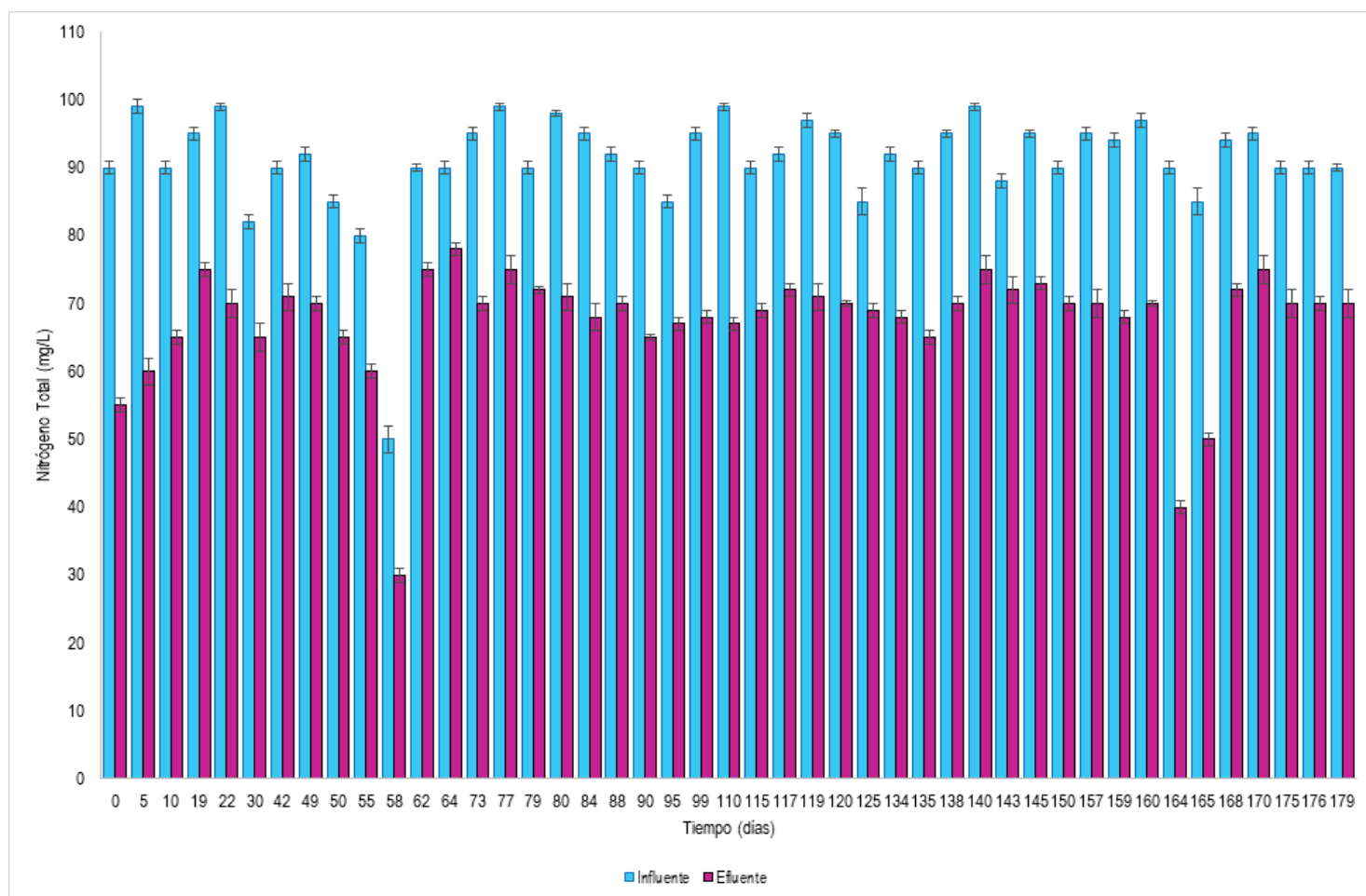


Figura 5. Variación del nitrógeno total en el influente y efluente de la PTAR.

La cantidad necesaria de oxígeno disuelto para que se produzca la nitrificación en condiciones estables ha sido ampliamente estudiada, proponiendo un rango entre 0.4 y 4 mg/l (Beccari, Pinto, Ramadori, & Tomei, 1992; Cui *et al.*, 2020). Sin embargo, se ha mencionado que a una concentración de 2.5 mg/l de oxígeno disuelto se observa una mayor actividad de las bacterias oxidantes de amonio que de las bacterias oxidantes de nitritos; por este motivo, dicha concentración sería crucial para mantener una buena acumulación de nitritos (Cui *et al.*, 2020). En

la PTAR de este estudio, la concentración de oxígeno disuelto es superior a 4 mg/l, lo que garantiza la formación de nitritos y nitratos en el tratamiento de aguas residuales; pero para que se produzca la desnitrificación es necesario que el proceso de tratamiento contenga una parte anóxica, pues el oxígeno inhibe la desnitrificación porque es un mejor aceptor de electrones para los microorganismos, lo cual provoca que se acumulen intermediarios de nitrógeno cuando se utilizan altas concentraciones de oxígeno. Por tal razón, es necesario utilizar una concentración tan baja como 1 mg O₂/l para que los microorganismos asimilen los nitratos como aceptores de electrones, en lugar de que el oxígeno los transforme en nitrógeno molecular (Åmand & Carlsson, 2014; Lu, Chandran, & Stensel, 2014).

Cuando un proceso de nitrificación funciona de forma correcta, la alcalinidad se consume significativamente; sin un control adecuado del pH, todo el proceso puede fallar. En general, para que la nitrificación se produzca de manera correcta, el pH debe controlarse entre 7.2 y 8.9 (Okabe, Aoi, Satoh, & Suwa, 2014). Además, se ha señalado que el pH óptimo para la desnitrificación de aguas residuales se encuentra en un rango de 7 a 9 unidades; si opera fuera de este rango, el proceso de desnitrificación cae con rapidez, lo que provoca la acumulación de intermediarios de la desnitrificación, como los nitritos y el óxido nitroso (Lu *et al.*, 2014). Como se puede observar en la Tabla 1, el pH registrado es 5.82, valor por debajo del recomendado para la desnitrificación, lo que pudo haber provocado una baja remoción total de nitrógeno (18.28 %) en el proceso de tratamiento. Por dicho motivo, se recomienda colocar en este sistema un biorreactor de desnitrificación para aumentar el porcentaje de remoción total de nitrógeno y alcanzar los valores

permitidos por la normativa para la disposición final del efluente generado en la PTAR.

Otro factor importante por evaluar en el efluente de una PTAR es la presencia de microorganismos coliformes, pues es un indicador de contaminación fecal debido a que estos microorganismos habitan en el intestino humano. La Norma Oficial Mexicana permite una cantidad promedio diaria de 500 NMP/100 ml de coliformes fecales cuando el agua se vierte en cuerpos de agua o suelos de la nación (Semarnat, 2021). Como se puede observar en la Tabla 1, el promedio de coliformes fecales en los días de análisis fue de 2.2 NMP/100 ml, lo cual indica que no existe riesgo para la salud.

Consumo de energía y *benchmarking*

Como se puede observar en la Tabla 3, la PTAR cuenta con seis equipos que consumen energía: dos sopladores del sistema de tratamiento secundario, dos bombas del tanque de aguas residuales crudas pertenecientes al pretratamiento y dos bombas para la disposición final del efluente.

Tabla 3. Demanda energética actual en la PTAR (*in situ*).

Equipo	Potencia (HP)	Potencia eléctrica (kW)	Tiempo de operación (h/d)	Consumo diario (kWh/d)	Potencia eléctrica (kWh/m ³)
Soplador 1	5	3.306	11	36.372	3.306
Soplador 2	5	2.918	11	32.102	2.918
Bomba TAC 1	1	0.682	12	8.192	0.744
Bomba TAC 2	1	0.704	12	8.448	0.768
Bomba de descarga 1	1	1.450	1	1.430	0.130
Bomba de descarga 2	1	1.324	1	1.324	0.120
Total				87.86	7.98

RWT: Raw Wastewater Tank.

Belloir *et al.* (2015) mencionan que el consumo eléctrico disminuye a medida que aumenta el tamaño de la planta; es decir, una planta que trata un caudal de 3 600 m³/d consume 0.5 kWh/m³; mientras que una planta que trata 323 000 m³/d solo consume 0.22 kWh/m³. Además, independientemente del tamaño de la EDAR, entre el 50 y 60 % de la energía total se consume en el tratamiento biológico, siendo la aireación en el tratamiento secundario, el tratamiento de lodos y el bombeo los principales procesos demandantes de energía. Walker *et al.* (2021) realizaron una investigación sobre la intensidad energética empleada en el tratamiento de aguas residuales en varios países. Mencionan que Brasil, India, Corea del Sur, Sudáfrica y China tuvieron las intensidades energéticas más bajas (0.24-0.30 kWh/m³). Estas cinco naciones que poseen las intensidades energéticas más bajas también tienen los estándares de calidad de aguas residuales más bajos, lo que facilita una

reducción en el consumo de energía debido al empleo de procesos menos intensivos, pero menos eficaces. Por otro lado, los países con mayores requerimientos energéticos específicos para el tratamiento de aguas residuales fueron Samoa (1.4 kWh/m^3), Dinamarca (1.35 kWh/m^3), México (1.15 kWh/m^3), Bélgica (1.14 kWh/m^3) y Países Bajos (1.06 kWh/m^3). Estos países tienen leyes y estándares mixtos para el tratamiento de aguas residuales, y los tres países europeos muestran que no son solo los niveles más altos de tratamiento de aguas residuales con una legislación más estricta lo que causa la ineficiencia percibida.

De acuerdo con la información brindada en la Tabla 3, la PTAR tiene una intensidad energética de 7.988 kWh/m^3 ; dicho valor está por encima de lo reportado en la literatura e incluso es superior al reportado para México, lo cual probablemente se deba al tamaño de la planta tratada, pues el caudal es de $11 \text{ m}^3/\text{d}$, con una remoción de DQO de 6.05 kg por día, lo que sugiere que existe una subutilización de energía para el tratamiento de esa cantidad de materia orgánica. Por este motivo es importante realizar un análisis de eficiencia energética en las PTAR de tratamiento de lodos activados convencionales que operan con pequeños caudales y así optimizar el consumo energético, especialmente en los sopladores del tratamiento secundario, ya que como se observa en este estudio, el 78 % de la energía necesaria se utiliza en dicho proceso. El siguiente equipo que consume una mayor porción de energía (19 %) son las bombas en el tanque de aguas residuales crudas, y el 3 % restante del consumo de energía se usa en bombas de disposición final. Una ventaja de esta PTAR es que la estabilización de los biosólidos no requiere energía, pues asimila la energía térmica del sol y la velocidad del aire para provocar su deshidratación.

En términos de consumo energético específico, el ICE_{m3} es el más utilizado; sin embargo, puede dar una interpretación errónea del consumo de energía, en particular cuando se compara con PTAR de diferentes regiones y tamaños; así, se sugiere hacer la comparación energética con base en la remoción de materia orgánica (Torregrossa *et al.*, 2016). Torregrossa (2018) mencionó que una PTAR con un contenido orgánico mayor a 6 000 kg de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) por día tiene una ICE_{COD} de 0.69 kWh/kg DQO_{rem} ; mientras que una PTAR con un contenido orgánico menor a 120 kg DBO/d tiene una ICE_{COD} de 3.01 kWh/kg DQO_{rem} . Esta clase de valores de referencia muestran que las grandes PTAR son generalmente más eficientes debido a varios factores, como economías de escala, estabilidad de las condiciones operativas y sistemas automáticos. Además, Niu, Wu, Qi y Niu (2019) mencionan que, desde un punto de vista técnico, la tecnología, los equipos y otros parámetros operativos de tratamiento de aguas residuales que funcionan bien en las PTAR con altas concentraciones orgánicas y un alto flujo tratado pueden no ser aplicables a las PTAR con un menor escala de tratamiento y menores concentraciones de contaminantes en los afluentes. La PTAR de este estudio obtuvo una ICE_{COD} de 14.49 kWh/kg DQO_{rem} ; como se puede observar en la Tabla 4, es la que tiene mayor requerimiento energético en comparación con otras PTAR de bajo caudal, lo cual sugiere que tiene un alto potencial para realizar ajustes energéticos y así obtener una mejor eficiencia energética.

Tabla 4. Consumo energético y *benchmarking* en PTAR de caudal reducido.

País	Tratamiento secundario	Flujo tratado (m ³ /d)	DQO _{inf} (mg/l)	DQO _{efl} (mg/l)	ICE _{m3} (kWh/m ³)	ICE _{DQO} (kWh/kg COD _{rem})	Referencia
China	Lodos activados	70	766	3	2.4	3.15	Spruston, Kolesov y Main (2012)
Grecia	Lodos activados	nd	240	nd	0.88	1.00	Christoforidou <i>et al.</i> (2020)
China	Lodos activados en área rural	nd	189	nd	nd	5.6	Niu <i>et al.</i> (2019)
Suiza	Lodos activados	121	829	50	1.58	2.03	ENERWATER (2015)
México	Lodos activados	11	600	50	7.98	14.52	Este estudio

nd: no disponible.

Simulación de PTAR con SIMBA#

En la Tabla 5 se muestran los datos de entrada al sistema, los cuales fueron obtenidos en laboratorio *in situ*. La primera simulación consistió en utilizar la configuración presente en la PTAR en estudio y obtener los valores de oxígeno disuelto mostrados en la Tabla 6, los cuales, como se puede observar, son similares a los obtenidos en el muestreo de campo de la PTAR; ello sugiere que el SIMBA# (ASM3) se ajusta a la PTAR estudiada, porque este modelo proporciona una cinética de reacción más precisa y permite una calibración más sencilla.

Tabla 5. Datos de entrada para el simulador SIMBA#.

Parámetro	Valor	Unidad
DQO promedio	600	g DQO/m ³
Nitrógeno total promedio	90	g N/m ³
Fósforo promedio	9	g P/m ³
Flujo promedio	11	m ³ /d
Promedio mínimo de la razón de flujo	0.7208	
Promedio mínimo del tiempo de flujo	1.175889	d
Razón de flujo máxima	1.203226	—
Promedio máximo del tiempo de flujo	0.469245	d
Relación de carga NT _{máx} /NT promedio (factor pico)	1.6	—
Relación de flujo mínimo de orina con respecto a flujo promedio de orina	0.4412	—
Desplazamiento del pico NT respecto al pico de caudal y DQO (dNT)	0.02337	d
DQO por infiltración de agua	25	g DQO/m ³
Nitrógeno total por infiltración de agua	5	g N/m ³
Fósforo por infiltración de agua	0.5	g P/m ³
Fracción de orina en aguas residuales	0.1	—

Tabla 6. Comparación de oxígeno disuelto en PTAR real con respecto a la simulación SIMBA#.

Parámetro	Biorreactor 1	Biorreactor 2	Biorreactor 3
Oxígeno disuelto en PTAR real	4.97	5.38	4.56
Oxígeno disuelto en simulación	4.052	5.139	4.68

Utilizando los mismos parámetros que en la Tabla 5, se realizó una simulación de eficiencia energética en la PTAR del supermercado. Esta propuesta consistió en colocar un tanque de desnitrificación y dos biorreactores de lodos activados, aprovechando las dimensiones de los biorreactores 1, 2 y 3 de la PTAR. De la misma manera, para reducir la cantidad de oxígeno disuelto en los biorreactores, se consideraron dos sopladores con una capacidad de 3 HP, lo que redujo el consumo de energía de 87.86 a 52.204 kWh/d, lo cual representa una disminución del 40.58 %. En la Tabla 7 se compara la simulación del efluente de la PTAR en las condiciones actuales con la propuesta de eficiencia energética. Es importante señalar que el modelo ASM3 no considera los tratamientos terciarios (procesos de cloración y adsorción con carbón activado), por lo que la comparación se hizo con los análisis del sedimentador secundario. Además, como se puede observar en la Tabla 1, la variación es mínima en los valores de DQO y nitrógeno total respecto al efluente final debido a que los tratamientos terciarios en esta PTAR se utilizan para realizar desinfección y no eliminación de materia orgánica.

Tabla 7. Simulación del efluente en SIMBA#.

Parámetro	Simulación del efluente de la PTAR en este estudio	Simulación del efluente con la configuración propuesta	Unidad
Sustrato fácilmente biodegradable	0.5976	0.20631	g DQO/m ³
Materia orgánica soluble no biodegradable	41.57	37.169	g DQO/m ³
Materia orgánica particulada no biodegradable	2.724	3.0797	g DQO/m ³
Sustrato poco biodegradable	0.2349	0.13803	g DQO/m ³
Biomasa heterotrófica	4.435	6.8605	g DQO/m ³
Productos orgánicos	0.1007	0.051804	g DQO/m ³
Biomasa autótrofa	0.4398	0.96851	g DQO/m ³
DQO total	51.102	48.474	g DQO/m ³
NH ₄ ⁺ y NH ₃	0.815	0.094241	g N/m ³
Nitratos y nitritos	68.36	41.779	g N/m ³
Dinitrógeno	2.467	14.371	g N/m ³
Nitrógeno total	72	56	g N/m ³
Alcalinidad como H ₂ CO ₃	0.7117	2.9122	mol/m ³
Fracción mineral particulada	1.761	2.549	g/m ³

El valor total de DQO es igual a la suma de las fracciones de DQO presentadas en la simulación; en este caso, la simulación proporciona un valor de 51.102 g DQO/m³ (Tabla 7), que es similar a 50.16 ± 11.82 g DQO/m³ en el análisis de la PTAR (Tabla 1). Este mismo comportamiento se puede observar con el valor del nitrógeno total, pues la simulación arrojó un valor de 72 g N/m³, el cual es muy similar al registrado en la

PTAR ($77.39 \pm 15.55 \text{ g N/m}^3$), por lo que se puede aceptar el hecho de que el simulador arroja datos cercanos a los del funcionamiento real de la PTAR, ya que no existe gran diferencia entre los datos analizados y los datos simulados. Al comparar la calidad del efluente entre la configuración actual de la PTAR y la propuesta de ahorro energético (Tabla 7), se puede observar una reducción del 38.88 % en la concentración de nitratos y nitritos (de 68.36 a 41.779 g N/m^3) debido al proceso de desnitrificación incluido en la nueva configuración. En cambio, en el caso de la DQO, la reducción fue mínima (5.14%), al pasar de un valor de 51.102 a 48.474 g DQO/m^3 . Dado que las concentraciones de estos parámetros no se vieron afectadas negativamente al reducir la aireación en un tercio, es posible decir que la sustitución de los actuales sopladores de la PTAR es factible. Por tal motivo, con la propuesta se calculó el nuevo requerimiento energético. Como se puede observar en la Tabla 8, la potencia diaria es de 52.204 kWh/d , lo que equivale a una reducción del 40.58 % del requerimiento energético respecto a la configuración actual de la PTAR. Cuando se divide el consumo energético diario por la cantidad de DQO extraída (6.05 kg DQO/d) y se obtiene un ICE_{DQO} igual a $8.63 \text{ kWh/kg DQO}_{\text{rem}}$, este valor sigue estando por encima de los reportados por distintos países, entre los que Francia y Alemania tienen los máximos valores de 6.58 y $5.22 \text{ kWh/kg DQO}_{\text{rem}}$, respectivamente (ENERWATER, 2015). Como ya se mencionó, el tamaño de esta PTAR es pequeño, por lo que se recomiendan sistemas de tratamiento con menores gastos operativos y consumo energético, como biodiscos, filtros percoladores o sistemas anaeróbicos; sin embargo, su eficiencia y velocidad de tratamiento podrían ser menores. Esta evaluación enfatiza la necesidad de realizar un análisis costo-beneficio a través de simuladores antes de instalar una PTAR; una vez instalada, se pueden realizar modificaciones

para hacer más eficiente el proceso, y reducir los gastos de operación y el consumo de energía.

Tabla 8. Demanda energética en la configuración propuesta para la PTAR.

Equipo	Potencia (HP)	Potencia eléctrica (kW)	Tiempo de operación (h/d)	Consumo diario (kWh/d)	Potencia eléctrica (kWh/m ³)
Soplador 1	3	1.491	11	16.405	1.491
Soplador 2	3	1.491	11	16.405	1.491
Bomba TAC 1	1	0.682	12	8.192	0.744
Bomba TAC 2	1	0.704	12	8.448	0.768
Bomba de descarga 1	1	1.450	1	1.430	0.130
Bomba de descarga 2	1	1.324	1	1.324	0.120
Total				52.204	4.744

Conclusiones

El presente estudio demuestra que la aplicación de herramientas de *benchmarking* y simulación puede ser altamente efectiva para identificar oportunidades de mejora en la eficiencia energética de plantas de tratamiento de aguas residuales a pequeña escala. El análisis detallado de esta PTAR comercial evidenció un consumo energético significativamente superior al promedio nacional e internacional, atribuido en particular al sobredimensionamiento del sistema de aireación. La simulación con SIMBA# permitió validar una propuesta de rediseño operativo, que incluye la incorporación de un biorreactor anóxico y la

reducción de la potencia de los sopladores, logrando una disminución del 40.58 % en el consumo energético sin comprometer la calidad del efluente. Estos resultados subrayan la importancia de adaptar las tecnologías de tratamiento a las características específicas de cada planta, en especial en instalaciones con caudales reducidos, y resaltan el valor de la simulación como herramienta de apoyo para la toma de decisiones técnicas y económicas en el sector del tratamiento de aguas residuales.

Agradecimientos

El grupo de trabajo agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti) por la beca de maestría otorgada, número 2018-000068-02NACF-15094 para la realización de esta investigación.

Referencias

- Åmand, L., & Carlsson, B. (2014). Aeration control with gain scheduling in a full-scale wastewater treatment plant. *IFAC Proceedings Volumes*, 47(3), 7146-7151. <https://doi.org/10.3182/20140824-6-ZA-1003.01892>
- Beccari, M., Pinto, A. C. D., Ramadori, R., & Tomei, M. (1992). Effects of dissolved oxygen and diffusion resistances on nitrification kinetics. *Water Research*, 26(8), 1099-1104. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90146-U](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90146-U)
- Belloir, C., Stanford, C., & Soares, A. (2015). Energy benchmarking in wastewater treatment plants: the importance of site operation and layout. *Environmental Technology*, 36(2), 260-269. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951403>

- Christoforidou, P., Bariamis, G., Iosifidou, M., Nikolaidou, E., & Samaras, P. (2020). Energy benchmarking and optimization of wastewater treatment plants in Greece. *The 4th EWaS International Conference: Valuing the Water, Carbon, Ecological Footprints of Human Activities*, 36. Basel Switzerland: MDPI. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2020002036>
- Cui, B., Yang, Q., Liu, X., Huang, S., Yang, Y., & Liu, Z. (2020). The effect of dissolved oxygen concentration on long-term stability of partial nitrification process. *Journal of Environmental Sciences*, 90, 343-351. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.12.012>
- ENERWATER. (2015). *Standard method and online tool for assessing and improving the energy efficiency of wastewater treatment plants*. <https://doi.org/10.3030/649819>
- Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Wang, X., Wu, J., & Li, F. (2017). Energy self-sufficient wastewater treatment plants: feasibilities and challenges. *Energy Procedia*, 105, 3741-3751. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.868>
- Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N. (2015). Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*, 281, 900-920. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>
- Lu, H., Chandran, K., & Stensel, D. (2014). Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. *Water Research*, 64, 237-254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.042>
- Metcalf & Eddy Inc. & AECOM. (2013). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.

- Muñoz-Hernandez, J. A., Muñoz-Hernández, H., & Leguizamon-Castellanos, L. E. (2017). Predictive control of the concentration of dissolved oxygen (DO) in the pilot bioreactor wastewater plant Ibagué University. *Scientia et Technica*, 22(1), 47. <https://doi.org/10.22517/23447214.9911>
- Niu, K., Wu, J., Qi, L., & Niu, Q. (2019). Energy intensity of wastewater treatment plants and influencing factors in China. *Science of the Total Environment*, 670, 961-970. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.159>
- Okabe, S., Aoi, Y., Satoh, H., & Suwa, Y. (2014). Nitrification in wastewater treatment. In: *Nitrification* (pp. 405-433). Washington, DC, USA: ASM Press. <https://doi.org/10.1128/9781555817145.ch16>
- Pérez, F. (2006). *Informe preventivo de planta de tratamiento de aguas residuales del fraccionamiento Altabrisa*. Mérida, México: Consultoría, Gestión, Estudios y Proyectos Ambientales. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/322671120/Planta-de-Aguas-Altabrisa-Merida-Yuc>
- Płuciennik-Koropczuk, E., & Myszograj, S. (2019). New approach in COD fractionation methods. *Water*, 11(7), 1484. <https://doi.org/10.3390/w11071484>
- Ruiz, L. M., Pérez, J. I., & Gómez, M. A. (2023). Practical review of modelling and simulation applications at full-scale wastewater treatment plants. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104477. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104477>

- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). NOM-004-SEMARNAT-2002, *Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003#gsc.tab=0
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021). NOM-001-SEMARNAT-2021. *Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- Spruston, S., Kolesov, A., & Main, D. (2012). Leveraging the energy of the group to manage the energy of the utility: The NWWBI adopts industry tools to improve energy performance. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2012(14), 2383-2402. <https://doi.org/10.2175/193864712811726365>
- Suárez, S. D. (2014). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de las descargas de un centro comercial de la ciudad de Quito mediante procesos de electrocoagulación y adsorción en carbón activado* (tesis de Ingeniería Química). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador. Recuperado de <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/8492>

- Torregrossa, D., Schutz, G., Cornelissen, A., Hernández-Sancho, F., & Hansen, J. (2016). Energy saving in WWTP: Daily benchmarking under uncertainty and data availability limitations. *Environmental Research*, 148, 330-337. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.010>
- Torregrossa, D. (2018). *A decision support system for energy saving in Waste Water Treatment Plants* (Tesis de doctorado). Université Du Luxembourg, Luxemburgo.
- Vaccari, M., Foladori, P., Nembrini, S., & Vitali, F. (2018). Benchmarking of energy consumption in municipal wastewater treatment plants – a survey of over 200 plants in Italy. *Water Science and Technology*, 77(9), 2242-2252. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.035>
- Villanueva, L., & Yance, J. (2017). *Mejoramiento de la eficiencia de remoción de materia orgánica y coliformes termotolerantes en la PTAR del distrito de Huáchac-Chupaca* (tesis de Ingeniería Química Ambiental). Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú. Recuperado de <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/3781>
- Walker, N. L., Williams, A. P., & Styles, D. (2021). Pitfalls in international benchmarking of energy intensity across wastewater treatment utilities. *Journal of Environmental Management*, 300, 113613. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113613>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-02-03

Artículos

**Dinámica de la planta acuática *Pistia stratiotes* y su
incorporación a un sistema de producción de compost**
**Dynamics of the aquatic plant *Pistia stratiotes* and its
incorporation into a compost production system**

Martin Muñoz¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6990-2980>

Kaory Tinoco², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4718-0857>

José A. Arenas³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1744-1980>

Héctor Aponte⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5249-9534>

¹Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Científica del Sur, Villa el Salvador, Lima, Perú, martinmzcaastro11@gmail.com

²Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Científica del Sur, Villa el Salvador, Lima, Perú, kaory.tinoco@gmail.com

³Laboratorio de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Ricardo Palma, Santiago de Surco, Lima, Perú / Carrera de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Villa el Salvador, Lima, Perú, jose.arenas.ibarra@urp.edu.pe, jarenas@cientifica.edu.pe

⁴Carrera de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Villa el Salvador, Lima, Perú, haponte@cientifica.edu.pe

Autor para correspondencia: Héctor Aponte, haponte@cientifica.edu.pe

Resumen

Uno de los impulsores de cambio que afecta a los humedales costeros peruanos es el crecimiento descontrolado de plantas acuáticas invasoras. Esta investigación tuvo como objetivo modelar la producción de biomasa de una población de *P. stratiotes* en el humedal Santa Rosa-Chancay-Lima y, a partir de ello, proponer un sistema de producción de compost y vermicompost. Se registró la biomasa de *P. stratiotes* (octubre de 2022-febrero de 2023) para obtener modelos matemáticos que expliquen su evolución en el tiempo. Asimismo, se construyeron sistemas de producción de compost usando ocho diferentes tecnologías de compostaje tradicional y vermicompostaje; en cada caso se evaluó la calidad y eficiencia del compost obtenido. Los mejores modelos para el crecimiento de la biomasa fueron los siguientes: a) para los meses de invierno, el modelo de descenso exponencial ($R^2 = 0.97$; coeficiente de correlación = 0.99; error estándar = 0.11) y b) para los meses de verano, el modelo geométrico ($R^2 = 0.80$; coeficiente de correlación = 0.90; error estándar = 0.55). El compost de mejor calidad y eficiencia fue el de compostaje tradicional, con 30 % de biomasa y con adición del acelerador microbiano. El crecimiento de *P. stratiotes* registrado en tiempo de duplicación tanto en verano (17.70 días) como en invierno (20.64 días) sugiere realizar cuatro extracciones al año, obteniendo una producción total de cuatro toneladas de compost bajo el modelo de descenso exponencial para un manejo controlado del crecimiento de la biomasa de *P. stratiotes* en la laguna principal.

Palabras clave: humedal, zona costera, plantas acuáticas, especie invasora, biomasa, fertilizante, tratamiento de desechos, Perú.

Abstract

One of the drivers of change affecting Peruvian coastal wetlands is the uncontrolled growth of invasive aquatic plants. This research aimed to model the biomass production of a *P. stratiotes* population (Santa Rosa Wetland in Chancay-Lima) and, from this, propose a compost and vermicompost production system. The biomass of *P. stratiotes* was recorded (October 2022-February 2023) to obtain mathematical models that explain its evolution over time. Likewise, compost production systems were built using eight different traditional composting and vermicomposting technologies; in each case, the quality and efficiency of the compost obtained was evaluated. The best models for biomass growth were a) for the winter months the exponential decline model ($R^2 = 0.97$; correlation coefficient = 0.99; St. error = 0.11) and b) for the summer months the geometric model ($R^2 = 0.80$; correlation coefficient = 0.90; St. error = 0.55). The compost with the best quality and efficiency was traditional composting, with 30 % biomass and with the addition of the microbial accelerator. The growth of *P. stratiotes* recorded in doubling time both in summer (17.70 days) and winter (20.64 days), suggests carrying out four extractions per year, obtaining a total production of four tons of compost, under the exponential descent model for a controlled management of *P. stratiotes* biomass growth in the main lagoon.

Keywords: Wetlands, coastal zones, aquatic plants, invasive species, biomass, fertilizers, waste treatment, Peru.

Recibido: 06/08/2024

Aceptado: 13/06/2025

Publicado *ahead of print*: 09/07/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

Los precios de los fertilizantes se han ido incrementando en el ámbito internacional. En 2021 alcanzaron valores antes no registrados, sobre todo los fertilizantes nitrogenados, como el caso de la urea, cuyo precio se triplicó en 2022 (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2022). Tales cambios económicos influyen directamente al Perú, pues para el acondicionamiento de los suelos, el país importa fertilizantes químicos en gran cantidad; dicho problema fue aminorado por el uso de sulfato de amonio (con contenido de nitratos y precio bajo), sustituyendo la urea, y el empleo de abonos orgánicos (Banco Central de Reserva del Perú, 2022). Esta situación conlleva a la necesidad de buscar y evaluar otras alternativas para la nutrición de las plantas; en tal contexto, el aprovechamiento de cualquier tipo de residuos de naturaleza orgánica mediante su transformación en abono es una forma eficiente de aprovechar dichos recursos (Ramos & Terry, 2014).

Una de las técnicas de mayor acceso para las personas es el uso de abonos orgánicos a partir del proceso de compostaje (Ramírez & Duque, 2010). Este proceso se basa en la producción de compost, el cual es un tipo de abono orgánico producido por la desintegración de residuos vegetales o animales por acción del calor y macroorganismos (Mendoza, 2012; Vargas, Trujillo, & Torres, 2019), que producen un compost

equilibrado con distintas proporciones de carbono y nitrógeno (Damiani, 2016). Estas técnicas producen un sustrato enriquecido de nutrientes que influye en la composición del suelo por su contenido químico y por la actividad microbiana (Beltrán *et al.*, 2019). La actividad microbiana origina diferentes variables durante el proceso del compostaje (producción de nitritos, nitratos, amoníaco, metabolitos secundarios y dióxido de carbono) para transformar la energía, los cuales establecen la tasa de degradación de la materia orgánica (Molano, 2004). La producción de compost puede utilizar como materia prima los derivados de la actividad agrícola, como la pulpa de café y paja de trigo (López *et al.*, 2015), así como residuos vegetales no agrícolas provenientes de ecosistemas acuáticos (Barrionuevo, Flores, & Dussi, 2020).

Algunas técnicas de compostaje combinan la actividad de los microorganismos con la acción de lombrices en una técnica denominada vermicompostaje; esto da como resultado el vermicompost, un sustrato homogéneo y estabilizado (Villegas & Laines, 2017). El vermicompostaje es un proceso de bajo costo; en este proceso, la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida* (Savigny, 1826)) es la especie con que más se trabaja, pues posee una alta tasa de reproducción, buena tolerancia a la humedad, temperatura, pH y variabilidad alimenticia (materia orgánica de origen vegetal o animal, descompuesta parcial o totalmente) (Cáceres, Calisaya, & Bedoya, 2018). Se ha obtenido vermicompost a partir de restos cítricos, de maíz e higuera, adicionado excretas de conejo, de las cuales se obtuvo un sustrato de calidad superior al compost tradicional (España, 2020).

El empleo a gran escala de estas técnicas es una de las formas de aprovechar plantas acuáticas invasoras nocivas, las cuales no requieren fertilizantes, labranza o semillas para su proliferación (Sannigrahi, 2009). Por ejemplo, se ha obtenido compost también a partir de la biomasa de

especies acuáticas de comportamiento invasivo como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms “jacinto de agua” y *P. stratiotes* L. “repollito de agua” (Márquez, 2019) utilizando las técnicas tradicionales. Asimismo, el producto del vermicompostaje, en combinación con el uso de plantas acuáticas como materia prima, ha tenido éxito en el cultivo de especies comerciales como el pepino, ya que la aplicación del producto, vermicompost o humus, generó un incremento en la altura de la planta, largo y peso del fruto (Reyes *et al.*, 2021). Del mismo modo, el desarrollo del vermicompostaje a base de *Eichhornia crassipes* ha mostrado un aumento en el peso de la col morada, a diferencia de los tratamientos que no aplicaron este sustrato (Reyes *et al.*, 2017).

Algunos humedales —ecosistemas acuáticos con vegetación que dependen altamente del sistema hidrológico (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018)— presentan las condiciones para utilizar sus plantas acuáticas como materia prima. Tal es el caso del humedal Santa Rosa (Lima, Perú), el cual, debido a los procesos de eutrofización (Loayza, Castillejos, Mestas, & Quiliche, 2017), mantiene una gran población de *P. stratiotes*, la cual ocupa gran parte de la laguna principal (Ramirez, Aponte, & Cano, 2010). A pesar de que la planta es retirada de la laguna de manera manual (Pallarozo, 2022) hasta la fecha no ha sido posible controlar su población, aprovechar su disponibilidad y conocer su modelo de crecimiento en un humedal costero. Esta situación permite contar con una gran cantidad de materia prima con potencial para la generación de compost para su uso como abono. En dicho escenario, las actividades de extracción sistematizada, complementadas con la realización de técnicas de compostaje, permitirían aprovechar correctamente la biomasa de esta planta acuática y contribuir con la sustitución de fertilizantes sintéticos. Buscando responder a estas necesidades, el presente estudio tuvo como

objetivos: a) modelar la producción de biomasa *P. stratiotes* del humedal Santa Rosa y, a partir de ello, b) proponer un sistema de producción de compost y vermicompost como alternativa de aprovechamiento de esta biomasa.

Materiales y métodos

Área de estudio

La investigación se realizó en el humedal Santa Rosa (252607.62 E, 8717423.92 S), ubicado en el norte de Lima (Huaral, Chancay) en los asentamientos humanos de Santa Rosa, Peralvillo y El Cascajo (Figura 1a). La extensión del humedal abarca 40 ha (Loayza *et al.*, 2017), donde se localiza una laguna principal en la parte central, otra pequeña en el oeste y un canal principal, los cuales forman parte de la cuenca del río Chancay, con una mínima influencia del mar (Alcántara, Jiménez, & Portocarrero, 2009).

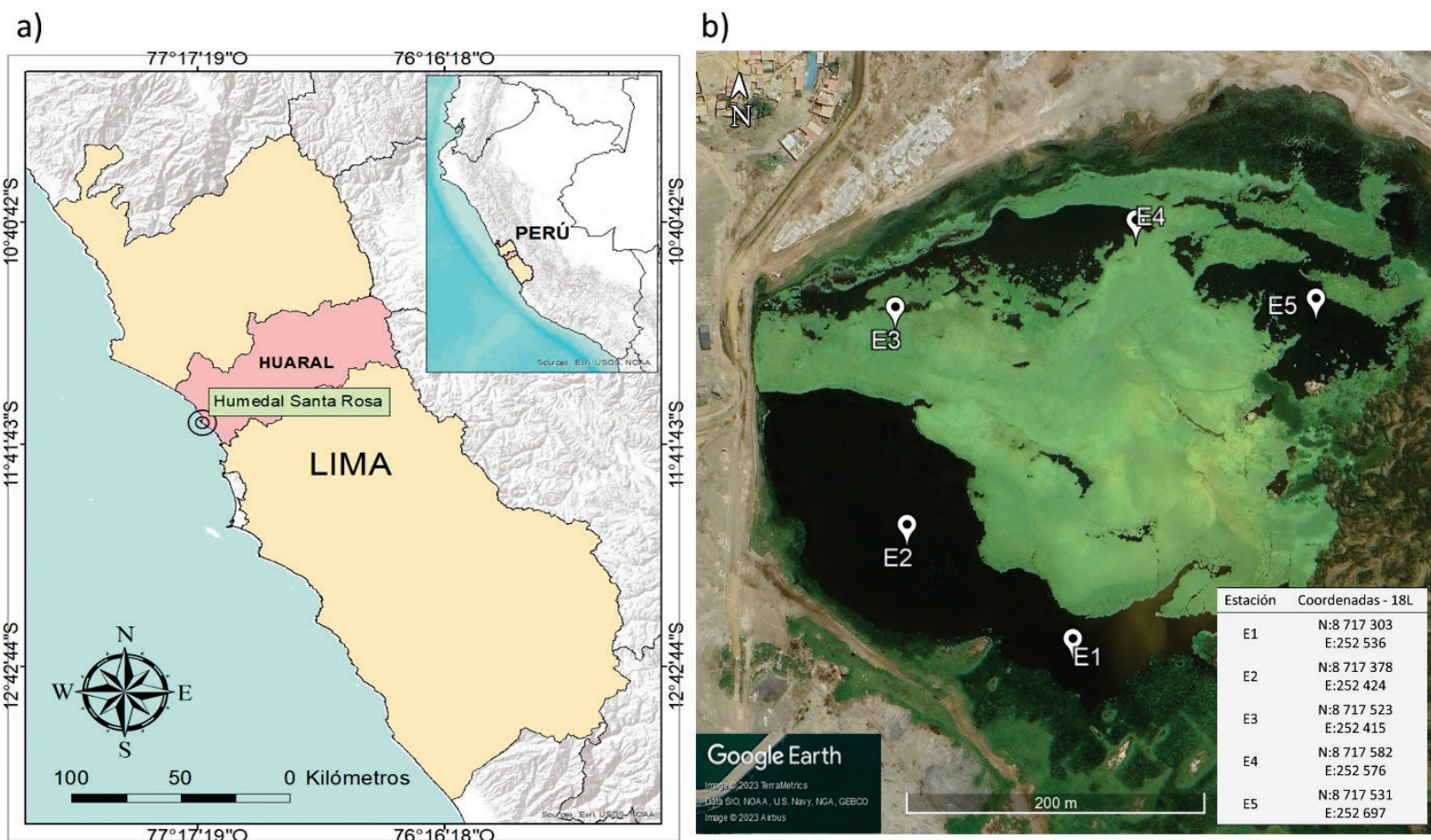


Figura 1. Área de estudio: a) humedal Santa Rosa; b) estaciones de muestreo (E1 = lado sur del espejo de agua; E2, lado suroeste; E3 = lado noroeste; E4 = lado norte; E5 = lado noreste) (fecha de captura: 20/04/2023; Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCO; obtenida de *Google Earth*).

Este ecosistema es hábitat de una gran variedad de especies entre las que destacan las aves con 89 especies (Apeño & Aponte, 2022); las plantas vasculares, con 57 especies (Gonzales, Aponte, & Cano, 2019), y los invertebrados acuáticos con 28 655 macroinvertebrados distribuidos en 76 géneros (Castillo & Huamantínco, 2020). Los primeros listados de

su vegetación ya mencionaban la presencia de especies invasoras en el humedal (Ramírez *et al.*, 2010); *P. stratiotes* es la que se encuentra en mayor cantidad sobre la laguna principal (Loayza *et al.*, 2017). Las actividades antrópicas, como ganadería, agricultura, desarrollo demográfico y generación de residuos sólidos que se llevan a cabo a sus alrededores influyen de manera negativa en el humedal (Aponte, Gonzales, & Gomez, 2020).

Evaluación del crecimiento de *P. stratiotes* *in situ*

Se eligieron cinco estaciones de muestreo representativas de las diferentes condiciones de la laguna principal del humedal Santa Rosa (Figura 1b). Las características fisicoquímicas de cada estación se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características fisicoquímicas en las estaciones de la laguna evaluada.

Temporada	Estación	pH*	Salinidad (ppm)*	Temperatura (°C)*	STD (ppm)*	C.E. (uS/cm)*	Amonio (mg/l)**	Fosfato (mg/l)**	Fósforo (mg/l)**
Invierno	1	8.15	642	14.5	870	1 300	2.3	1.59	0.6
	2	8.71	700	14.5	938	1 403	1.7	1.54	0.6
	3	8.78	630	14.6	854	1 275	1.2	1.37	0.7
	4	8.64	621	14.8	838	1 254	1.1	1.54	0.8
	5	8.39	607	16.8	822	1 229	1.7	1.62	0.8
Verano	1	9.15	896	32.70	1 189	1 775	1.9	1.02	0.6
	2	9.21	992	33.80	1 304	1 946	2.7	1.09	0.5
	3	9.35	1 120	34.05	1 460	2 190	3.4	0.94	0.5
	4	9.11	759	34.60	1 013	1 504	3.0	1.45	0.3
	5	9.83	923	32.70	1 218	1 819	1.8	0.78	0.2

STD = sólidos totales disueltos

C.E. = conductividad eléctrica

*Medidas con un multiparámetro durante el trabajo de campo

**Características medidas con los equipos Hanna Checker (amonio y fósforo) y Milwaukee MI412 (fosfato) en laboratorio; se utilizó un sistema de enfriamiento durante su traslado

En cada estación se colocaron tres parcelas de 1 m² (1 x 1 m), distribuidas de forma dirigida para que ocupen espacios representativos en cada estación. En cada parcela se colocaron tres kilos de biomasa fresca de *P. stratiotes* (plantas intactas extraídas de la misma laguna); esta biomasa representa el peso de las plantas que ocupa la cuarta parte (0.25 m²) de la parcela; se eligió esta biomasa a fin de que no hubiera influencia de la capacidad de carga en cada unidad experimental.

Se realizó el seguimiento de la biomasa cada tres días pesando su biomasa fresca en campo (peso húmedo). Las mediciones terminaron cuando la biomasa fue mayor o igual a seis kilogramos, es decir, el doble de la biomasa colectada. Este experimento se realizó por duplicado (octubre de 2022 y febrero de 2023) de manera que se obtuvieron datos en dos épocas del año (invierno y verano, respectivamente), que coinciden con la estacionalidad hidrológica (creciente en invierno y bajante en verano) (Castillo & Huamantínco, 2020).

Modelamiento de la biomasa a lo largo del tiempo

Se realizaron regresiones a fin de explicar la biomasa en función del tiempo. Para ello, se hizo uso del *software Curve Expert Professional 2.7.3* (Hyams, 2021), en donde se probaron modelos lineales, exponenciales, hiperbólicos, logísticos, armónicos y gaussianos; se excluyeron los modelos polinomiales, con el propósito de obtener ecuaciones con la menor cantidad de variables posibles. En cada modelo se evaluó lo siguiente: a) el coeficiente de determinación (R^2); b) el coeficiente de correlación (r); c) error estándar (ES), y d) el criterio de información de Akaike (AIC) (Aponte, 2016). Utilizando la herramienta *Curve Finder*, se eligió como mejor modelo aquel que tuviera un coeficiente de determinación cercano a uno, mayor correlación y menor error estándar (Novales, 2010), al igual que menor criterio de información de Akaike. Una vez elegido el modelo, se calculó el tiempo de duplicación (se despejó el tiempo en el que el peso final es el doble del peso inicial; la manipulación algebraica dependió de cada modelo).

Implementación de los métodos de compostaje

Se designó un área de 100 m² y un perímetro de 44.4 m para la implementación del sistema de compostaje (Figura 2a; coordenadas 252287 E y 8717518 N). Para ello, se acondicionó un piso de concreto pulido (pendiente de 5-10 %) para la recolección de los lixiviados provenientes de las pilas de compostaje y vermicompostaje (Vilca & Vilca, 2019).

a)



b)

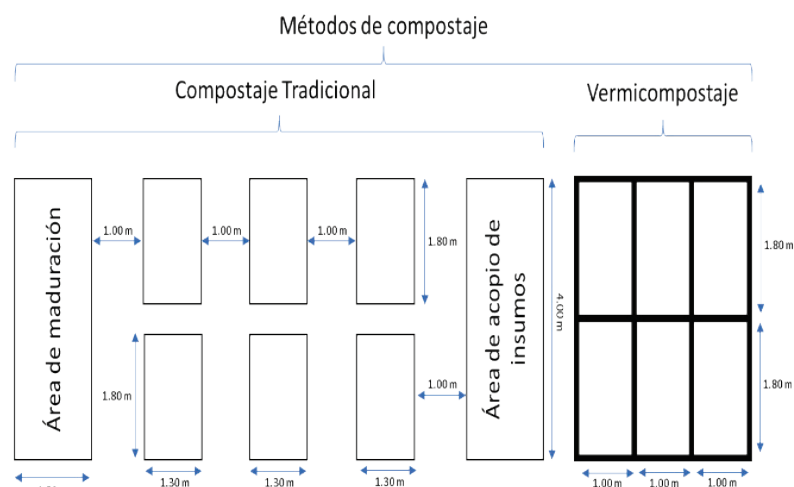


Figura 2. Sistema de compostaje en el humedal Santa Rosa: a) imagen satelital de la planta de compostaje en el humedal Santa Rosa; b) esquema de las dimensiones del sistema de compostaje.

El sistema estuvo compuesto por una infraestructura a base de madera con un techo de 2 m de altura; se emplearon mallas Raschel en el techo (90 % de sombra) y en los lados (80 % de sombra) para proteger

la estructura de los rayos solares y las posibles precipitaciones. Las medidas de cada pila de compostaje fueron 1.30 m de ancho, 1.80 m de largo, 0.70 m de altura con 1.00 m de distancia entre ellas (Figura 2b); las vermicomposteras se construyeron de concreto con las mismas dimensiones, pero con una altura de 1.00 m, siguiendo las recomendaciones de Román, Martínez y Pantoja (2013). En total, se establecieron 12 pilas de compostaje y 12 vermicomposteras.

Se utilizó *P. stratiotes* como insumo principal para el sistema de compostaje, el cual se colectó de la laguna. Además, se recolectó material seco (chala) y material nitrificante (excretas de ganado) de las zonas adyacentes al humedal. Se realizaron tratamientos con dos porcentajes de biomasa de *P. stratiotes* (30 y 40 %), porcentajes recomendados para este tipo de biomasa por Silbert, Campitelli, Suárez y Garrido (2018), así como la adición de un acelerador microbiano (concentrado líquido microbiano 100 % natural e inocuo de color marrón amarillenta con pH: 2.9-4.0, contiene mohos, levaduras, bacterias ácido-lácticas), el cual activa la descomposición de la materia orgánica; reduce el tiempo de degradación de los residuos orgánicos hasta un tercio de su tiempo; elimina y controla malos olores y moscas, y favorece los procesos de hidrólisis, fermentación y mineralización de la materia orgánica. Se aplica de manera combinada para cada método de compostaje (tradicional y vermicompostaje); por último, se adicionó material seco y material nitrificante (excretas de ganado) en partes iguales hasta completar el 100 % (Tabla 2). Se realizaron tres repeticiones para cada tratamiento de manera secuencial (primero los tratamientos con el acelerador y luego los tratamientos sin el acelerador; todo se llevó a cabo en la temporada de invierno entre octubre y noviembre de 2022).

Tabla 2. Tratamientos para los métodos de compostaje y vermicompostaje.

Tratamiento	Tipo de compostaje	% <i>P. stratiotes</i>	% MSeco	% MNit	Acelerador microbiano	F.V./semana
T1	Compostaje tradicional	30	35	35	Sí	2 (1)
T2	Compostaje tradicional	30	35	35	No	1
T3	Compostaje tradicional	40	30	30	Sí	2 (1)
T4	Compostaje tradicional	40	30	30	No	1
V1	Vermicompostaje (+ 1 kg de MPL)	30	35	35	Sí	2 (1)
V2	Vermicompostaje (+ 1 kg de MPL)	30	35	35	No	1
V3	Vermicompostaje (+ 1 kg de MPL)	40	30	30	Sí	2 (1)
V4	Vermicompostaje (+ 1 kg de MPL)	40	30	30	No	1

MSeco = material seco

MNit = material nitrificante

MPL = material para lombricultura

F. V./semana = frecuencia de volteo por semana; para los tratamientos con acelerador microbiano, la frecuencia cambió al cabo de tres semanas (valor entre paréntesis)

La biomasa de *P. stratiotes* se depositó en el área de acopio de la planta de compostaje para ser secada por cinco días bajo condiciones ambientales (temperatura ambiental y viento); después se trituró de forma manual (Gil & Benavides, 2019). Los trozos que ingresaron al

sistema tuvieron un tamaño promedio de 1 a 5 cm, con el fin de agilizar el proceso de descomposición (Márquez, 2019).

Las pilas de compostaje se elaboraron de acuerdo con la técnica del armado por capas, donde se colocó una primera capa de material seco (chala) de 10 cm; luego una segunda capa de material nitrificante de 6 cm, seguida de una capa con material orgánico (*P. stratiotes*) de 8 cm; esta secuencia se repitió hasta alcanzar una altura de 70 cm aproximadamente (Silbert *et al.*, 2018). Seguidamente, para la conservación de la humedad, se regó agua desclorada sobre las pilas de compostaje, registrando valores de 40 a 60 % de humedad; se empleó un termómetro de suelo de 50 cm de longitud de marca Genérico, Modelo 340222. Se efectuó el mismo procedimiento para el desarrollo del vermicompostaje, además de insertar un kilo de material para lombricultura (lombrices pequeñas y adultas, cocones y humus orgánico) en cada vermicompostera (Reynoso, 2021).

Las capas de las pilas de compostaje se mezclaron (volteadas, técnica que se utiliza para facilitar la aireación) en diferentes frecuencias (Tabla 2) para asegurar una adecuada aireación en el sistema de compostaje (Mendoza, 2012). El acelerador microbiano (para los tratamientos que lo contenían) se preparó utilizando un litro del concentrado microbiano, que fue disuelto en 18 litros de agua con la adición de 2 kg de melaza; esta combinación se almacenó durante cinco días en un recipiente hermético (López, 2018). Se aplicaron 300 ml de acelerador microbiano activado a cada pila de compostaje durante cada volteo.

El control de la temperatura, pH y humedad se realizó previo a los volteos, empleando un medidor de suelo de 30 cm de longitud. Los parámetros fueron medidos en la parte interna de cada pila en cinco

puntos diferentes: dos en el lado derecho, dos en el izquierdo y uno al medio.

Evaluación de la calidad del compost y vermicompost

Se tomó una muestra de compost y vermicompost por cada repetición de cada tratamiento (tres repeticiones por cada tratamiento, 24 muestras en total). Estas muestras se analizaron en el Laboratorio de Análisis de Suelos y Plantas de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Se evaluaron los siguientes parámetros: pH (por potenciometría); conductividad eléctrica (C.E., en extracto-conductímetro); materia orgánica (M.O.; calcinación); nitrógeno total (N, método micro-Kjeldahl); humedad (Hd, método de la estufa); óxido de fósforo (P_2O_5 , espectrofotometría de absorción atómica por digestión nitroperclórica-EAA); óxido de potasio (K_2O , EAA); óxido de calcio (CaO , EAA); óxido de magnesio (MgO , EAA), y sodio (Na, EAA) (Bazán, 1996).

Para determinar la eficiencia de los sistemas de compostaje y vermicompostaje se compararon los resultados de los parámetros fisicoquímicos del compost y vermicompost obtenido con las normativas internacionales indicadores de calidad (norma chilena de compost-NCh 2880; norma técnica colombiana-NTC 5167, y Organización Mundial de la Salud, OMS) (Tabla 3). Se consideró como mejor tratamiento al que cumplía con estar dentro de los parámetros fisicoquímicos establecidos en las normativas, que tuviera el menor periodo de descomposición de los residuos vegetales y al que produjera mayor cantidad de sustrato (Ríos, Florida, & Lama, 2023).

Tabla 3. Comparación de parámetros fisicoquímicos de normativas internacionales de estándares de calidad de compost orgánico.

Parámetros	Normativa chilena ^a	Normativa colombiana ^b	Organización Mundial de la Salud ^c
	NCh 2880	NTC 5167	OMS
Humedad	≥ 25 %	20-35 %	30-50 %
pH	5-7.5	4-9	6-9
MO	≥ 45 %	Mínimo 15 %	25-50 %
N	-	Mayor a 1 %	0.4-3.5 %
C.E.	≤ 5 mmho/cm	-	-
Nitrógeno total	≥ 0.8 % expresado en base seca	-	-
Nitrógeno amoniacal	300 mg/l expresado en base seca		
P ₂ O ₅	-	Mayor a 1 %	0.3-1.8 %
Cenizas	-	Máximo 60 %	-
Ca	-	Mayor a 1 %	-
Mg	-	Mayor a 1 %	-
K	-	Mayor a 1 %	-
Fósforo soluble	≤ 5 mg/l en extracto	-	-
Fósforo total	≤ 0.1 % sobre base seca	-	-
B	< 200 mg/K en masa	-	-
Na	< 1 % sobre base seca	-	-
C: N	10-25	-	-

Adaptado de las normas de parámetros fisicoquímicos en compost:

^aNormativa chilena 2880 (2005)

^bNorma técnica colombiana 5167 (2011)

^cOrganización Mundial de la Salud (2013)

Para el análisis estadístico (Ćwiertniewicz, Ślipko, Banach, & Ziemińska, 2023) se compararon los parámetros fisicoquímicos de cada tratamiento; primero se verificaron de los supuestos de normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilk y la homocedasticidad mediante la prueba de Levene (se verificó que $p > 0.05$ en ambos casos), para luego comparar las características fisicoquímicas de todos los tratamientos a través de la prueba ANOVA de un factor, seguida de la comparación por pares a posteriori de Tukey (cada vez que hubo diferencia entre los tratamientos). Los promedios obtenidos para cada parámetro fisicoquímicos se representaron mediante un diagrama de cajas.

Resultados y discusión

Modelamiento de la dinámica poblacional de *P. stratiotes*

La Tabla 4 muestra los modelos matemáticos obtenidos por cada estación y de las estaciones en su conjunto; los mejores modelos matemáticos del crecimiento de *P. stratiotes* para invierno y verano fueron el de descenso exponencial y el geométrico, respectivamente (para más detalles puede revisar el material suplementario 1). Es posible apreciar que en cada estación, la dinámica fue distinta y como consecuencia se muestran modelos distintos y tiempos de duplicación distintos.

Tabla 4. Modelos matemáticos de la dinámica poblacional de *P. stratiotes* en invierno y verano.

Estaciones	Modelo	Tipo	Variables	Confiabilidad	TD (días)
Invierno					
Estación 1	$y = q_0(e)^{\frac{-x}{a}}$	Descenso exponencial	$q_0 = 3.08$ $a = -31.10$	$EE = 0.11$ $CC = 0.98$ $R^2 = 0.97$	20.70
Estación 2	$y = \frac{q_0}{(1 + \frac{x}{a})}$	Declive armónico	$q_0 = 3.06$ $a = -36.30$	$EE = 0.18$ $CC = 0.97$ $R^2 = 0.94$	17.67
Estación 3	$y = a + bx$	Lineal	$a = 3.02$ $b = 0.13$	$EE = 0.23$ $CC = 0.95$ $R^2 = 0.91$	22.92
Estación 4	$y = q_0(1 + \frac{bx}{a})^{\frac{-1}{b}}$	Declive Hiperbólico	$q_0 = 3.04$ $a = -17.87$ $b = -2.28$	$EE = 0.27$ $CC = 0.93$ $R^2 = 0.86$	29.09
Estación 5	$y = \frac{1}{(a + bx + cx^2)}$	Cuadrático recíproco	$a = 0.33$ $b = -0.02$ $c = 0.00049$	$EE = 0.42$ $CC = 0.89$ $R^2 = 0.80$	19.20
Todas las estaciones	$y = q_0(e)^{\frac{-x}{a}}$	Descenso exponencial	$q_0 = 3.09$ $a = -31.09$	$EE = 0.11$ $CC = 0.99$ $R^2 = 0.97$	20.64
Verano					
Estación 1	$y = a(x)^{bx}$	Geométrico	$a = 3.06$ $b = 0.01$	$EE = 0.27$ $CC = 0.96$ $R^2 = 0.92$	21.84
Estación 2	$y = q_0(1 + \frac{bx}{a})^{\frac{-1}{b}}$	Descenso hiperbólico	$q_0 = 3.10$ $a = -61.74$ $b = 2.40$	$EE = 0.26$ $CC = 0.95$ $R^2 = 0.90$	20.46

Estaciones	Modelo	Tipo	Variables	Confiabilidad	TD (días)
Estación 3	$y = q_0(1 + \frac{bx}{a})^{\frac{-1}{b}}$	Descenso hiperbólico	$q_0 = 3.11$ $a = -75.32$ $b = 5.21$	$EE = 0.35$ $CC = 0.96$ $R^2 = 0.92$	13.98
Estación 4	$y = q_0(1 + \frac{bx}{a})^{\frac{-1}{b}}$	Descenso hiperbólico	$q_0 = 3.14$ $a = -53.82$ $b = 3.41$	$EE = 0.29$ $CC = 0.97$ $R^2 = 0.94$	14.05
Estación 5	$y = q_0(1 + \frac{bx}{a})^{\frac{-1}{b}}$	Descenso hiperbólico	$q_0 = 3.18$ $a = -72.75$ $b = 5.03$	$EE = 0.31$ $CC = 0.97$ $R^2 = 0.95$	13.87
Todas las estaciones	$y = a(x)^{bx}$	Geométrico	$a = 3.10$ $b = 0.013$	$EE = 0.55$ $CC = 0.90$ $R^2 = 0.80$	17.70

EE = error estándar

CC = coeficiente de correlación

R^2 = coeficiente de determinación

TD = tiempo de duplicación (días)

(Véase el material complementario para más detalle de los valores y gráficas obtenidas durante la selección de modelos)

Las diferencias en el crecimiento de *P. stratiotes* en cada estación probablemente se deben a que las condiciones fisicoquímicas del agua del humedal no son homogéneas (Tabla 1). Al eutrofizarse un cuerpo de agua, favorece la colonización y el desarrollo de plantas asociadas con estas condiciones, también influenciadas por la cantidad y calidad de agua (Díaz & Sotomayor, 2012), como lo observado en las estaciones 3, 4 y 5. Esta dinámica es característica de humedales someros (Maltchik, Rolon, & Schott, 2007; Meerhoff & Beklioglu, 2024). Al aumentar los nutrientes en el espejo de agua de los humedales, se incrementa la presencia de “malezas acuáticas” como *P. stratiotes*, que cuando acrecientan en gran

medida su abundancia modifican la calidad de agua calidad de los humedales (Jaklič, Koren, & Jogan, 2020; Piedra, Castillo, & Calvo, 2016). El crecimiento observado en esta investigación corresponde a una planta expuesta a un cuerpo de agua eutrofizado (Loayza *et al.*, 2017), donde las condiciones son óptimas para la especie y, por lo tanto, puede duplicar su biomasa y formar rápidamente vegetación densa (Freitas-Coelho, Deboni, & Santos-Lopes, 2005). Esto se asemeja a lo reportado por Haroon (2022) en el lago Manzala en Egipto, donde las condiciones de eutrofización del lago favorecieron el crecimiento de una densa vegetación de *P. stratiotes*. En el humedal Santa Rosa, durante el invierno, la biomasa inicial (3.00 kg) se duplicó en 20.63 días; sin embargo, en verano se duplicó en 17.70 días. El tiempo de duplicación obtenido en la presente investigación es mayor al reportado por Chadli, Mardi, Boualam, Bouslamti y Ennabili (2023), quienes determinaron que, en condiciones de laboratorio, la biomasa de *P. stratiotes* se duplicaba en 10 días aproximadamente.

Compostaje tradicional y vermicompostaje

En la Figura 3 se observan las características fisicoquímicas del compost preparado; el % de nitrógeno total, P_2O_5 y M.O. presentaron mayor mediana en los tratamientos de vermicompostaje; por otro lado, la C.E. y el pH fueron mayores en los tratamientos de compostaje tradicional. En la Figura 4 se observa que el porcentaje de CaO, MgO y Hd presentaron valores más altos en los tratamientos de vermicompostaje; el K_2O y Na fueron mayores en los tratamientos de compostaje tradicional. Gran parte de los parámetros fisicoquímicos muestran diferencias entre los tratamientos de compostaje tradicional y vermicompostaje, salvo en el

porcentaje de M.O. entre el tratamiento T4 con V4 (Figura 3) y el % de humedad entre el tratamiento T2 con V2 (Figura 4); en la mayoría de los casos se obtuvieron valores más altos en los tratamientos de vermicompostaje.

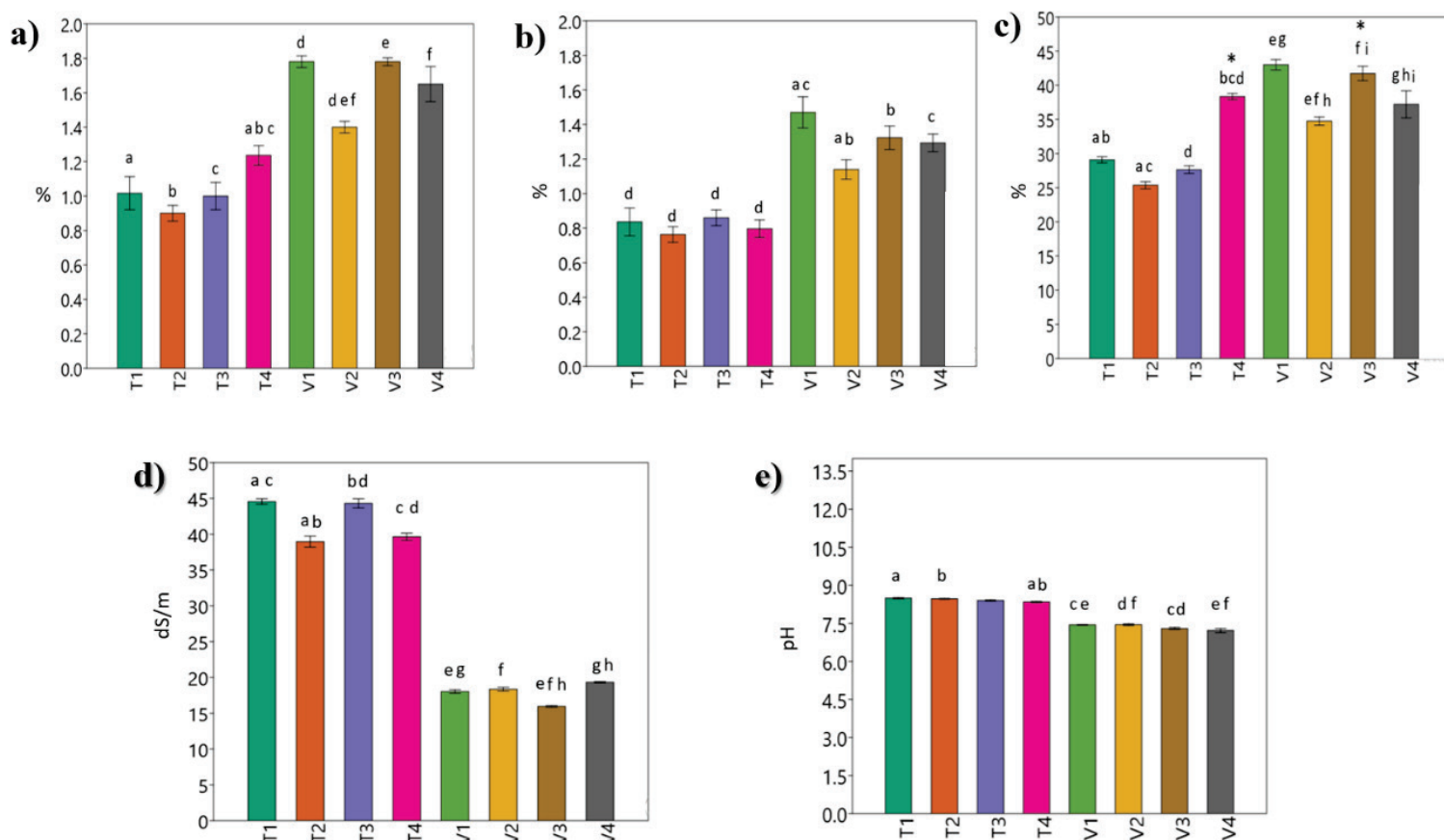


Figura 3. Diagrama de cajas del a) % de nitrógeno total; b) % de P₂O₅; c) % de M.O.; d) conductividad eléctrica, y e) pH para el compostaje tradicional (T) y vermicompostaje (V), considerando la media y el error estándar. Se exponen también los resultados de la prueba de agrupamiento de Tukey cada vez que hubo diferencia entre los tratamientos ($p < 0.05$ para el ANOVA). *Diferencias estadísticamente significativas y grupos significativamente diferentes mediante el test de Tukey *a posteriori*.

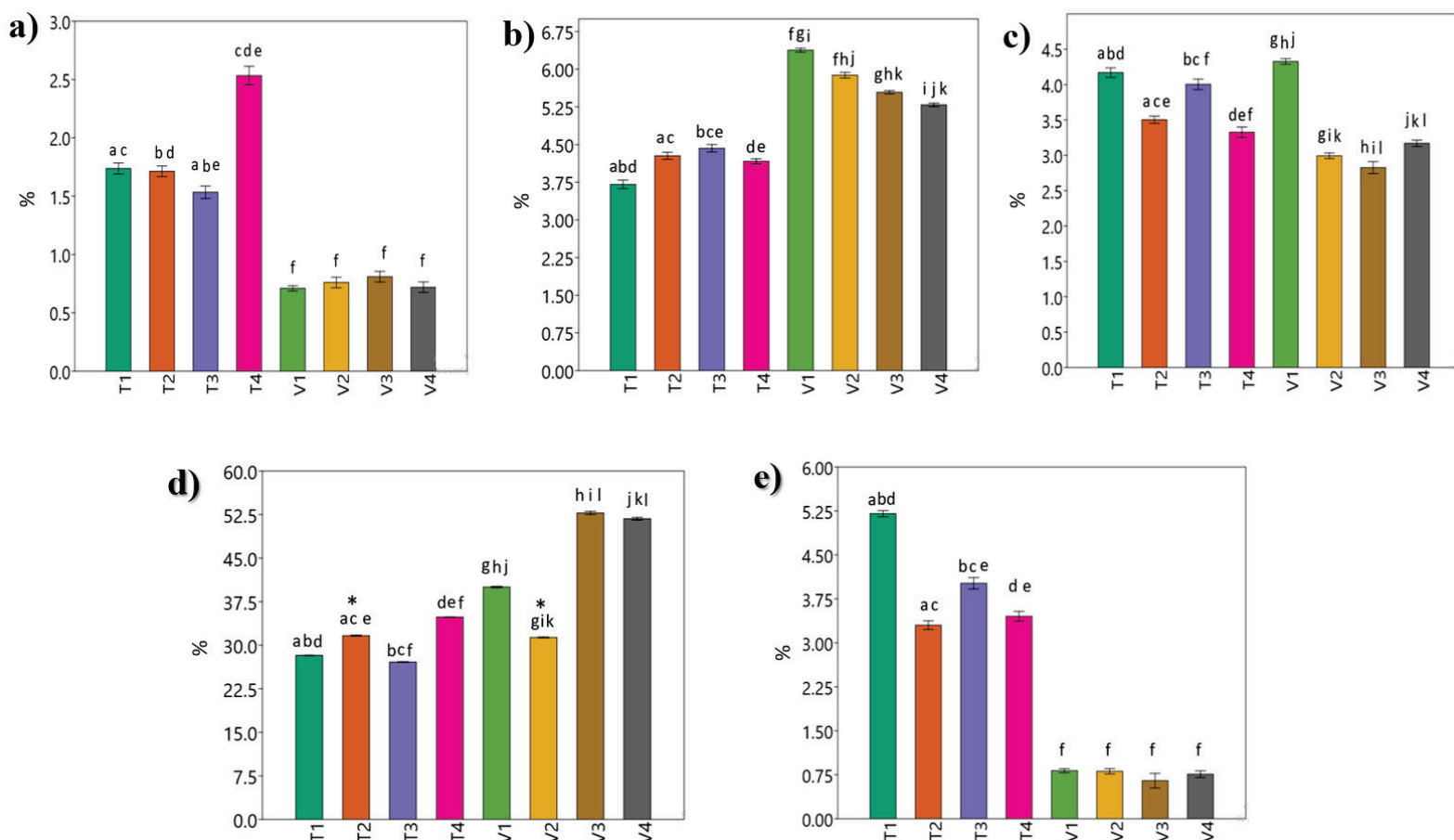


Figura 4. Diagrama de cajas del a) % de K₂O; b) % de CaO; c) % de MgO; d) % de humedad, y e) % de Na para el compostaje tradicional (T) y vermicompostaje (V), considerando la media y el error estándar. Se exponen también los resultados de la prueba de agrupamiento de Tukey cada vez que hubo diferencia entre los tratamientos ($p < 0.05$ para el ANOVA). *Diferencias estadísticamente significativas y grupos significativamente diferentes mediante el test de Tukey *a posteriori*.

Los valores alcalinos del compost tradicional se deben al bajo contenido de iones intercambiables de hidrógeno, y alto contenido de magnesio y calcio respecto al vermicompostaje (Bárbaro, Karlanian,

Rizzo, & Riera, 2019). La secreción de NH_4^+ reduce la concentración de iones H^+ , lo cual conlleva a presentar valores alcalinos en el compost tradicional y por la actividad de las glándulas calcíferas en el caso del vermicompost, la cual contiene anhidrasa que cataliza la fijación de CO_2 como CaCO_3 (Torres *et al.*, 2018). El pH no depende de los tiempos de volteo y compostaje, sin embargo, es dependiente de los materiales sometidos al proceso (Ríos *et al.*, 2023), en este caso, las excretas de animales y la biomasa de *P. stratiotes*, los cuales se encuentran en condiciones altas de salinidad. Los valores de pH elevados podrían ser consecuencia de que la especie invasora fue extraída de un humedal cercano al mar (Márquez, 2019). Con respecto al nitrógeno total Kjeldhal, los valores obtenidos en los tratamientos están dentro del rango de las normativas de compostaje NTC 5167 y OMS, presentando valores de 0.86 a 1.78 %. Estudios reportaron que durante el inicio del proceso de compostaje, los porcentajes de N total registran valores como 2.7 y 2.8 % para residuos orgánicos de ámbito municipal; además, se registraron valores entre 1.1 y 1.4 % en residuos orgánicos frescos; del mismo modo, se alcanzaron valores de 1-2.5 % al comenzar el proceso con residuos orgánicos municipales (Camacho, Martínez, Ramírez, Valenzuela, & Valdés, 2014). Por otro lado, la M.O. presente en el compostaje tradicional y vermicompostaje presenta valores entre 24 y 43 %, siendo los tratamientos de vermicompostaje los que presentan valores más altos. Idealmente, el porcentaje de M.O. debe oscilar entre el 40 y 60 %; de no ser así, podría significar que aún no se ha completado el proceso de compostaje debido a que la M.O. no se está degradando por completo, pero no necesariamente indica que sus demás características no admitan su aplicación (Ramírez, Vázquez, Méndez, & Mejía, 2021).

El vermicompostaje cumple con los rangos establecidos en las normativas NTCh 2880, NTC 5167 y OMS para los parámetros de calidad, salvo en la C.E. y K_2O ; los valores de C.E. son menores en comparación con los valores obtenidos en el compostaje tradicional. El vermicompost presenta mejores condiciones de madurez (correcto estado de degradación, transformación y síntesis microbiana del sustrato), en contraste con el compostaje tradicional, el cual permite ser adicionado a un suelo productivo (Melgarejo, Ballesteros, & Bendeck, 1997). Un estudio similar de vermicompostaje a base de repollito de agua muestra resultados con valores menores a los obtenidos en el presente estudio, con un pH de 6.07, nitrógeno total de 0.71 %, fósforo de 0.38 % y potasio de 0.94%, sin embargo indican que es un fertilizante orgánico de buena calidad (Sannigrahi, 2009).

Los tratamientos del compostaje tradicional presentaron un valor alto de C.E. y Na, lo cual demuestra la existencia de sales minerales en el compuesto (Camacho, Uribe, Newcomer, Master, & Kinyua, 2018), en comparación con los tratamientos de vermicompostaje, en donde se realizó un periodo previo de compostaje al alimento brindado a las lombrices, lo cual disminuye la C.E. (Acosta, Solís, Villegas, & Cardoso, 2013; Iglesias, 1995), a la vez que disuelve los nitratos presentes en el estiércol (Román *et al.*, 2013). La C.E. de un compost estará condicionada también por la composición y naturaleza del material compostado, sobre todo por la concentración de sales y de cierta manera por la presencia de iones amonio o nitrato obtenidos en el transcurso del proceso (Puerta, 2007). La calidad del compost depende de la composición química de las plantas acuáticas, turbidez y características químicas de los cuerpos de agua (Sannigrahi, 2009); en este caso, el humedal estudiado se

encuentra muy cerca del mar, por lo que el compost puede haber adquirido características de éste.

Eficiencia de la producción de compost y vermicompost

Se determinó que el tratamiento más eficiente fue T1, pues cumple con la mayoría de las características del compost para las normativas internacionales; sin embargo, no cumple con los valores sugeridos de pH, M.O., Na y la C.E. para la normativa NCh 2880 y del P_2O_5 para la NTC 5167, y la humedad en la normativa de la OMS. Comparando los tiempos de producción de compost de cada tratamiento (Figura 5), se puede apreciar cómo el acelerador microbiano permitió reducir los tiempos de producción de compost.

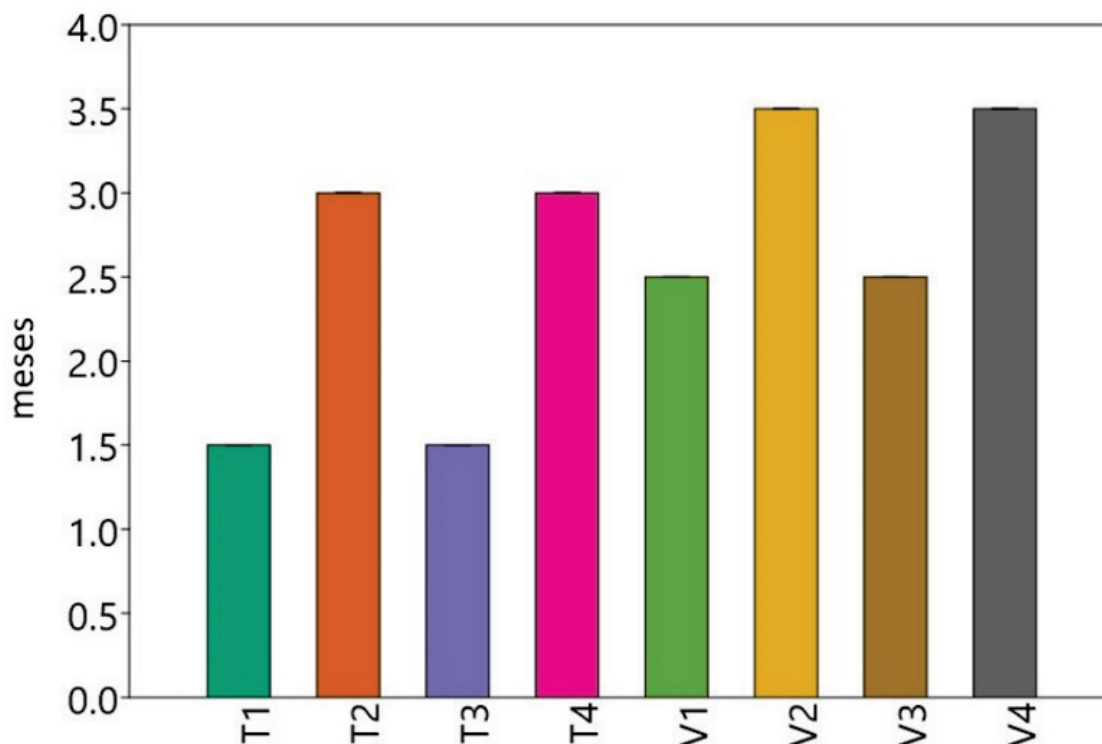


Figura 5. Tiempo de producción de compost de cada tratamiento (T = compostaje tradicional; V = vermicompostaje. Ver la Tabla 2 para los detalles de cada tratamiento).

La producción de compost bajo la metodología tradicional con aplicación del acelerador microbiano tomó menor tiempo para la elaboración de compost (45 días), periodo adecuado al crecimiento de *P. stratiotes* para su procesamiento en la época de invierno. Estos resultados se diferencian de otros estudios, donde se procesan 3 kg de *P. stratiotes* en un periodo de 15 semanas; en ese trabajo se aplicó melaza para la degradación bacteriana del sustrato (Márquez, 2019), lo que evidencia un retraso en ausencia de un acelerador microbiano. En un estudio se elaboró compost tradicional a partir de la biomasa de una planta de humedales costeros, como la *Hydrilla verticillata*, sin embargo demoró menor tiempo

(20 días) para obtener compost final maduro a partir de 50 kg de esta especie, en donde indicó al estiércol de vaca como inóculo para mejorar la tasa de degradación (Jain & Kalamdhad, 2018). Se elaboró el proceso de vermicompostaje a base de *P. stratiotes* en proporciones de 1:2 de la planta y estiércol de vaca, respectivamente, en presencia de 500 *Perionyx excavates* adultos obteniendo el sustrato en dos meses (Sannigrahi, 2009), tiempo similar a lo desarrollado en la metodología propuesta (*P. stratiotes* 30 %, 1 kg de núcleo de *Eisenia foetida* con adición de acelerador microbiano); el sustrato se obtuvo en el transcurso de dos meses y medio.

Integrando la dinámica poblacional de *P. stratiotes* y las metodologías de compostaje

A partir de los modelos matemáticos de crecimiento de *P. stratiotes* y considerando el proceso de producción de compost más eficiente, se propone el siguiente modelo de uso de la biomasa de *P. stratiotes* para este humedal (Figura 6):

- a) La biomasa inicial que debería quedar en la laguna en verano deberá ser de 65.17 t y 697.08 t para invierno; dichas biomásas cubrirán la tercera parte del espejo de agua de la laguna principal, equivalente a 12 mil toneladas (Zamora, 2023), en un periodo de tres meses. Eso significa que primero será necesario una extracción intensiva, a fin de solo dejar las biomásas iniciales propuestas en la laguna.
- b) Considerando el tiempo de procesamiento y la capacidad operativa de la planta de compostaje, se deberán realizar cuatro extracciones a lo largo del año (dos en verano y dos en invierno) de 12 538 t en

verano y 11 906.26 t en invierno, las cuales permitirán mantener la laguna parcialmente libre de la planta.

- c) Una tonelada extraída se deberá destinar al sistema de compostaje de manera que pueda ser procesada utilizando las características del tratamiento T1.

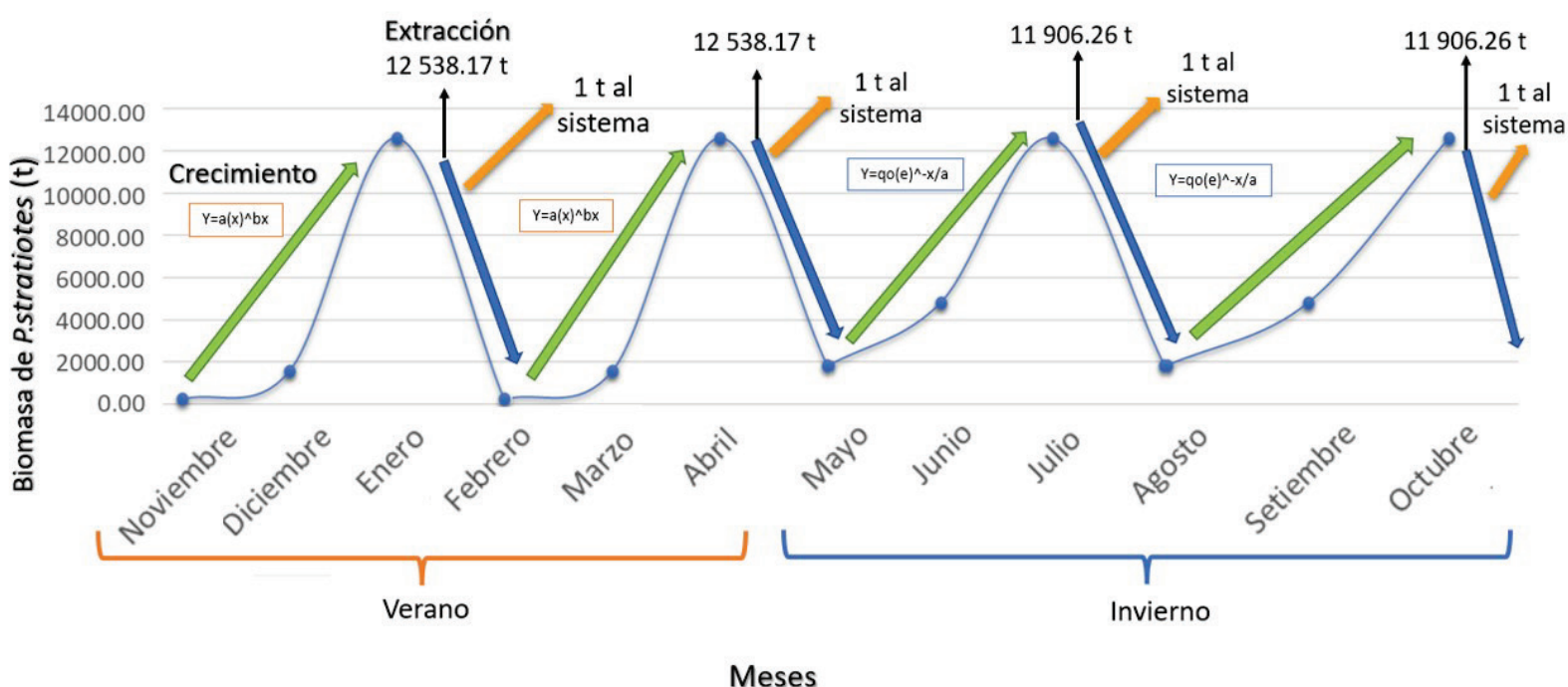


Figura 6. Modelo de uso sostenible de *P. stratiotes* basado en la relación de las metodologías de compostaje y los modelos de crecimiento de esta biomasa en el humedal Santa Rosa.

La gran limitante de este proceso de producción de compost es la planta de producción, pues hay que involucrar a otros actores (p. ej., empresas locales, población rural y organizaciones sin fines de lucro) con lo cual podría ampliarse la planta de producción y procesar una biomasa

mayor a una tonelada cada cuatro meses. En las condiciones actuales, el compost producido podría ser utilizado en la reforestación local, programas sociales, campañas de educación ambiental, cuidado de áreas verdes de colegios de la zona y de empresas involucradas con el desarrollo del proyecto; el resto de la biomasa podría ser usado en la producción de biocombustibles (Gusaín & Suthar, 2017), como alimento (forraje) para ganado vacuno, ovino y porcino (Bonilla & Santamaría, 2021), y fitorremediación (Nahar & Hoque, 2021). La presente propuesta es una de las primeras alternativas para el uso de la biomasa de esta especie vegetal invasora en el humedal Santa Rosa, problemática que requiere una solución desde la ciencias biológicas e ingeniería, las cuales se han integrado en esta investigación.

Conclusiones

Los resultados obtenidos mostraron que la dinámica de la especie es particular a cada zona de la laguna principal; se encontró que los modelos que mejor explican su crecimiento son el modelo de descenso exponencial (para invierno) y el modelo geométrico (para verano). Para esta investigación, considerando el tiempo y cantidad de nutrientes, el compost de mejor calidad y eficiencia fue el de compostaje tradicional, con 30 % de biomasa de *P. stratiotes* y con adición del acelerador microbiano. El modelo de uso de dicha especie para este humedal sugiere realizar cuatro extracciones al año, obteniendo una producción total de cuatro toneladas de compost, para un manejo controlado del crecimiento de la biomasa de *P. stratiotes* en la laguna principal. La presente investigación es uno de los estudios pioneros en integrar la dinámica

poblacional de *P. stratiotes* y la producción de compost *in situ* en un humedal peruano.

Agradecimientos

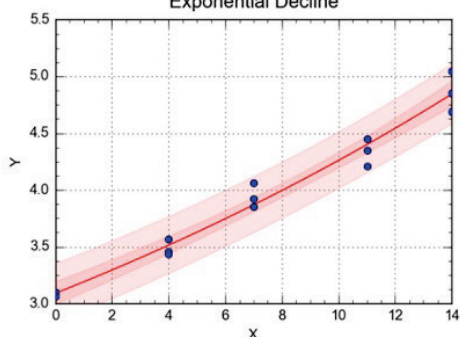
Este trabajo fue parcialmente financiado por el proyecto Degradación ambiental vs. respuesta ecosistémica: un estudio de caso en el humedal Santa Rosa desde una perspectiva limnológica (código de registro: 004-2020-PRO99) ganador de la Beca Cabieses, Fondo Semilla Docente 2020 de la Universidad Científica del Sur, Perú. Asimismo, se brinda agradecimiento al Comité de Vigilancia Ambiental del Humedal Santa Rosa-Chancay por su valiosa colaboración y apoyo en la realización de esta investigación.

Material complementario

Ver la Figura 7, Figura 8, Figura 9, Figura 10 y Figura 11.

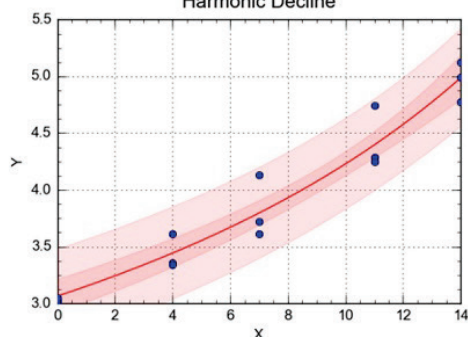
Estación N°1

Exponential Decline



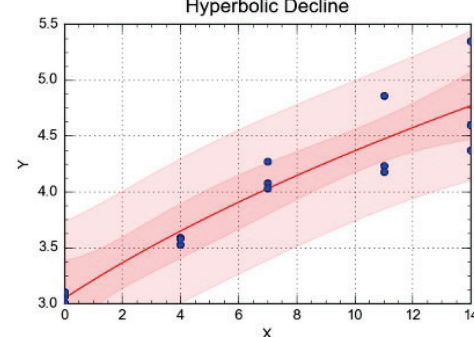
Estación N°2

Harmonic Decline



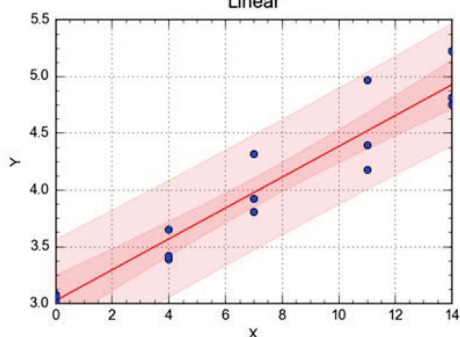
Estación N°4

Hyperbolic Decline



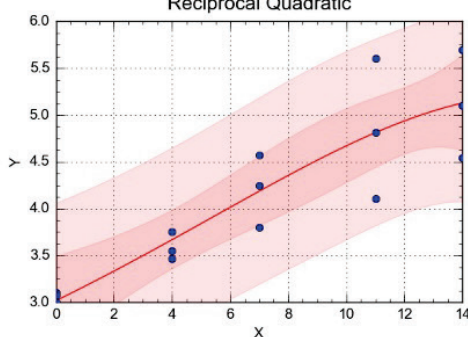
Estación N°3

Linear



Estación N°5

Reciprocal Quadratic



Todas las Estaciones – Ecuación general

Exponential Decline

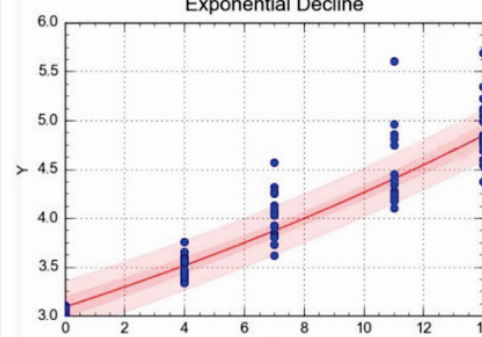


Figura 7. Gráficas de los modelos matemáticos de la dinámica poblacional-invierno (X representa al tiempo en días y Y, el peso en kg de biomasa de *P. stratiotes*).

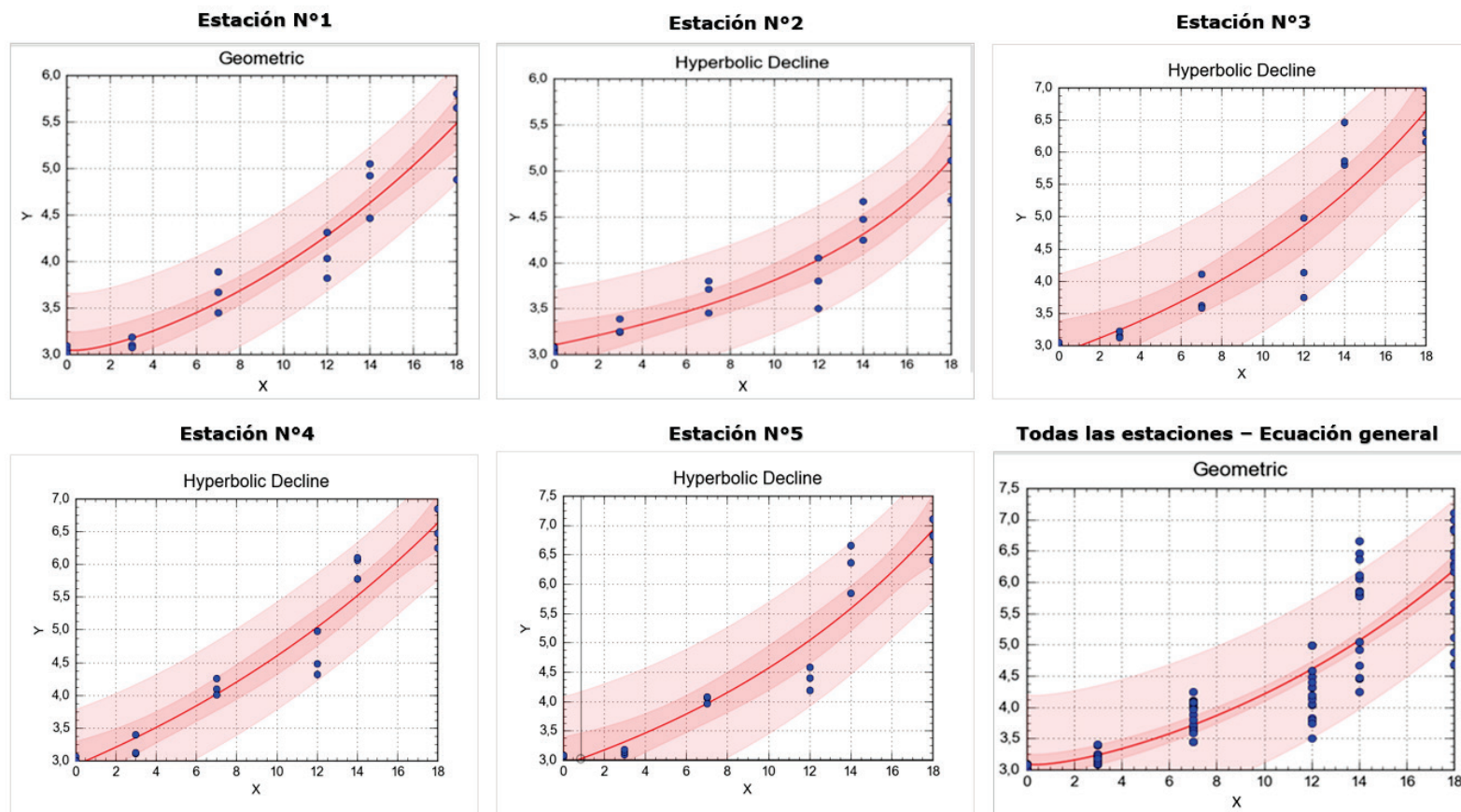


Figura 8. Gráficas de los modelos matemáticos de la dinámica poblacional-verano (X representa al tiempo en días y Y, el peso en kg de biomasa de *P. stratiotes*).

Estación N°1

Results					Model Information	
Name	Kind	Score	R ²	Std. Err.	AICC	
Exponential Decline	Regression	945	0.973304	0.110330	-45.804..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Exponential	Regression	945	0.973304	0.110330	-45.804..	
Modified Power	Regression	945	0.973304	0.110330	-45.804..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Fanizadgh-Harris	Regression	945	0.973342	0.114944	-43.246..	
Hyperbolic Decline	Regression	944	0.973372	0.115312	-43.130..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Gaussian Model	Regression	944	0.973387	0.115323	-43.147..	
Korfma Model	Regression	944	0.973757	0.119965	-40.187..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Logistic	Regression	944	0.973384	0.119569	-43.112..	
Gompertz Relation	Regression	944	0.973209	0.119564	-43.059..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Ratkovsky Model	Regression	944	0.973352	0.119536	-43.139..	
Reciprocal Quadratic	Regression	944	0.973143	0.119806	-43.022..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Bleedake	Regression	944	0.973360	0.115401	-43.111..	
Sinusoidal	Regression	943	0.973270	0.120670	-39.911..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Richards	Regression	943	0.973304	0.120593	-39.930..	
Weibull Model	Regression	942	0.972681	0.121366	-39.738..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Linear	Regression	941	0.973554	0.116988	-44.232..	
Lowess Smoothing	Smoother	940	0.973687	0.120738	-41.771..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Harmonic Decline	Regression	939	0.968813	0.118899	-43.472..	

$$y = q_0 e^{-x/a}$$

Estación N°2

Results					Model Information	
Name	Kind	Score	R ²	Std. Err.	AICC	
Harmonic Decline	Regression	933	0.944510	0.178993	-51.457..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Hyperbolic Decline	Regression	933	0.944661	0.184318	-48.079..	
Exponential	Regression	933	0.944474	0.178011	-51.440..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Exponential Association 3	Regression	933	0.944570	0.184293	-48.080..	
Modified Power	Regression	933	0.944474	0.178011	-51.440..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Logistic	Regression	933	0.943647	0.184343	-48.075..	
Reciprocal	Regression	933	0.944510	0.178993	-51.457..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Discrete	Regression	933	0.944560	0.184318	-48.079..	
Reciprocal Quadratic	Regression	933	0.943662	0.184017	-48.080..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Fanizadgh-Harris	Regression	932	0.943407	0.184749	-48.058..	
Lowess Smoothing	Smoother	932	0.943260	0.184890	-48.068..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Rational Model	Regression	931	0.943736	0.183881	-45.918..	
Sinusoidal	Regression	931	0.943762	0.183936	-45.925..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Weibull Model	Regression	931	0.943530	0.182747	-45.861..	
Ratkovsky Model	Regression	931	0.944276	0.186953	-48.702..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Gompertz Relation	Regression	899	0.942688	0.189447	-48.325..	
Richards	Regression	899	0.944474	0.184025	-45.572..	Name: Harmonic Decline Type: Regression
Geometric	Regression	890	0.934875	0.193889	-49.056..	

$$y = q_0 / (1 + x/a)$$

Estación N°3

Results					Model Information	
Name	Kind	Score	R ²	Std. Err.	AICC	
Linear	Regression	861	0.909763	0.220109	-44.176..	Name: Linear Type: Regression
Gaussian Model	Regression	860	0.910181	0.236847	-41.557..	
Gompertz Relation	Regression	860	0.910060	0.236980	-41.540..	Name: Linear Type: Regression
Logistic	Regression	860	0.910216	0.236814	-41.561..	
Ratkovsky Model	Regression	860	0.910216	0.236814	-41.561..	Name: Linear Type: Regression
Hyperbolic Decline	Regression	860	0.909879	0.237128	-41.522..	
Reciprocal Quadratic	Regression	860	0.910586	0.236911	-41.615..	Name: Linear Type: Regression
DR-Hill	Regression	859	0.911777	0.240184	-38.942..	
Exponential Association 3	Regression	859	0.909471	0.237795	-41.437..	Name: Linear Type: Regression
Weibull Model	Regression	859	0.911634	0.245383	-38.618..	
Exponential Decline	Regression	858	0.907010	0.231550	-43.727..	Name: Linear Type: Regression
Exponential	Regression	858	0.907010	0.231550	-43.727..	
Rational Model	Regression	858	0.910580	0.246828	-38.442..	Name: Linear Type: Regression
Modified Power	Regression	858	0.907010	0.231550	-43.727..	
Richards	Regression	858	0.910540	0.246897	-38.433..	Name: Linear Type: Regression
Exponential Plus Linear	Regression	857	0.909753	0.247900	-38.392..	
Piecewise Linear	Regression	857	0.909753	0.247900	-38.392..	Name: Linear Type: Regression
Discrete	Regression	856	0.907087	0.241008	-41.034..	

$$y = a + bx$$

Estación N°4

Results					Model Information	
Name	Kind	Score	R ²	Std. Err.	AICC	
Hyperbolic Decline	Regression	811	0.893982	0.274248	-37.194..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Exponential Association 3	Regression	811	0.893913	0.274404	-37.141..	
Gaussian Model	Regression	811	0.893404	0.274215	-37.141..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Logistic	Regression	811	0.893636	0.274206	-37.176..	
Gompertz Relation	Regression	811	0.893511	0.274209	-37.163..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Ratkovsky Model	Regression	811	0.893636	0.274206	-37.176..	
DR-Hill	Regression	810	0.892385	0.284275	-34.173..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
MVP	Regression	810	0.892385	0.284275	-34.173..	
Weibull Model	Regression	810	0.891480	0.285209	-34.068..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Reciprocal Quadratic	Regression	810	0.893493	0.275209	-37.053..	
Rational Model	Regression	809	0.892538	0.286386	-33.982..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Richards	Regression	809	0.892682	0.286227	-33.998..	
Exponential Plus Linear	Regression	808	0.892385	0.286549	-33.965..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Fanizadgh-Harris	Regression	807	0.892610	0.275405	-36.707..	
Linear	Regression	806	0.893236	0.270125	-38.194..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Piecewise Linear	Regression	801	0.893236	0.280669	-33.230..	
Exponential Decline	Regression	792	0.840301	0.281882	-37.825..	Name: Hyperbolic Decline Type: Regression
Exponential	Regression	792	0.840301	0.281882	-37.825..	

$$y = q_0 (1 + bx/a)^{-1/b}$$

Estación N°5

Results					Model Information	
Name	Kind	Score	R ²	Std. Err.	AICC	
Reciprocal Quadratic	Regression	741	0.800362	0.424837	-24.021..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
DR-Hill	Regression	740	0.800363	0.440932	-21.038..	
Weibull Model	Regression	740	0.800363	0.440930	-21.038..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
MVP	Regression	740	0.800363	0.440932	-21.038..	
Gaussian Model	Regression	739	0.798189	0.427243	-23.839..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
Rational Model	Regression	739	0.801886	0.442348	-20.940..	
Richards	Regression	739	0.801901	0.444476	-20.911..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
Lowess Smoothing	Smoother	739	0.798410	0.426999	-23.878..	
Logistic	Regression	738	0.797885	0.427777	-23.821..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
Ratkovsky Model	Regression	738	0.797885	0.427777	-23.821..	
Linear	Regression	738	0.794646	0.414070	-26.290..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
Exponential Association 3	Regression	737	0.795244	0.426297	-23.715..	
Gompertz Relation	Regression	737	0.795974	0.426257	-23.768..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
Hyperbolic Decline	Regression	736	0.793885	0.428673	-23.688..	
Exponential Plus Linear	Regression	733	0.796122	0.448001	-20.330..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
Piecewise Linear	Regression	732	0.794466	0.439142	-20.476..	
Fanizadgh-Harris	Regression	730	0.798921	0.438011	-21.248..	Name: Reciprocal Quadratic Type: Regression
Exponential Decline	Regression	728	0.784111	0.424558	-23.545..	

$$y = 1/(a + bx + cx^2)$$

Todas las estaciones – Ecuación general

Results					Model Information	
Name	Kind	Score	R ²	Std. Err.	AICC	
Gompertz Relation	Regression	824	0.891588	0.268067	-195.51..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Exponential Association 3	Regression	823	0.894025	0.269040	-195.32..	
Exponential Plus Linear	Regression	823	0.893006	0.271062	-193.25..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Piecewise Linear	Regression	823	0.893006	0.271062	-193.25..	
Fanizadgh-Harris	Regression	821	0.892875	0.271790	-194.30..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Hyperbolic Decline	Regression	820	0.891757	0.271119	-199.75..	
Exponential	Regression	820	0.891757	0.271119	-199.75..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Modified Power	Regression	820	0.891757	0.271119	-199.75..	
Discrete	Regression	820	0.891756	0.272987	-193.63..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Lowess Smoothing	Smoother	820	0.893534	0.275181	-192.44..	
Harmonic Decline	Regression	809	0.890860	0.281508	-190.11..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Reciprocal	Regression	809	0.890860	0.281508	-190.11..	
Geometric	Regression	788	0.893216	0.300461	-180.23..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Sinusoidal	Regression	426	0.291886	0.622208	-61.925..	
Truncated Fourier Series	Regression	240	0.000000	1.320111	47.2554..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Substition Growth Rate	Regression	237	0.000000	1.414338	52.0268..	
Power	Regression	237	0.000000	1.414688	51.7428..	Name: Exponential Decline Type: Regression
Reciprocal YD	Regression	237	0.000000	1.414688	52.0268..	

$$y = q_0 e^{-x/a}$$

Figura 9. Elección del mejor modelo-invierno. Para cada modelo se muestra el tipo de modelo (*kind*), *score* (puntaje alcanzado según parámetros de selección), coeficiente de determinación (*R*²), error estándar y criterio de información de Akaike (AICC).

Estación N°1

Results	Kind	Score	R ²	Std_Er	AICC
Geometric	Regression	871	0.917542	0.272952	-46.614...
Harmonic Decline	Regression	868	0.913109	0.279960	-46.089...
Rational Model	Regression	868	0.917234	0.263348	-41.088...
Sinusoidal	Regression	868	0.917346	0.263348	-41.107...
Weibull Model	Regression	868	0.917347	0.263342	-41.107...
Reciprocal	Regression	868	0.913103	0.279960	-46.089...
Farazdaghi-Harris	Regression	868	0.915677	0.259275	-43.861...
Hyperbolic Decline	Regression	867	0.913108	0.280960	-43.557...
Logistic	Regression	867	0.913102	0.280944	-43.538...
Bisectable	Regression	867	0.913188	0.283960	-43.557...
Reciprocal Quadratic	Regression	867	0.913255	0.283786	-43.572...
Lowess Smoothing	Smoother	862	0.911009	0.263368	-42.690...
Exponential Decline	Regression	857	0.905420	0.263329	-44.145...
Exponential	Regression	857	0.905420	0.263329	-44.145...
Modified Power	Regression	857	0.905420	0.263329	-44.145...
Rankovsky Model	Regression	855	0.903172	0.263213	-43.540...
Richards	Regression	853	0.905420	0.273213	-43.601...
Gompertz Relation	Regression	851	0.901675	0.267835	-40.896...

Model Information
Name: Geometric
Type: Regression
$y = ax^{bx}$

Estación N°2

Results	Kind	Score	R ²	Std_Er	AICC
Hyperbolic Decline	Regression	850	0.895368	0.236333	-47.487...
Bisectable	Regression	850	0.895368	0.236333	-47.487...
Rational Model	Regression	849	0.895367	0.235719	-44.594...
Reciprocal Quadratic	Regression	849	0.895482	0.237304	-47.351...
Farazdaghi-Harris	Regression	847	0.893332	0.239912	-46.968...
Harmonic Decline	Regression	841	0.895459	0.239964	-46.411...
Reciprocal	Regression	841	0.895459	0.239964	-46.411...
Geometric	Regression	839	0.894666	0.240478	-46.160...
Logistic	Regression	839	0.894658	0.240481	-46.161...
Weibull Model	Regression	833	0.897180	0.276701	-43.062...
Lowess Smoothing	Smoother	825	0.873912	0.262610	-43.974...
Exponential Decline	Regression	821	0.868346	0.279396	-45.774...
Exponential	Regression	821	0.868346	0.279396	-45.774...
Modified Power	Regression	821	0.868346	0.279396	-45.774...
Rankovsky Model	Regression	819	0.868355	0.280939	-43.177...
Richards	Regression	817	0.868346	0.280868	-43.210...
Gompertz Relation	Regression	814	0.868355	0.280868	-42.590...
Linear	Regression	796	0.844666	0.302715	-42.770...

Model Information
Name: Hyperbolic Decline
Type: Regression
$y = q_0(1 + bx/a)^{-1/b}$

Estación N°3

Results	Kind	Score	R ²	Std_Er	AICC
Hyperbolic Decline	Regression	820	0.873806	0.525426	-21.648...
Bisectable	Regression	820	0.873806	0.525426	-21.648...
Reciprocal Quadratic	Regression	820	0.873806	0.524821	-21.690...
Logistic	Regression	819	0.873830	0.526465	-21.578...
Exponential Decline	Regression	818	0.875738	0.515142	-23.748...
Exponential	Regression	818	0.875738	0.515142	-23.748...
Modified Power	Regression	818	0.875738	0.515142	-23.748...
Harmonic Decline	Regression	816	0.873818	0.519156	-23.473...
Rankovsky Model	Regression	816	0.875611	0.532309	-21.180...
Reciprocal	Regression	816	0.873818	0.519156	-23.473...
Farazdaghi-Harris	Regression	816	0.875405	0.532748	-21.131...
Lowess Smoothing	Smoother	815	0.874742	0.534165	-21.035...
Exponential	Regression	814	0.875738	0.530710	-18.285...
Richards	Regression	814	0.875952	0.538011	-20.797...
Gompertz Relation	Regression	813	0.875952	0.538011	-20.797...
Linear	Regression	786	0.846165	0.537390	-19.935...
Exponential Plus Linear	Regression	781	0.846355	0.511910	-14.491...
Piecewise Linear	Regression	781	0.846355	0.511910	-14.491...
Reciprocal Quadratic-1D	Regression	591	0.706476	1.455486	14.2967

Model Information
Name: Hyperbolic Decline
Type: Regression
$y = q_0(1 + bx/a)^{-1/b}$
Parameters
Name Value
q_0 2.873352453382681E+20
a -2.564852840267434E+01
b 4.3101603747398009E-01

Estación N°4

Results	Kind	Score	R ²	Std_Er	AICC
Hyperbolic Decline	Regression	862	0.937687	0.361050	-35.156...
Bisectable	Regression	862	0.937687	0.361050	-35.156...
Logistic	Regression	862	0.937677	0.361107	-35.150...
Rational Model	Regression	862	0.937641	0.361155	-35.145...
Gompertz Relation	Regression	861	0.936809	0.363325	-34.010...
Farazdaghi-Harris	Regression	857	0.938426	0.373220	-33.962...
Lowess Smoothing	Smoother	884	0.931650	0.378165	-33.488...
Geometric	Regression	883	0.929181	0.372711	-33.400...
Harmonic Decline	Regression	878	0.925240	0.382341	-34.425...
Reciprocal	Regression	878	0.925240	0.382341	-34.425...
Linear	Regression	875	0.922861	0.386888	-33.861...
Exponential Plus Linear	Regression	879	0.922336	0.402542	-33.231...
Piecewise Linear	Regression	871	0.922861	0.415345	-28.387...
Power	Regression	322	0.038214	1.373528	11.5536
1st order	Regression	321	0.007257	1.396991	13.5537
Farazdaghi-Harris-1D	Regression	320	0.003888	1.399512	13.6186
Reciprocal Quadratic-1D	Regression	320	0.003945	1.397973	13.5796

Model Information
Name: Hyperbolic Decline
Type: Regression
$y = q_0(1 + bx/a)^{-1/b}$

Todas las estaciones – Ecuación general

Results	Kind	Score	R ²	Std_Er	AICC
Savitzky-Golay Smoothing	Smoother	797	0.845438	0.490582	-127.22...
Rational Model	Regression	793	0.842173	0.498285	-123.19...
Weibull Model	Regression	793	0.840403	0.555279	-103.70...
Lowess Smoothing	Smoother	793	0.839754	0.553430	-103.73...
Geometric	Regression	794	0.830284	0.551264	-107.14...
Hyperbolic Decline	Regression	793	0.831322	0.555842	-104.62...
Bisectable	Regression	793	0.831322	0.555842	-104.62...
Reciprocal Quadratic	Regression	793	0.831265	0.555802	-104.59...
Logistic	Regression	793	0.831128	0.558174	-104.58...
Harmonic Decline	Regression	792	0.799665	0.554977	-103.96...
Reciprocal	Regression	792	0.799665	0.554977	-103.96...
Farazdaghi-Harris	Regression	792	0.800166	0.557857	-104.09...
Exponential Decline	Regression	790	0.797560	0.557872	-105.02...
Exponential	Regression	790	0.797560	0.557872	-105.02...
Modified Power	Regression	790	0.797560	0.557872	-105.02...
Richards	Regression	749	0.797560	0.564332	-100.79...
Rankovsky Model	Regression	749	0.797426	0.561265	-100.87...
Gompertz Relation	Regression	747	0.796486	0.564892	-101.77...

Model Information
Name: Geometric
Type: Regression
$y = ax^{bx}$

Figura 10. Elección del mejor modelo-verano. Para cada modelo se muestra el tipo de modelo (*kind*), *score* (puntaje alcanzado según parámetros de selección), coeficiente de determinación (R^2), error estándar y criterio de información de Akaike (AICC).



Figura 11. Estación de muestreo de *P. stratiotes* en el humedal Santa Rosa, Chancay, Perú, parcelas de 1 m² (1 x 1 m).

Referencias

- Acosta, C., Solís, O., Villegas, O., & Cardoso, L. (2013). Precomposteo de residuos orgánicos y su efecto en la dinámica poblacional de *Eisenia foetida*. *Agronomía Costarricense*, 37(1), 127-139. <https://doi.org/10.15517/rac.v37i1.10718>
- Alcántara, B., Jiménez, R., & Portocarrero, O. (2009). *Caracterización y evaluación de los principales factores biológicos del humedal de Santa Rosa como base para su conservación, manejo y gestión*. Huacho, Perú: Gobierno Regional de Lima (GORE Lima). Recuperado de <https://n9.cl/e63sk>

- Apeño, A., & Aponte, H. (2022). Caracterización de la diversidad de aves en un humedal altamente intervenido del Pacífico suramericano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(179), 380-392. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1605>
- Aponte, H. (2016). *Capacidad captadora de carbono y producción de proteínas de Limnobium laevigatum (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine (Hydrocharitaceae) bajo condiciones de laboratorio* (Tesis de doctorado). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Perú. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12672/4918>
- Aponte, H., Gonzales, S., & Gomez, A. (2020). Impulsores de cambio en los humedales de América Latina: el caso de los humedales costeros de Lima. *South Sustainability*, 1(2), 57-61. <https://doi.org/10.21142/SS-0102-2020-023>
- Banco Central de Reserva del Perú. (2022). *Panorama actual y proyecciones macroeconómicas 2022-2023 (reporte de inflación junio 2022)*. Recuperado de <https://www.bcrp.gob.pe/docs/Publicaciones/Reporte-Inflacion/2022/junio/ri-junio-2022-recuadro-7.pdf>
- Bárbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P., & Riera, N. (2019). Caracterización de diferentes compost para su uso como componente de sustratos. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences*, 35(2), 126-136. <https://doi.org/10.4067/S0719-38902019005000309>

- Barrionuevo, M., Flores, L., & Dussi, M. (2020). Caracterización de residuos de macrófitas acuáticas para la producción de compost. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Prácticas*, 13(3), 1022-1031. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.69832>
- Bazán, R. (1996). *Manual para el análisis químico de suelos, plantas y agua*. Lima, Perú: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Beltrán, M. F., Nieto, A., Murillo, J. S. A., Ruiz, F. H., Troyo, E., Alcala, J. A., & Murillo, B. (2019). Contenido inorgánico de nitrógeno, fósforo y potasio de abonos de origen natural para su uso en agricultura orgánica. *México: Terra Latinoamericana*, 37(4), 371-378. <https://doi.org/10.28940/terra.v37i4.520>
- Bonilla, J., & Santamaría, B. (2021). Plantas acuáticas invasoras en humedales. *Inventio*, 10(21), 33-38. Recuperado de <http://inventio.uaem.mx/index.php/inventio/article/view/310>
- Cáceres, D., Calisaya, G., & Bedoya, E. (2018). Eficiencia de la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista Ciencia y Tecnología para el Desarrollo*, 4(número especial), 13-23. Recuperado de <https://revistas.ujcm.edu.pe/index.php/rctd/article/view/115/99>
- Camacho, F., Uribe, L., Newcomer, Q., Master, K., & Kinyua, M. (2018). Bio-optimización del compost con cultivos de microorganismos de montaña (MM) y lodos digeridos de biodigestor (LDBIO). *Cuadernos de Investigación UNED*, 10(2), 330-341. <https://doi.org/10.22458/urj.v10i2.2163>

- Camacho, J. I., Martínez, L., Ramírez, H., Valenzuela, R., & Valdés, M. (2014). Potencial de algunos microorganismos en el compostaje de residuos sólidos. *Terra Latinoamericana*, 32(4), 291-300. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792014000400291
- Castillo, R. M., & Huamantínco, A. A. (2020). Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la zona litoral del humedal costero Santa Rosa, Lima, Perú. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 50-68. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i1.35233>
- Chadli, C., Mardi, L., Boualam, O., Bouslamti, R., & Ennabili, A. (2023). Experimental control tests of *Pistia stratiotes* L., an invasive aquatic plant of lentic habitats (Fez, Morocco). *Scientific African*, 21. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2023.e01775>
- Convención de Ramsar sobre los Humedales. (2018). *Perspectiva mundial sobre los humedales: estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas*. Gland, Suiza: Secretaría de la Convención de Ramsar. Recuperado de https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo_s.pdf
- Ćwiertniewicz, M., Ślipko, K., Banach, A., & Ziemińska, A. (2023). Influencia de las bacterias celulolíticas autóctonas en la mejora del proceso de compostaje doméstico. *BioTecnología*, 104 (1), 5-20. <https://doi.org/10.5114/bta.2023.125082>

- Damiani, M. (2016). *Evaluación físico-químico de compost, elaborado a partir de Pistia stratiotes más estiércol de bovino bajo cuatro métodos de compostaje* (tesis de grado). Universidad Técnica de Babahoyo, Babahoyo, Ecuador. Recuperado de <https://dspace.utb.edu.ec/handle/49000/3257>
- Díaz, A., & Sotomayor, L. (2012). *Evaluación de la eutrofización de la laguna Conococha - Ancash a agosto de 2012* (tesis de grado). Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, Huaraz, Perú. Recuperado de <https://biblioteca.unasam.edu.pe/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=22858>
- España, E. (2020). *Compostaje y vermicompostaje de residuos agrícolas. Su papel en la eliminación de fármacos en el sistema suelo-planta y sobre el desarrollo vegetal* (tesis de doctorado). Universidad de Valencia, Valencia, España. Recuperado de https://roderic.uv.es/bitstream/handle/10550/75280/Tesis_202020.docx.pdf?sequence=1
- Freitas-Coelho, F., Deboni, L., & Santos-Lopes, F. (2005). Density-dependent reproductive and vegetative allocation in the aquatic plant *Pistia stratiotes* (Araceae). *Revista de Biología Tropical*, 53(3-4), 369-376. <https://doi.org/10.15517/rbt.v53i3-4.14599>
- Gil, S., & Benavides, H. (2019). *Diseño de horno deshidratador de residuos orgánicos* (tesis de grado). Universidad EIA, Envigado, Antioquia, Colombia. Recuperado de <https://repository.eia.edu.co/server/api/core/bitstreams/8804f936-c2ff-4b60-b415-b9ecefddce1c/content>

- Gonzales, S., Aponte, H., & Cano, A. (2019). Actualización de la flora vascular del humedal Santa Rosa-Chancay (Lima, Perú). *Arnaldoa*, 26(3), 867-882. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.263.26303>
- Gusaín R., & Suthar, S. (2017). Potential of aquatic weeds (*Lemna gibba*, *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* and *Eichhornia sp.*) in biofuel production. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 233-241. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.03.030>
- Haroon, A. M. (2022). Review on aquatic macrophytes in Lake Manzala, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 48(1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2022.02.002>
- Hyams, D. (2021). *CurveExpertPro-2.7.1-win64.exe (version: 2.7.3) (software)*. Recuperado de <https://curveexpert-professional.software.informer.com/download/>
- Iglesias, L. (1995). *El estiércol y las prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente*. Madrid, España: Instituto de Reforma y Desarrollo Agrario.
- Jain, M. S., & Kalamdhad, A. S. (2018). Efficacy of batch mode rotary drum composter for management of aquatic weed (*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle). *Journal of Environmental Management*. 221, 20-27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.055>
- Jaklič, M., Koren, Š., & Jogan, N. (2020). Alien water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) outcompeted native macrophytes and altered the ecological conditions of a Sava oxbow lake (SE Slovenia). *Acta Botánica Croatica*, 79(1), 35-42. <https://doi.org/10.37427/botcro-2020-009>

- Loayza, K., Castillejos, K., Mestas, R., & Quiliche, J. P. J. (2017). Estudio de la teledetección y caracterización fisicoquímica del humedal "El Cascajo", Santa Rosa, Chancay-Lima, Perú. *Infinitum*, 7(1), 52-58. <https://doi.org/10.51431/infinitum.v7i1.61>
- López, J. (2018). *Biofertilizante acelerado de excretas porcinas, sangre bovina y suero lácteo hidrolizados enzimáticamente y estabilizado con bacterias ácido-lácticas* (tesis de grado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12996/3495>
- López, X., Robles, C., Velasco, V., Ruiz, J., Enríquez, J., & Rodríguez, G. (2015). Propiedades físicas, químicas y biológicas de tres residuos agrícolas compostados. *Ciencia Ergo Sum*, 22(2), 145-152. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/104/10439327005.pdf>
- Maltchik, L., Rolon, A. S., & Schott, P. (2007). Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of southern Brazil. *Limnology*, 8(1), 23-28. <https://doi.org/10.1007/s10201-006-0192-y>
- Márquez, C. L. (2019). *Evaluación de la calidad de compost de especies acuáticas invasoras Eichhornia crassipe (jacinto de agua) y Pistia stratiotes (lechuga de agua) del Humedal Santa Rosa-Chancay y su efecto en el crecimiento de Raphanus sativus (rábano)* (tesis de grado). Universidad Peruana Unión, Lima, Perú. Recuperado de <http://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/4209>
- Meerhoff, M., & Beklioglu, M. (2024). Shallow lakes and ponds. *Wetzel's Limnology*, 4, 859-892. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822701-5.00026-4>

- Melgarejo, M. R., Ballesteros, M. I., & Bendeck, M. (1997). Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y nutricionales en humus de lombriz y compost derivados. *Revista Colombiana de Química*, 26(2), 11-19. Recuperado de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/30181>
- Mendoza, M. A. (2012). *Propuesta de compostaje de los residuos vegetales generados en la Universidad de Piura* (tesis de pregrado). Universidad de Piura, Piura, Perú. Recuperado de <https://hdl.handle.net/11042/1728>
- Molano, A. (2004). Aislamiento de bacterias biofertilizantes (*Nitrobacter* spp., *Rhizobium* spp., *Azospirillum* spp.), para un sistema de compost tipo windrow. *Umbra Científico*, 5, 25-32. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30400504>
- Nahar, K., & Hoque, S. (2021) Phytoremediation to improve eutrophic ecosystem by the floating aquatic macrophyte, water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) at lab scale. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 47(2), 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2021.05.003>
- Novales, A. (2010). *Análisis de regresión*. Madrid, España: Departamento de Economía Cuantitativa, Universidad Complutense de Madrid. Recuperado de <https://www.ucm.es/data/cont/docs/518-2013-11-13-Analisis%20de%20Regresion.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. (2022). El mercado mundial de fertilizantes: balance de la situación de un mercado en dificultades. Roma, Italia: FAO. Recuperado de <https://www.fao.org/3/ni280es/ni280es.pdf>

- Pallarozo, N. J. (2022). *Plan de restauración de la belleza paisajística del humedal de Santa Rosa del distrito de Chancay* (tesis de maestría). Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión, Huacho, Perú. Recuperado de <https://repositorio.unjfsc.edu.pe/handle/20.500.14067/6040>
- Piedra, L., Castillo, M., & Calvo, J. (2016). *Plantas acuáticas invasoras hospedadoras o transmisoras de enfermedades presentes en humedales de Costa Rica (2016, 01)*. Bogotá, Colombia: Universidad de Colombia. Recuperado de <https://n9.cl/9ia4y>
- Puerta, S. (2007). *Evaluación física, química y microbiológica del proceso de compostaje de residuos sólidos urbanos, con microorganismos nativos y comerciales en el municipio de Venecia (Antioquia)* (tesis de maestría). Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24952.65283>
- Ramirez, D. W., Aponte, H., & Cano, A. (2010). Flora vascular y vegetación del humedal de Santa Rosa (Chancay, Lima). *Revista Peruana de Biología*, 17(1), 105-110. <https://doi.org/10.15381/rpb.v17i1.57>
- Ramírez, M., Vázquez, S., Méndez, G., & Mejía, J. (2021). Caracterización de abonos orgánicos aplicados a cultivos florícolas en el sur del Estado de México. *CienciaUAT*, 16(1), 150-161. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v16i1.1518>

- Ramírez, V. H., & Duque, N. N. (2010). Respuesta del lulo La Selva (*Solanum quitoense* x *Solanum hirtum*) a la aplicación de fermentados aeróbicos tipo bocashi y fertilizante químico. *Acta Agronómica*, 59(2), 155-161. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28122010000200004&lng=en&tlng=es
- Ramos, D., & Terry, E. (2014). Generalidades de los abonos orgánicos: importancia del bocashi como alternativa nutricional para suelos y plantas. *Cultivos Tropicales*, 35(4), 52-59. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362014000400007
- Reyes, J. J., Luna, R. A., Murillo, B., Nieto, A., Hernández, L. G., Rueda, E. O., & Preciado, P. (2017). Uso de vermicompost y compost de jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en el crecimiento de col morada (*Brassica oleracea*). *Interciencia*, 42(9), 610-615. Recuperado de <https://www.redalyc.org/journal/339/33952909010/html/>
- Reyes, J., Riveri, M., Andagoya, C., Beltrán, F., Hernández, L., García, A., & Ruiz, F. (2021). Emergencia y características agronómicas del *Cucumis sativus* a la aplicación de quitosano, *Glomus cubense* y ácidos húmicos. *Biotechnia*, 23(3), 38-44. <https://doi.org/10.18633/biotechnia.v23i3.1427>

- Reynoso, J. D. (2021). *Elaboración de vermicompost con estiércol de vacuno utilizando la lombriz roja californiana (Eisenia foétida) y microorganismos eficientes en la granja ecológica linderos, tomayquichua, ambo, Huánuco 2020* (tesis de grado). Universidad de Huánuco, Huánuco, Perú. Recuperado de <http://repositorio.udh.edu.pe/123456789/2807>
- Ríos, E., Florida, N., & Lama, D. (2023). Caracterización de compost de residuos sólidos orgánicos urbanos de seis distritos de la provincia Leoncio Prado, Perú. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 26(1). <https://doi.org/10.31910/rudca.v26.n1.2023.2371>
- Román, P., Martínez, M., & Pantoja, A. (2013). *Manual de compostaje del agricultor experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura*. Santiago de Chile, Chile: Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Recuperado de <https://www.fao.org/3/i3388s/i3388s.pdf>
- Sannigrahi, A. K. (2009). Management of some aquatic weeds through vermicomposting. *Indian Journal of Environmental Protection*, 29(9), 809-811.
- Silbert, V., Campitelli, P., Suárez, M. F., & Garrido, G. (2018). *Manual de buenas prácticas para producir compost hogareño*. Córdoba, Argentina: INTI Córdoba.
- Torres, J. A., Chiquito, R. G., Reyes, J. J., Troyo, E., Rueda, E. O., & Murillo, B. (2018). Crecimiento de plántulas de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) tratadas con humato de vermicompost. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(20), 4189-4197. <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i20.989>

- Vargas, O. I., Trujillo, J. M., & Torres, M. A. (2019). El compostaje, una alternativa para el aprovechamiento de residuos orgánicos en las centrales de abastecimiento. *Orinoquia*, 23(2), 123-129. <https://doi.org/10.22579/20112629.575>
- Vilca, L. C., & Vilca, K. G. (2019). *Influencia del porcentaje de ladrillo de desecho como agregado fino sobre la absorción, porosidad y resistencia a la compresión de un concreto, en la ciudad de Trujillo – La Libertad* (Tesis de pregrado). Universidad Privada de Trujillo, Trujillo, Perú. Recuperado de <http://repositorio.uprit.edu.pe/handle/UPRIT/171>
- Villegas, V., & Laines, J. (2017). Vermicompostaje: I avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8(2), 393-406. <https://doi.org/10.29312/remexca.v8i2.59>
- Zamora, A. (2023). *Evaluación de dos servicios ecosistémicos brindados por la población de Pistia stratiotes en el humedal Santa Rosa, Chancay-Lima* (tesis de grado). Universidad Científica del Sur, Lima, Perú. Recuperado de <https://repositorio.cientifica.edu.pe/handle/20.500.12805/3185>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-02-04

Artículos

Modelo empírico de evapotranspiración dependiente de la temperatura y radiación solar en la República del Ecuador

Evapotranspiration empirical model dependent on temperature and solar radiation in the Republic of Ecuador

Javier Ezcequiel Colimba-Limaico¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9924-8628>

Lilian Marcela Chuquín-Farinango², ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-6746-5599>

Ángel del Vigo³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8158-2222>

¹MJ Producción Agropecuaria Sostenible, Natabuela, República del Ecuador, mjpas241123@gmail.com

²MJ Producción Agropecuaria Sostenible, Natabuela, República del Ecuador, lilianachuquin@hotmail.com

³Escuela Técnica Superior de Ingenieros en Topografía, Geodesia y Cartografía, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España, a.delvigo@upm.es

Autor para correspondencia: Ángel del Vigo, a.delvigo@upm.es



Resumen

La evapotranspiración tiene una importancia sustancial en el proceso de filtración de agua en el suelo y su posterior absorción por parte de la raíz de la planta; consecuentemente, es un factor importante que determina la cantidad de agua disponible para los cultivos. En este artículo se analizan resultados de evapotranspiración recogidos en un invernadero en el sitio de Natabuela, provincia de Imbabura (República del Ecuador), a través de un tanque evaporímetro. Con estos datos experimentales se ha estudiado la validez de cinco modelos empíricos de referencia para el cálculo de la evapotranspiración que dependen, exclusivamente, de la temperatura y la radiación solar. Se concluye que existe una buena correlación (coeficiente de Pearson de alrededor del 80 %) entre los datos observados y la predicción teórica de estos cinco modelos, siendo el modelo de Irmak, Irmak, Allen y Jones (2003), el que mejor se ajusta a los datos observados en esta región de Sudamérica; sin embargo, se ha comprobado que todos estos modelos sobreestiman la evaporación observada. Además, según los datos recogidos, se ha concluido que los parámetros radiación solar y temperatura media diaria son los que más influyen sobre la evaporación observada en dicha región del Ecuador. En consecuencia, se ha inferido un nuevo modelo empírico para la evapotranspiración en esta región de Sudamérica, que depende linealmente de la temperatura media diaria y la radiación solar. Este modelo empírico será implementado próximamente en los modelos numéricos de simulación como el Del Vigo-García, Juana-Sirgado y Rodríguez-Sinobas (2022a), utilizado para el diseño y automatización de los sistemas de riego en la región.

Palabras clave: evapotranspiración, modelo matemático, riego, radiación solar, temperatura, Ecuador.

Abstract

Evapotranspiration is a phenomenon highly involved for water infiltration and redistribution among the soil. It is also an important factor that determines the amount of water available for crops. In this article, evaporation data collected by evaporimeter tank in a greenhouse at Imbabura province (north of Ecuador) are presented. Based on these experimental results, the validity of five evapotranspiration reference models that depends exclusively on temperature and solar radiation has been tested for this area. It was seen that, there is a good correlation (Pearson-coefficient around 80 %) between the observed data and the prediction of these five models, being the Irmak, Irmak, Allen and Jones model (2003) what suits better with the observed data for this region. However, all these models overestimate the observed evaporation. Furthermore, it was found that the evaporation observed in this area are highly affected by solar radiation and average daily temperature. Consequently, a new empirical model has been inferred for evapotranspiration in this region of South America that depends linearly on mean daily temperature and solar radiation. This equation will be next implemented in the numerical model, Del Vigo-García, Juana-Sirgado and Rodríguez-Sinobas (2022a), that is being used to develop automation and design of trickle irrigation system in this area.

Keywords: Evapotranspiration, mathematical models, irrigation, solar radiation, temperature, Ecuador.

Recibido: 17/10/2024

Aceptado: 14/06/2025

Publicado *ahead of print*: 27/06/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

Aunque el cultivo en invernadero ha incrementado su importancia en las últimas décadas en la República del Ecuador, la escasez de agua para el regadío y su deficiente gestión por parte de los agricultores son factores limitantes de esta actividad. Por ello, es necesario utilizar los modelos existentes para optimizar la gestión de agua y el diseño de los riegos de esta zona. Como los agricultores aún no disponen de una metodología adecuada para el suministro del requerimiento hídrico a los cultivos es necesario aplicar los modelos empíricos y teóricos de base física que describen la filtración de agua en suelos, con el objeto de optimizar el suministro de agua y el diseño de los riegos en esta zona, a la vez que seguir avanzando en la mejora y fiabilidad de dichos modelos descriptivos.

En el norte de la República del Ecuador, y en particular en la provincia de Imbabura, desde hace algunos años está aumentando el cultivo bajo invernadero, sobre todo para la producción de rosas y planta del tomate. Sin embargo, uno de los principales problemas a los que se enfrentan los agricultores es la baja disponibilidad de agua para el riego (Colimba-Limaico, Zubelzu-Minguez, & Rodríguez-Sinobas, 2022a). En la República del Ecuador ya existe una importante falta de agua, y se ha estimado que para el 2035 este déficit llegará al 46.3 % de la demanda (Senagua, 2019). Por otro lado, no se está haciendo un uso optimizado

de este limitado recurso, pues los agricultores desconocen el requerimiento hídrico de los cultivos en función de los factores ambientales, lo que impide realizar una programación adecuada del riego. Autores como Zapatta y Gasselin (2005) han apuntado que en la República del Ecuador existe un problema de escasez de agua que se ve agravado por el bajo nivel de tecnificación en los cultivos. Una buena programación del riego en esta zona permitiría ahorrar agua, energía y recursos en mano de obra, aumentando el rendimiento y mejorando la calidad de las cosechas.

El estudio de variables relacionadas con el contenido de agua en el suelo es un trabajo que requiere mano de obra calificada, tiempo y material adecuado. Estos recursos no son disponibles en zonas agrícolas con limitaciones económicas, como puede ser la provincia de Imbabura. En tal contexto aflora el interés por los modelos matemáticos (empíricos, analíticos y numéricos) para el estudio y la predicción del contenido de humedad en el suelo de los cultivos y el diseño de los riegos. Aplicando los modelos empíricos y teóricos de base física que describen la filtración de agua en suelos, como los de Schwartzman y Zur (1986); Šimůnek, van Genuchten y Šejna (2006); Del Vigo, Zubelzu y Juana (2019), o Del Vigo (2023), se puede optimizar el suministro de agua y aumentar la eficacia en el diseño de los riegos utilizando pocos recursos. En este sentido, los modelos de simulación son primordiales a la hora de tomar decisiones en agricultura, ya que permiten cuantificar, interpretar y predecir las necesidades hídricas de los cultivos y el desarrollo de estos, sin alterar las condiciones del sistema.

La programación de riego determina la cantidad de agua que hay que aplicar a un cultivo y la frecuencia de aplicación de riego para minimizar deficiencias o excesos de humedad en el suelo, y así reducir o

evitar los efectos adversos sobre el crecimiento, rendimiento y calidad del cultivo. Una buena programación de riego permite ahorrar agua, energía y recursos en mano de obra; también reduce el estrés hídrico, aumenta el rendimiento y mejora la calidad de las cosechas, lo que redundará en un incremento en la rentabilidad del productor (Catalán, Sánchez, Villa, Inzunza, & Mendoza, 2007). En trabajos anteriores se presentó un primer estudio basado en simulaciones de flujo de agua en el suelo a partir de un modelo numérico de base física (Del Vigo, Zubelzu, & Juana, 2020), con objeto de optimizar la programación de riego en plantaciones de tomate bajo invernadero en esta zona del Ecuador. El modelo tiene en cuenta la absorción del flujo de agua por parte de la raíz de la planta, aunque no considera la evapotranspiración. Se puede consultar un resumen de los resultados obtenidos en la bibliografía (Del Vigo, Colimba, Juana, & Rodríguez-Sinobas, 2022b).

La evapotranspiración es un parámetro que afecta de forma sustancial al flujo de agua en el suelo y a la cantidad de agua disponible para los cultivos, por lo que es de gran interés conocer este dato para realizar una correcta programación del riego. La evapotranspiración de referencia (ET_o) puede ser medida a partir de la evaporación de una superficie libre de agua (tanque evaporímetro), estando en relación con parámetros como la radiación solar (irradiancia), temperatura del aire, humedad y velocidad del viento, entre otros. Por otro lado, existen modelos empíricos de evapotranspiración que con base en estos datos climáticos (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006; Alexandris, Stricevic, & Petkovic, 2008; Azua-Barrón, Arteaga-Ramírez, Vázquez-Peña, & Quevedo-Nolasco, 2020) permiten estimar la ET_o en una zona determinada. Una adecuada medida de la ET_o en la región de Imbabura

puede mejorar la predicción de los modelos físicos de simulación utilizados para optimizar la programación del riego en esta zona del ecuador.

El empleo del tanque evaporímetro es una metodología ampliamente usada para estimar la evapotranspiración de referencia (Allen *et al.*, 2006). Para el estudio experimental que se presenta en este artículo se ha dispuesto de un tanque evaporímetro de elaboración artesanal, el cual fue calibrado y validado en estudios previos (Sivisaca, 2013). En este artículo se presentan datos de evaporación recogidos con este dispositivo en un invernadero durante el año 2021, en el sitio de Natabuela, provincia de Imbabura (República del Ecuador).

En trabajos anteriores (Del Vigo *et al.*, 2022b) se presentó un primer estudio, basado en simulaciones de flujo de agua en el suelo a partir de un modelo numérico de base física y de elaboración propia (Del Vigo, 2020), a fin de optimizar la programación de riego en plantaciones de tomate en invernadero en esta zona del ecuador. El modelo tiene en cuenta la absorción del flujo de agua por parte de la raíz de la planta (Del Vigo *et al.*, 2022a), aunque no considera la evapotranspiración. El objetivo general del trabajo que se presenta en este artículo es el estudio de la evapotranspiración en esta zona de la República del Ecuador que servirá para implementar esta característica del sistema al modelo numérico de simulación existente; ello permitirá optimizar la capacidad predictiva del modelo, que está siendo utilizado para mejorar la eficiencia del riego en dicha zona de Sudamérica.

Los dos objetivos específicos de este trabajo se enumeran a continuación. En primer lugar, se pretende analizar entre un grupo de modelos de evapotranspiración conocidos de la bibliografía cuál es el más adecuado para la predicción de dicho fenómeno en esta zona del ecuador. En este sentido, se han recogido datos de radiación solar, temperatura

media, temperatura máxima y temperatura mínima diaria. A partir de tales datos experimentales se ha estudiado la validez de cinco modelos empíricos para el cálculo de la evapotranspiración (Jensen & Haise, 1963; Stephens, 1965; Hargreaves & Samani, 1985; Abtew, 1996; Irmak *et al.*, 2003) de la bibliografía. Se ha observado que estos cinco modelos tienen un alto grado de correlación con los datos de evapotranspiración obtenidos en la zona, aunque todos ellos tienden a sobrestimar la *ET_o* obtenida. Se ha comprobado también que entre los parámetros que se han medido, la radiación solar y temperatura media diaria son los dos factores que más influencia tienen sobre la evaporación observada. El segundo objetivo específico ha sido inferir a través de los datos experimentales obtenidos en este trabajo un nuevo modelo empírico para la evapotranspiración. El modelo que se ha inferido depende exclusivamente de la radiación solar y la temperatura media diaria, pues como ya se ha mencionado son los dos factores climáticos más influyentes en la evapotranspiración para esta zona de Sudamérica.

Materiales y métodos

Metodología experimental

Los experimentos se realizaron en un invernadero metálico con cubierta de plástico ubicado en el sitio de Natabuela, del cantón Antonio Ante, provincia de Imbabura (República del Ecuador). El invernadero tiene una cubierta curva de 24.5 m de largo, 14.5 m de ancho y una superficie total de 355 m². Su altura bajo canal es de 3.6 m y su zenit es de 4.9 m. El invernadero cuenta con dos cortinas laterales que sirven para su ventilación y control de la temperatura. El invernadero se encuentra

ubicado sobre las coordenadas 0° 20' 16.67" N, 78° 12' 0.65" O, a una altura de 2 445 metros sobre el nivel del mar (m.n.m.m.). La zona tiene una precipitación media anual de entre 630 y 1 000 mm/año. La temperatura promedio oscila entre 8 °C (mínima, en la temporada húmeda) y 36 °C (máxima en época estival). En general, el sitio de Natabuela tiene seis meses secos (GAD Natabuela, 2016), y una estacionalidad que comprende el verano desde mayo hasta septiembre y el invierno de octubre a abril.

La evapotranspiración de referencia (ET_o) se ha determinado a partir de la siguiente ecuación:

$$ET_o = K_p \cdot E_v \quad (1)$$

Donde:

ET_o = unidades de mm/día

K_p = parámetro adimensional dependiente del tanque evaporímetro

E_v = evaporación medida a través del tanque (mm/día)

La medida de E_v se realizó con una cubeta de evaporación plástica de 20 l de capacidad, calibrada con un tanque de evaporación clase-A (Sivisaca, 2013). La cubeta cilíndrica, que se encuentra en la parte central del invernadero, tiene 0.31 m de diámetro y 0.31 m de profundidad. La medida de E_v se realizó diariamente a las 7:00 a.m. (hora local). El coeficiente del tanque evaporímetro se consideró igual a la unidad ($K_p = 1$), siguiendo el criterio de Blanco y Folegatti (2003), y Macías (2009). Por lo que la Ecuación (1) se puede simplificar del siguiente modo: $ET_o = E_v$.

La evapotranspiración de referencia (ET_o) es un parámetro relativo a un cultivo de referencia (pasto o alfalfa) bajo unas condiciones determinadas que se pueden consultar en la bibliografía (Allen *et al.*, 2006; Dingman, 2015). Para ajustar este parámetro a la evapotranspiración de cualquier otro cultivo (EP_c), es necesario introducir un parámetro adimensional conocido como coeficiente de cultivo (K_c) y que se estima experimentalmente en cada plantación. Este parámetro depende del tipo de cultivo, pero también de su etapa de crecimiento o desarrollo, y de las características del suelo. Para el caso particular de la planta del tomate, y dependiendo de su etapa de desarrollo, Allen *et al.* (2006) han propuesto un valor del coeficiente de cultivo en el intervalo $K_c = (0.6, 1.15)$. En particular, en la República del Ecuador se han desarrollado algunos estudios independientes para determinar el coeficiente K_c en cultivos de la planta del tomate, por ejemplo, Hidalgo (2019), donde se han encontrado valores para este coeficiente que varían dentro del intervalo $K_c = (0.5, 1.21)$. En este sentido, y por razones de simplificación, se propone utilizar para los cultivos de tomate en la República del Ecuador la aproximación $K_c \cong 1$, lo que implica finalmente asumir que $ET_o \cong ET_c$.

Las ecuaciones empíricas que se han analizado en este artículo describen la evapotranspiración de referencia (ET_o) en función de la temperatura media diaria (T_m), la temperatura máxima diaria ($T_{\max}$), la temperatura mínima diaria ($T_{\min}$) y la radiación solar (R_s). Para medir la temperatura dentro del invernadero se utilizó un higró-termómetro digital (Boeco, BOE 327, Alemania), y para medir la radiación solar se utilizó un medidor de irradiancia solar portátil (SM206-SOLAR, China). La temperatura y radiación solar se midieron cada hora, desde las 6:00 a.

m. hasta las 6:00 p. m. (hora local). La Figura 1 muestra los dispositivos utilizados y, en particular, la cubeta de evaporación.

(a)

(b)

(c)



Figura 1. Dispositivos experimentales utilizados en este trabajo: (a) estación meteorológica, (b) piranómetro y (c) cubeta de evaporación calibrada (Sivisaca, 2013).

En total se tomaron medidas de todos estos parámetros correspondientes a 268 días desde febrero hasta diciembre del año 2021. Los días en los que se obtuvieron los datos se repartieron de forma equitativa a lo largo de los 11 meses de observación. De este modo, se obtuvieron datos de forma balanceada con respecto a las dos estaciones propias de este lugar (verano e invierno).

Ecuaciones empíricas contrastadas

La irradiancia o radiación solar (R_s) se mide en W/m^2 . En el uso de ecuaciones empíricas que describen la evapotranspiración en función de la radiación solar es frecuente convertir esta magnitud en unidades de evapotranspiración equivalente (mm/día), a través de un factor de conversión que combina el calor latente de vaporización del agua a $20\text{ }^\circ\text{C}$ ($L_v = 2.45\text{ MJ/kg}$) y su densidad a esta misma temperatura ($\rho_{\text{agua}} = 998\text{ kg/m}^3$). En este contexto, la constante solar (irradiancia media anual sobre la esfera terrestre fuera de la atmósfera), que es igual a $I = 1\,361\text{ W/m}^2$, se transforma del siguiente modo:

$$\frac{I}{L_v \rho_v} = 5.55 \cdot 10^{-7} \text{ m/s} = 47.95 \text{ mm/día} \quad (2)$$

Lo que supone una evaporación máxima en condiciones de irradiancia (I) para un trozo de terreno que estuviera sometido a estas condiciones de radiación durante 24 horas al día. En la práctica, la evaporación es muy inferior, pues la radiación solar está fuertemente atenuada por la atmósfera en función de las condiciones climatológicas y también por el ángulo de incidencia de los rayos del sol sobre la superficie terrestre; esto último depende de la latitud y hora del día en función de la rotación terrestre; se debe tener en cuenta, además, que una gran parte de las horas del día no hay radiación, ya que es de noche.

Por lo tanto, se puede considerar el siguiente factor de conversión entre unidades de radiación solar y radiación equivalente a evapotranspiración: $1\text{ W/m}^2 \approx 0.0352\text{ mm/día}$. Se debe recalcar que esta

relación es de equivalencia y no de igualdad, pues se trata de dos magnitudes de distinta dimensión.

La Tabla 1 resume los modelos empíricos que se han comparado con los valores de evapotranspiración obtenidos experimentalmente. Los valores de temperatura media, mínima y máxima (T_m , $T_{\min}$, $T_{\max}$) están expresados en las siguientes ecuaciones en °C; mientras que la evapotranspiración, así como la radiación solar equivalente (ET_o , R_s), se han dado en mm/día para todos esos modelos.

Tabla 1. Modelos empíricos contrastados en este artículo. En la tercera columna se cita la referencia en la que se ha consultado el modelo.

Modelo	Ecuación	Referencia
Jensen y Haise (1963)	$ET_o = R_s(0.0252T_m + 0.078)$	Jensen y Haise (1963)
Stephens (1965)	$ET_o = R_s(0.0158T_m + 0.09)$	Azua-Barron <i>et al.</i> (2020)
Hargreaves y Samani (1985)	$ET_o = R_s \cdot 0.0023 \cdot (T_{\max} - T_{\min})^{1/2} \cdot (T_m + 17.8)$	Alexandris <i>et al.</i> (2008)
Abtew (1996)	$ET_o = 0.01786 \cdot R_s \cdot T_{\max}$	Azua-Barron <i>et al.</i> (2020)
Irmak <i>et al.</i> (2003)	$ET_o = -0.611 + 0.149 \cdot (2.451) \cdot R_s + 0.079 \cdot \frac{T_{\max} - T_{\min}}{2}$	Irmak <i>et al.</i> (2003)

Resultados

Evapotranspiración experimental frente a los modelos empíricos existentes

La Figura 2 representa el ajuste obtenido entre los datos experimentales ($n = 268$) y cada uno de los cinco modelos empíricos mencionados en el capítulo anterior siguiendo el esquema:

$$Y = mX \quad (3)$$

Tal que Y es el valor experimental obtenido en tanque evaporímetro para la ET_o (mm/día), y siendo X la predicción que arrojan cada uno de los cinco modelos para la ET_o (mm/día) en función de las variables (temperatura y radiación solar) medidas en cada caso. Un análisis preliminar de estos resultados basado en este procedimiento se puede encontrar en la bibliografía (Colimba-Limaico, Del Vigo, Chuquín-Farinango, & Rodríguez-Sinobas, 2022b).

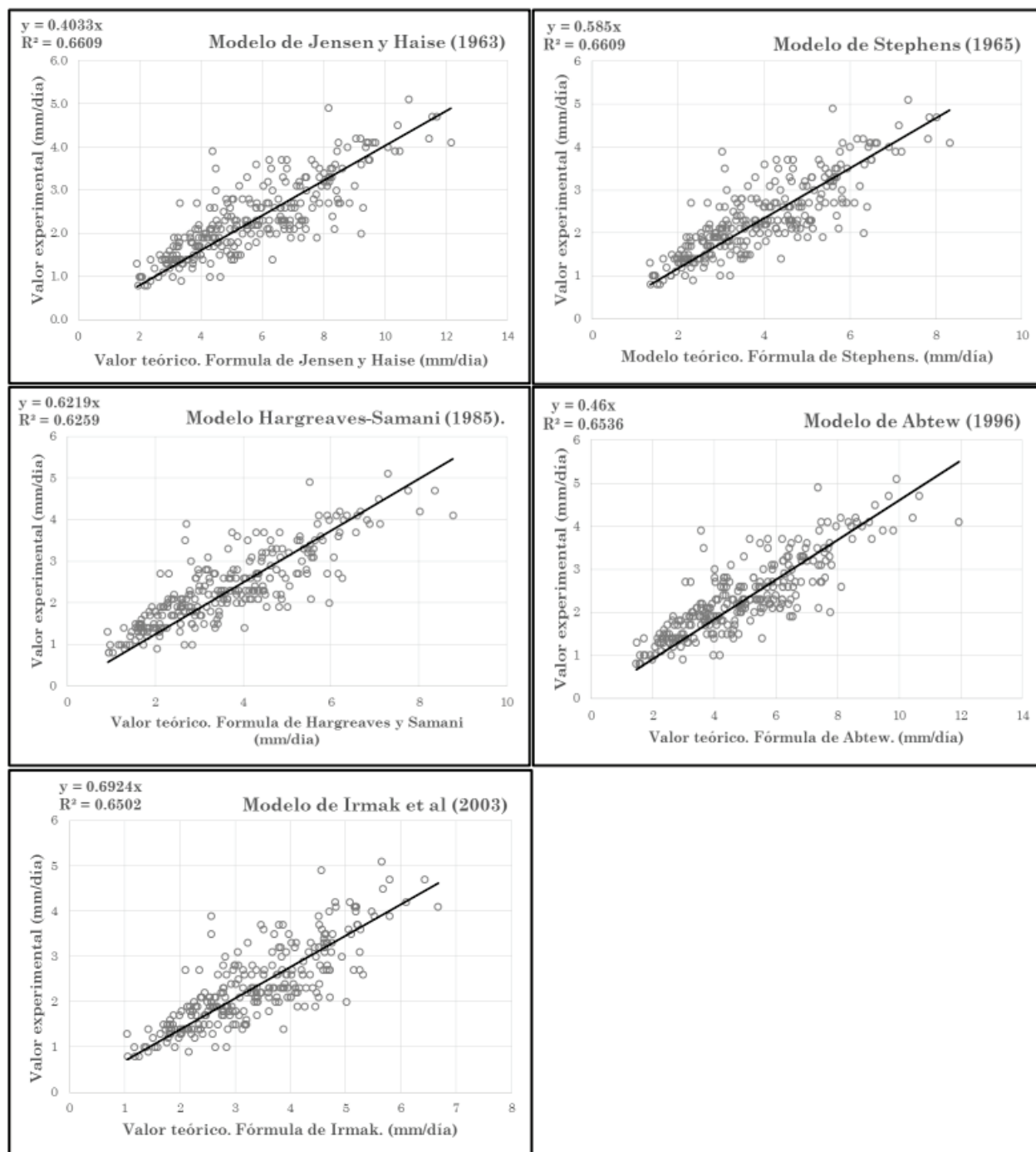


Figura 2. Contraste experimental de los cinco modelos empíricos. Se representa, en el eje-Y, el valor medido para la ETo (mm/día), y en el eje-X, la predicción para la ETo (mm/día) de cada uno de los cinco modelos empíricos contrastados.

La Tabla 2 resume los resultados obtenidos y la bondad del ajuste en función del coeficiente de correlación de Pearson. Se observa un ajuste aceptable en cada uno de los cinco casos, con un coeficiente de correlación en torno a $r \cong 0.80$ para todos ellos.

Tabla 2. Resultados para un ajuste $Y = mX$. Coeficiente de correlación entre los modelos empíricos y los datos experimentales.

	Jensen y Haise (1963)	Stephens (1965)	Hargreaves y Samani (1985)	Abtew (1996)	Irmak et al. (2003)
Línea de tendencia	$y = 0.40x$	$y = 0.58x$	$y = 0.62x$	$y = 0.46x$	$y = 0.65x$
Coeficiente- r	0.8130	0.8130	0.7911	0.8084	0.8063

En la Tabla 3 se muestra el resultado de un ajuste para los cinco modelos sobre una línea de tendencia con ordenada en el origen ($Y = mX + b$). Obviamente, al introducir un segundo parámetro en la función de aproximación, el coeficiente de correlación aumenta. A pesar de ello, hay que tener en cuenta que en una comparación adecuada de los datos experimentales (variable- Y) con los modelos empíricos (variable- X), la ordenada en el origen debería ser nula ($b = 0$), ya que no debería existir un valor para la ET_o experimental cuando los modelos empíricos contrastados predicen un valor de evaporación nulo. Como además el incremento del coeficiente de correlación al introducir la ordenada en el origen es muy pequeño (entre 1 y 4 %), se concluye que la aproximación inferida inicialmente a través del esquema $Y = mX$ es adecuada.

Tabla 3. Resultados para un ajuste $Y = mX + b$ entre los datos observados (eje- Y) y los cinco modelos de referencia (eje- X). Se muestra el coeficiente de correlación en cada caso.

	Jensen y Haise (1963)	Stephens (1965)	Hargreaves y Samani (1985)	Abtew (1996)	Irmak <i>et al.</i> (2003)
Línea de tendencia	$y = 0.34x + 0.41$	$y = 0.50x + 0.38$	$y = 0.48x + 0.62$	$y = 0.37x + 0.51$	$y = 0.63x + 0.23$
Coeficiente- r	0.8292	0.8269	0.8389	0.8361	0.8109

Influencia de las variables de estudio sobre la evapotranspiración

La Figura 3 representa la evapotranspiración de referencia obtenida experimentalmente (Eje- Y) frente a cada una de las magnitudes que se midieron cada jornada: T_m (temperatura media), $T_{\max}$ (temperatura máxima), $T_{\min}$ (temperatura mínima) y R_s (radiación solar). Se presenta también un gráfico en el que se compara la evaporación experimental con el valor promedio entre la temperatura máxima y mínima diaria $(T_{\max} - T_{\min})/2$, que es una variable de la que dependen los modelos de Irmak *et al.* (2003), y Hargreaves y Samani (1985). Esta figura ilustra, por tanto, la dependencia de la ET_o experimental respecto a cada una de las magnitudes de manera independiente.

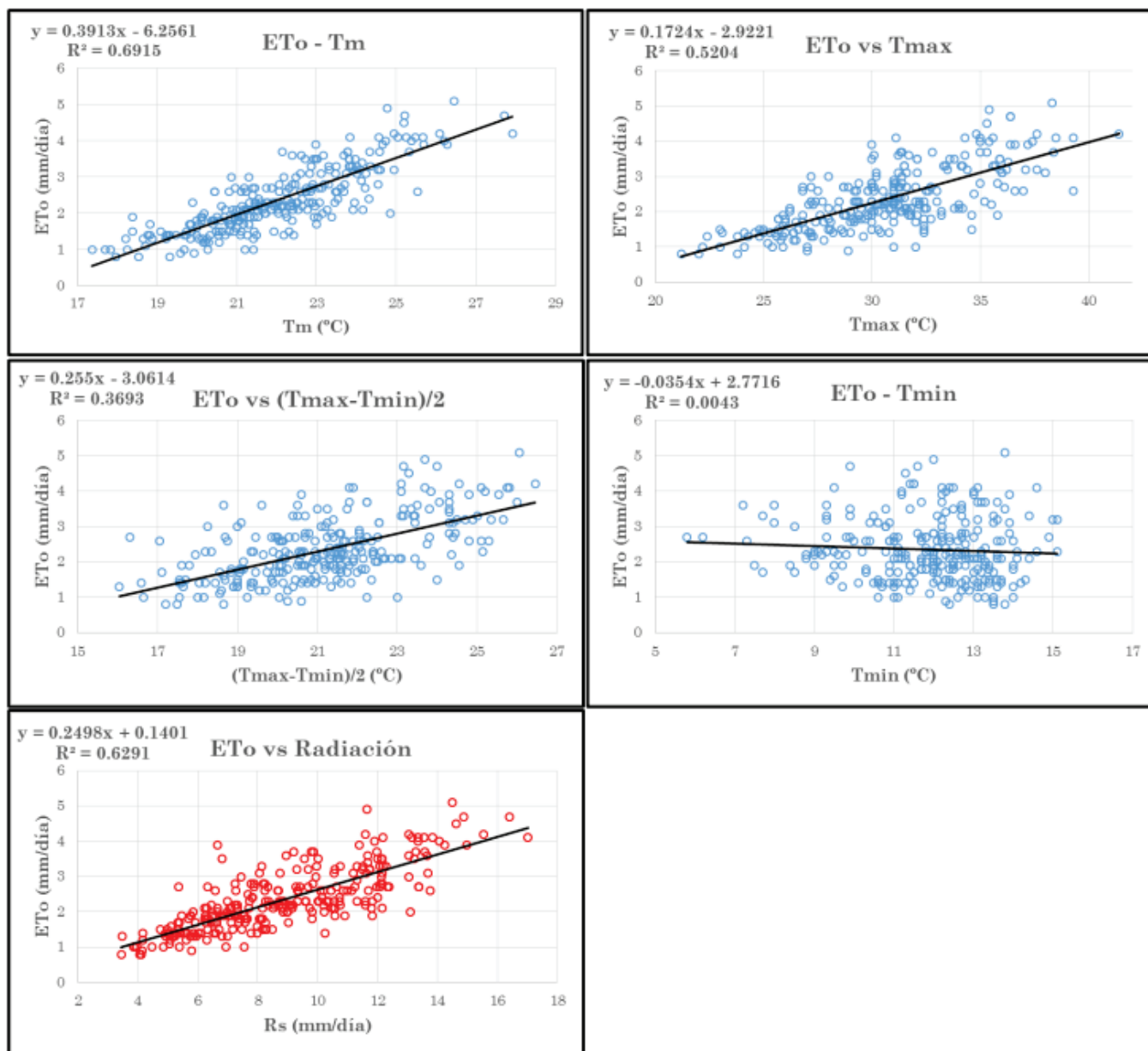


Figura 3. Datos experimentales. Evaporación (ETo , mm/día) frente a cada una de las variables que se han medido de forma independiente a diario: temperatura diaria media (T_m , °C), temperatura máxima (T_{max} , °C), temperatura mínima (T_{min} , °C), promedio entre las temperaturas máxima y mínima ($(T_{max}-T_{min})/2$, °C) y radiación solar (R_s , mm/día). Se observa que la correlación de la evapotranspiración es mayor frente a las variables temperatura media diaria (T_m) y radiación solar (R_s).

En la Tabla 4 se muestran los parámetros de los cinco ajustes. Se observa una correlación significativa entre los datos experimentales de la evaporación frente a la temperatura media diaria ($r = 0.8316$) y frente a la radiación solar ($r = 0.7932$). En tal sentido, un modelo empírico que represente una relación de proporción lineal entre la ET_o y estas dos magnitudes parece adecuado en esta zona. La correlación de la ET_o observada frente a la temperatura máxima también es alta ($r = 0.7214$), pero en un grado menor que respecto a las dos magnitudes mencionadas anteriormente. No parece tan adecuada, sin embargo, una proporción lineal entre la ET_o y el promedio $(T_{\max} - T_{\min})/2$, como propone el modelo de Irmak *et al.* (2003), pues en este caso el coeficiente de correlación es aproximadamente $r = 0.6$. Además, por inspección de la gráfica, tampoco se observa una tendencia de raíz cuadrada en este caso entre estas dos magnitudes, como propone en el modelo de Hargreaves y Samani. Por último, y como cabría esperar, la correlación entre la evaporación medida y las temperaturas mínimas registradas es inexistente ($r = 0.06$), ya que la temperatura mínima diaria no afecta prácticamente a este parámetro.

Por tanto, parece adecuado inferir para la ET_o en esta zona del ecuador un modelo lineal frente a las variables radiación solar y temperatura media diaria.

Tabla 4. Evapotranspiración de referencia (ET_o) obtenida experimentalmente frente a cada una de las magnitudes medidas cada día de forma independiente. Se muestra la línea de tendencia y el coeficiente de correlación en cada caso.

	ET_o T_m	ET_o $T_{\max}$	$ET_o -$ $(T_{\max} - T_{\min})/2$	ET_o $T_{\min}$	ET_o Radiación solar (R_s)
Línea de tendencia	$y = 0.39x - 6.26$	$y = 0.17x - 2.92$	$y = 0.25x + 3.06$	$y = -0.03x + 2.77$	$y = 0.25x + 0.14$
Coeficiente- r	0.8316	0.7214	0.6077	0.0655	0.7932

Modelo empírico propuesto

Siguiendo el razonamiento con el apartado anterior, se han elegido la temperatura media diaria (T_m) y la radiación solar (R_s) como variables independientes para la función evapotranspiración (ET_o), ya que son las dos magnitudes para las que se ha observado una mejor correlación lineal con la ET_o , según los datos que se han recogido. Se discriminan, por tanto, las variables temperatura máxima ($T_{\max}$), temperatura mínima ($T_{\min}$) y su promedio $(T_{\max} - T_{\min})/2$ que utilizan otros modelos empíricos, pues su correlación con la evapotranspiración de referencia es menor para los datos observados en esta zona. Con ello, se ha obtenido el siguiente modelo empírico por el método de la regresión lineal múltiple para la evapotranspiración en esta zona de estudio:

$$ET_o = 0.258 \cdot T_m + 0.111 \cdot R_s - 4.307 \quad (4)$$

La Tabla 5 muestra el error calculado para los coeficientes de esta ecuación en un intervalo de confianza del 95 %.

Tabla 5. Parámetros del modelo propuesto. El error está calculado para un 95 % de intervalo de confianza.

	a (mm/(día·°C))	b (adim)	c (mm/día)
Valor	0.258	0.111	-4.307
Error absoluto	0.025	0.017	0.442
Error relativo	9.7 %	15.3 %	10.2 %

La Figura 4 muestra el ajuste de los datos experimentales al modelo empírico propuesto en la Ecuación (4), según el esquema $Y = mX$; se representa en el eje-Y los datos experimentales, y en el eje-X los resultados que arroja el nuevo modelo empírico para la evaporación en esta zona. Se comprueba la bondad del ajuste a través del valor de la pendiente $m = 1.0014 \cong 1$. Hay que observar también que el coeficiente de correlación ($r = 0.8573$) es claramente superior a los que se han obtenido para los otros modelos.

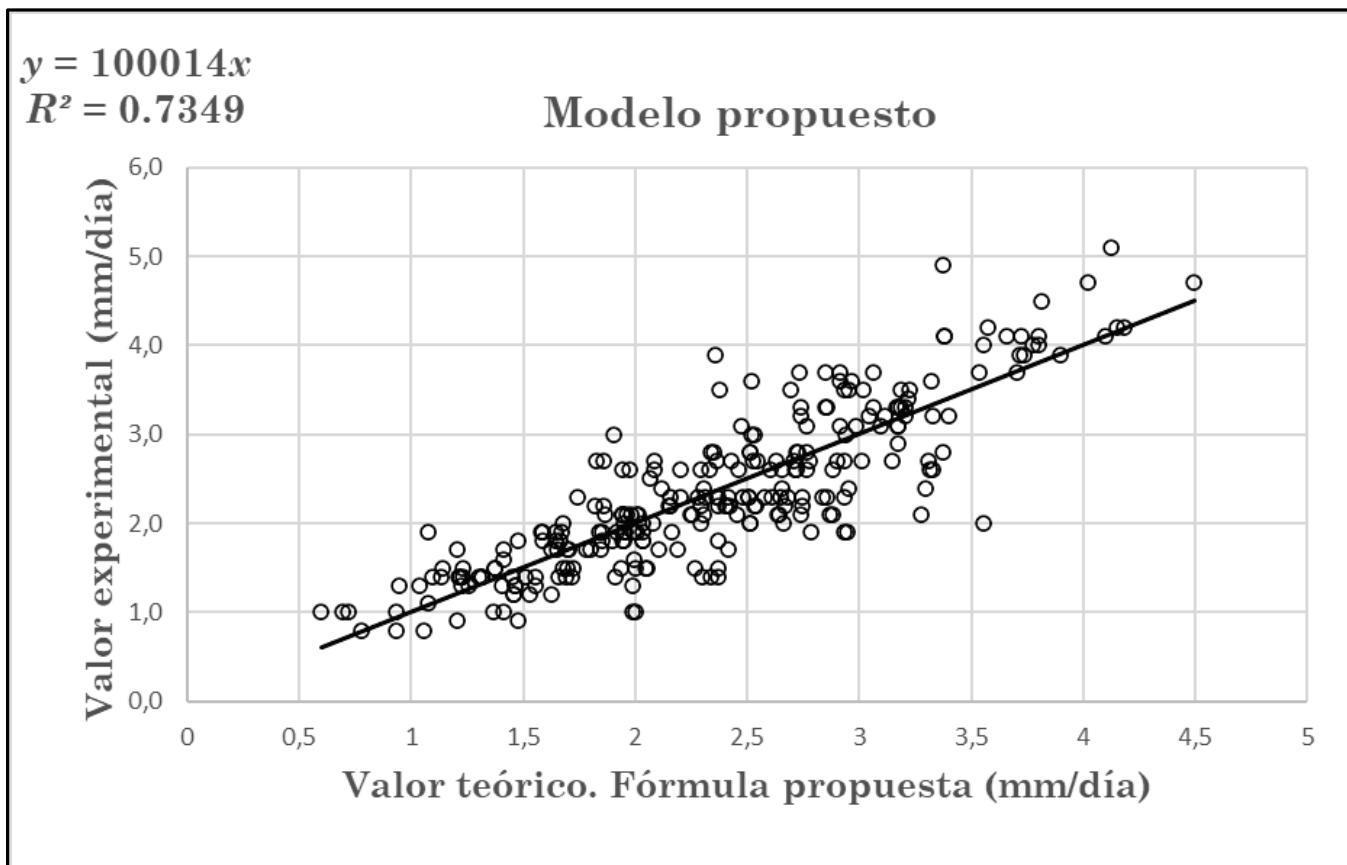


Figura 4. Ajuste del modelo propuesto a los datos experimentales obtenidos. Coeficiente de correlación $r = 0.8573$.

La Figura 5 muestra la gráfica en tres dimensiones del modelo propuesto para la ET_o como función de las dos magnitudes de las que depende: temperatura media (T_m) y radiación solar (R_s). La gráfica muestra el plano matemático que describe la Ecuación (4) de ajuste a los datos experimentalmente (cruces). La representación en el espacio euclídeo de estas tres magnitudes es la terna de coordenadas (T_m , R_s , ET_o). El vector normal al plano que define este modelo de aproximación es, por tanto $(-a, -b, 1) = (-0.258, -0.111, 1)$.

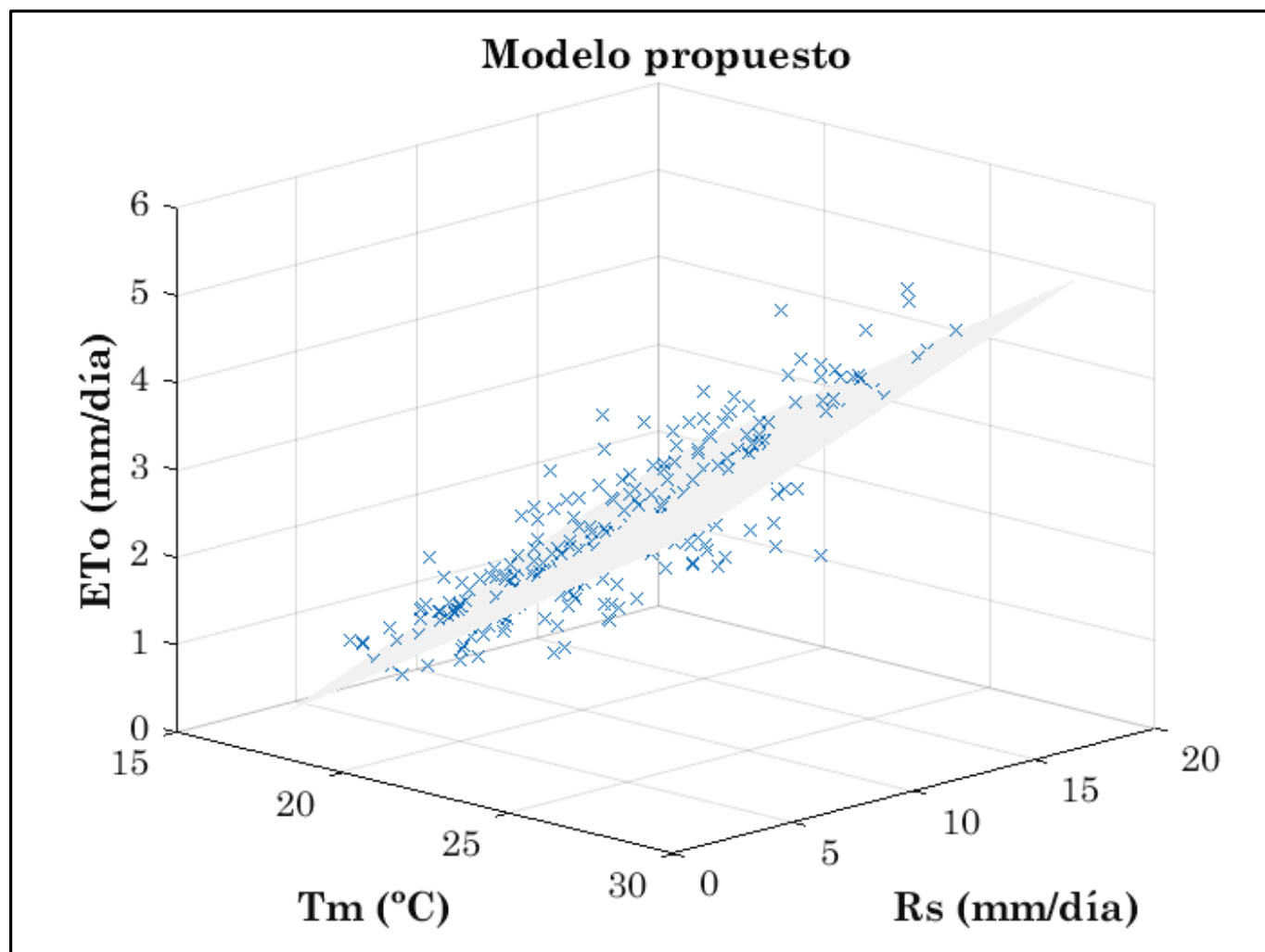


Figura 5. Regresión lineal múltiple. Modelo inferido experimentalmente para la ETo de esta zona frente a las magnitudes sobre las que se observa una mejor correlación: temperatura media (T_m) y radiación solar (R_s). Observar que el vector normal al plano que define su orientación es $(-0.258, -0.111, 1)$.

Discusión

Modelos empíricos contrastados

De los resultados obtenidos en este estudio se concluye que cualquiera de las cinco ecuaciones empíricas analizadas podría describir la evapotranspiración en esta zona de la República del Ecuador, atendiendo al alto nivel de correlación (aproximadamente un 80%) existente entre los datos experimentales y los cinco modelos analizados (Tabla 2). Los valores más altos del coeficiente de correlación se han obtenido para los dos modelos más antiguos, que son los de Jensen y Haise (1963), y Stephens (1965), para los que $r \cong 0.81$ en ambos casos. Sin embargo, las diferencias de este parámetro con respecto al calculado para los otros tres modelos es tan pequeña que no se puede concluir que las ecuaciones de Jensen y Haise, y Stephens puedan realizar predicciones significativamente mejores que las de cualquiera de los otros tres modelos empíricos.

La evaporación máxima diaria obtenida experimentalmente por cubeta de evaporación en estos ensayos ha sido de 5.1 mm/día. Se observa (Figura 2) que los modelos de Jensen y Haise (1963), y Abtew (1996) predicen valores para la evapotranspiración excesivos, que en algún caso superan los 10 mm/día, lo cual supone una tasa de evaporación del doble que la evaporación máxima obtenida en las observaciones realizadas. En esta línea, otros autores, como Aschale, Sciuto, Peres, Gullotta y Cancelliere (2022), también han reportado que el modelo de Jensen y Haise sobrestima la evapotranspiración en comparación con otros modelos empíricos y resultados experimentales. Hay que advertir además, que la pendiente obtenida para estos dos

modelos, según el ajuste de la Ecuación (3), es muy pequeña ($m \cong 0.4$), lo cual significa que los valores medidos experimentalmente para la *ETo* en esta región son muy inferiores a los que predicen los modelos de Abtew, y Jensen y Haise. Con base en este criterio, se debería discriminar el uso de estos dos modelos para la estimación de la *ETo* de referencia en la zona frente a los otros tres modelos que se han analizado en este artículo. Teniendo en cuenta además que la predicción para la evaporación máxima del modelo de Irmak *et al.* (2003) no alcanza los 7 mm/día, mientras que las de los modelos de Stephens (1965), y Hargreaves y Samani (1985) superan ampliamente los 8 mm/día, parece razonable proponer el uso de la ecuación de Irmak *et al.* (2003) para la predicción de la evapotranspiración en esta región del ecuador sobre cualquiera de los otros modelos analizados. Es necesario observar además que el valor de la pendiente en el ajuste sobre la Ecuación (3) para el modelo de Irmak *et al.* (2003) ($m = 0.65$) es el más alto de los cinco modelos estudiados; esto implica que la fórmula de Irmak *et al.* (2003) es la que menos sobrestima el valor de la *ETo* en esta región del ecuador, en virtud de los datos observados. No obstante, todos los modelos (incluido el de Irmak *et al.*, 2003) sobrestiman el valor de la *ETo* frente a los resultados experimentales, pues la pendiente en el ajuste de la Ecuación (3) es menor que la unidad en todos los casos. En concordancia con tal resultado, Zhang, Duan, Gao, Shen y Cai (2015) evaluaron la aplicabilidad de ocho modelos empíricos de evaporación para la región de Xinxiang (China), confirmando que el modelo Irmak *et al.* (2003) es también el más adecuado en su zona. No obstante, la capacidad predictiva de cada modelo depende mucho de las características climáticas de cada región, como ya se ha mencionado, lo que sugiere inferir un modelo empírico propio para cada zona.

Dependencia de la *ETo* respecto a las magnitudes analizadas

De los resultados que se muestran en la Figura 3, y que resume la Tabla 4, se deduce que los factores con una mayor correlación lineal respecto a la evaporación son la temperatura media diaria ($r = 0.83$) y la radiación solar ($r = 0.79$). En esta línea, otros autores, como Hargreaves y Samani (1982), Samani (2000), y Gao, Chen, Ren y Chen-Liao (2006), también han reportado que la temperatura media diaria y la radiación solar son los dos factores con mayor influencia sobre la *ETo* de referencia.

El siguiente factor a nivel de correlación con la *ETo* de referencia según este estudio sería la temperatura máxima registrada en cada jornada ($r = 0.72$). Desde un punto de vista físico, es lógico que la temperatura media diaria, y no la temperatura máxima registrada, sea un parámetro más influyente en la evaporación de agua en el suelo, pues un valor alto registrado para la temperatura máxima durante un momento del día no implica que la evaporación deba ser alta también a lo largo de toda la jornada; si las condiciones atmosféricas a lo largo del día cambian, puede disminuir la temperatura durante la mayor parte de horas del día, aumentando la humedad relativa del aire que está en contacto con el suelo y, por tanto, se reduce en gran medida la evaporación. De estos resultados también se deduce que la temperatura mínima diaria ($r = 0.065$) no afecta prácticamente a la *ETo*, pues normalmente estas temperaturas se alcanzan por la noche cuando la evaporación es mínima. En este sentido, se puede despreciar el efecto de la temperatura mínima diaria para la predicción de la evapotranspiración. Del mismo modo, se puede advertir que el promedio entre la temperatura máxima y mínima

diaria no alcanza un factor de correlación alto ($r = 0.61$), seguramente debido a que aquí también interviene un factor, como es la temperatura mínima, que no afecta en gran medida a la evaporación. Teniendo en cuenta dichos resultados, se ha propuesto un modelo empírico que tan solo depende (linealmente) de la temperatura media diaria y de la radiación solar, los dos factores más influyentes sobre la ET_o observada en este estudio.

Nuevo modelo empírico propuesto

El ajuste del modelo empírico inferido con los datos experimentales que se han medido para esta zona de la República del Ecuador es muy bueno. Como se muestra en la Figura 4, la pendiente de la recta de aproximación es prácticamente igual a la unidad; el coeficiente de correlación entre los dos ejes de este ajuste es alto ($r = 0.86$), y los errores que se han obtenido para los parámetros del modelo a través de la regresión lineal múltiple (Tabla 5) son aceptables para un intervalo de confianza estadístico del 95 %. El modelo empírico propuesto, considerando el error en los parámetros, vendría dado por la siguiente ecuación:

$$ET_o = (0.258 \pm 0.025) \cdot T_m + (0.111 \pm 0.017) \cdot R_s - (4.307 \pm 0.442) \quad (5)$$

Cuyas unidades son mm/día. Las unidades de los parámetros inferidos se pueden consultar en la Tabla 5.

Una estimación más precisa de la evapotranspiración en esta zona permite una mejor comprensión de los mecanismos que intervienen en el intercambio de agua entre la tierra y la atmósfera; la comprensión de

estos mecanismos es de gran importancia para la gestión agrícola y diseño de los riegos. Se concluye por tanto que con base en los datos de ajuste, el modelo propuesto en este artículo mejora la estimación de la evapotranspiración en esta zona del ecuador sobre los otros modelos ya publicados. El nuevo modelo propuesto de evaporación está siendo implementado en el modelo numérico de simulación de base física mencionado anteriormente (Del Vigo *et al.*, 2020; Del Vigo *et al.*, 2022b), con objeto de mejorar su capacidad predictiva en la dinámica del flujo y patrones de infiltración, y con ello optimizar la gestión del agua en los riegos de esta zona de Sudamérica.

Conclusiones

Como han apuntado algunos autores (Ahmadi & Fooladmand, 2008; Dimitrios, Samaras, & Konstantinos, 2014), la inferencia de modelos empíricos de evaporación a las condiciones climáticas locales reduce el error en la predicción de la *ET_o* de referencia; del mismo modo, en el caso de los modelos generales de evaporación, es necesario un ajuste (o calibración) a las condiciones locales para obtener una descripción adecuada de la evaporación en el sistema.

Del estudio desarrollado se concluye que los modelos empíricos contrastados se pueden utilizar para predecir la evapotranspiración de esta región de Sudamérica, a pesar de que todos ellos tienden a sobrestimar la *ET_o*. El hecho de que todos los modelos contrastados de la bibliografía sobrestimen el valor de la *ET_o* observada, también puede deberse a que la constante K_p utilizada en la Ecuación (1) en este estudio sea pequeña. En tal sentido, puede ser interesante explorar la posibilidad de estimar la *ET_o* en esta zona del ecuador utilizando un valor para la

constante del dispositivo sensiblemente superior a la que proponen Blanco y Folegatti (2003), y Macías (2009), es decir, $K_p > 1$, lo que representaría un efecto más acusado en la transpiración de la planta; ello puede ser compatible con las características climatológicas antes mencionadas de esta provincia del Ecuador.

Se ha observado también que las magnitudes de temperatura media diaria (T_m) y radiación solar (R_s) intervienen en mayor medida en la tasa de evapotranspiración diaria que otras magnitudes, como la temperatura máxima o mínima diaria ($T_{\max}$, $T_{\min}$). En consecuencia, se ha propuesto una fórmula empírica que ajusta de manera aceptable a los datos observados, y que tan solo depende linealmente de la temperatura media diaria y de la radiación solar. Se sugiere revisar los modelos empíricos de la bibliografía que dependen de la temperatura mínima diaria, pues como se ha visto en este estudio, es una variable poco influyente en la evaporación de agua en el suelo.

El modelo empírico propuesto está siendo implementado en el modelo numérico de base física que se ha desarrollado para el estudio de la filtración de agua en suelos (Del Vigo *et al.*, 2020) y que tiene capacidad para estudiar el flujo de agua absorbido a través de la raíz de la planta (Del Vigo *et al.*, 2022a). Este modelo ya se ha utilizado de forma exitosa para diseñar un calendario de riegos óptimo (Del Vigo *et al.*, 2022b) para el cultivo de tomate en invernadero en la provincia de Imbabura (República del Ecuador). La inclusión de dicha fórmula empírica para la ET_o en esta zona del Ecuador en el modelo de simulación permitirá mejorar las predicciones respecto a la filtración de agua en el suelo, patrones de infiltración y su posterior absorción por parte de la raíz de la planta, teniendo en cuenta la evapotranspiración que se produce en tal proceso. Con todo ello, se espera mejorar, finalmente, la gestión y el

diseño del riego por goteo en plantaciones de tomate en esta zona de Sudamérica, y por tanto, su producción agrícola, economizando el uso de agua.

Referencias

- Abtew, W. (1996). Evapotranspiration measurements and modeling for three wetland systems in South Florida 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 32(3), 465-473. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1996.tb04044.x>
- Ahmadi, S. H., & Fooladmand, H. R. (2008). Spatially distributed monthly reference evapotranspiration derived from the calibration of Thornthwaite equation: A case study, South of Iran. *Irrigation Science*, 26, 303-312. <https://doi.org/10.1007/s00271-007-0094-8>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- Alexandris, S., Stricevic, R., & Petkovic, S. (2008). Comparative analysis of reference evapotranspiration from the surface of rainfed grass in central Serbia, calculated by six empirical methods against the Penman-Monteith formula. *European Water*, 21(22), 17-28.
- Aschale, T. M., Sciuto, G., Peres, D. J., Gullotta, A., & Cancelliere, A. (2022). Evaluation of reference evapotranspiration estimation methods for the assessment of hydrological impacts of photovoltaic power plants in Mediterranean climates. *Water*, 14(14), 2268. <https://doi.org/10.3390/w14142268>

- Azua-Barron, M., Arteaga-Ramirez, R., Vázquez-Peña, M. A., & Quevedo-Nolasco, A. (2020). Calibration and evaluation of mathematical models to calculate reference evapotranspiration in greenhouses. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(1), 125-137. <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i1.1906>
- Blanco, F., & Folegatti, M. (2003). Evapotranspiration and crop coefficient of cucumber in greenhouse. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 7, 285-291. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662003000200017>
- Catalán, V., Sánchez, C., Villa, C., Inzunza, I., & Mendoza, M. (2007). *Programa para calcular las demandas de agua y calendarizar el riego de los cultivos (Folleto Técnico 7)*. Gómez Palacio, México: Centro de Estudios e Investigaciones para el Desarrollo Docente-Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (CENID-RASPA-INIFAP).
- Colimba-Limaico, J. E., Zubelzu-Minguez, S., & Rodríguez-Sinobas, L. (2022a). Optimal irrigation scheduling for greenhouse tomato crop (*Solanum lycopersicum* L.) in Ecuador. *Agronomy*, 12(5), 1020. <https://doi.org/10.3390/agronomy12051020>

- Colimba-Limaico, J. E., Del Vigo, Á., Chuquín-Farinango, L. M., & Rodríguez-Sinobas, L. (octubre, 2022b). *Contraste experimental de modelos empíricos de evapotranspiración dependientes de la temperatura y radiación solar. Resultados preliminares*. VII Congreso Nacional de Riego Drenaje y Biosistemas, Teziutlán, Mexico. Recuperado de https://www.riego.mx/congresos/comeii2022/assets/docs/ProtPonencias/PDF_Extenso/22009_Javier_Colimba_Limaico_extenso.pdf
- Del Vigo, Á., Zubelzu, S., & Juana, L. (2019). *Soluciones analíticas aproximadas bajo hipótesis de Green-Ampt desde fuentes semiesférica y circular en superficie*. Jornadas Ingeniería del Agua (JIA). Toledo, España. Recuperado de https://oa.upm.es/65070/1/INVE_MEM_2019_324240.pdf
- Del Vigo, Á., Zubelzu, S., & Juana, L. (2020). Numerical routine for soil water dynamics from trickle irrigation. *Applied Mathematical Modelling*, 83, 371-385. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2020.01.058>
- Del Vigo, Á. (2020). *Simulación del flujo del agua en el suelo en riego por goteo superficial, soluciones analíticas aproximadas, caracterización del suelo y diseño de los riegos* (tesis doctoral). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España. <https://doi.org/10.20868/UPM.thesis.63840>
- Del Vigo-García, Á., Juana-Sirgado, L., & Rodríguez-Sinobas, L. (2022a). Modelo numérico de simulación del flujo de agua en el suelo afectado por la absorción de la raíz. *Ingeniería del Agua*, 26(1), 37-46. <https://doi.org/10.4995/ia.2022.16531>

- Del Vigo, Á., Colimba, J., Juana, L., & Rodríguez-Sinobas, L. (2022b). Numerical model for the simulation of soil water flow under root-absorption conditions. Application to tomato plant crop. *Irrigation Science*, 41(1), 141-154. <https://doi.org/10.1007/s00271-022-00806-x>
- Del Vigo, Á. (2023). Flujo de agua en el suelo bajo condiciones de simetría radial. Contraste entre modelos. *Ingeniería del Agua*, 27(3), 169–181. <https://doi.org/10.4995/ia.2023.19290>
- Dimitrios, A., Samaras, A. R., & Konstantinos, T. (2014). Evaluation of radiation-based reference evapotranspiration models under different Mediterranean climates in central Greece. *Water Resources Management*, 28(1), 207-225. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0480-3>
- Dingman, S. L. (2015). *Physical hidrology* (3rd ed.). Long Grove, USA: Waveland Press.
- Gao, G., Chen, G. Y., Ren, Y., & Chen-Liao, Y. M. (2006). Spatial and temporal variations and controlling factors of potential evapotranspiration in China in 1956-2000. *Journal of Geographical Sciences*, 16(1), 3–12. <https://doi.org/10.1007/s11442-006-0101-7>
- GAD Natabuela, Gobierno Autónomo Descentralizado (GAD) de San Francisco de Natabuela. (2016). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial*. Natabuela, Ecuador: Gobierno Autónomo Descentralizado (GAD) de San Francisco de Natabuela.
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1982). Estimating potential evapotranspiration. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 108(3), 225-230. <https://doi.org/10.1061/JRCEA4.0001390>

- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96-99. <https://doi.org/10.13031/2013.26773>
- Hidalgo, F. (2019). *Determinación de los requerimientos hídricos óptimos del tomate (Solanum lycopersum L.) mediante el cálculo de la evapotranspiración y Kc en la zona de Morache* (tesis de grado). Universidad Estatal de Quevedo, Quevedo, Ecuador.
- Irmak, S., Irmak, A., Allen, R. G., & Jones, J. W. (2003). Solar and net radiation-based equations to estimate reference evapotranspiration in humid climates. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 129(5), 336-347. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2003\)129:5\(336\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2003)129:5(336))
- Jensen, M. E., & Haise, H. R. (1963). Estimating evapotranspiration from solar radiation. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 89(4), 15-41. <https://doi.org/10.1061/JRCEA4.0000287>
- Macías, R. (2009). *Estimación de la evapotranspiración del cultivo y requerimientos hídricos del tomate (Solanum lycopersicum Mill. Cv. El Cid) en invernadero* (tesis de maestría). Instituto Politécnico Nacional, Jiquilpan, México.
- Samani, Z. (2000). Estimating solar radiation and evapotranspiration using minimum climatological data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126(4), 265-267. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2000\)126:4\(265\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2000)126:4(265))
- Schwartzman, M., & Zur, B. (1986). Emitter spacing and geometry of wetted soil volume. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112, 42-253. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1986\)112:3\(242\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1986)112:3(242))

- Senagua, Secretaría Nacional del Agua. (2019). *Plan Nacional de Riego y Drenaje 2019–2027*. Quito, Ecuador: Secretaría Nacional del Agua.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M., & Šejna, M. (2006). *The HYDRUS software package for simulating the two- and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Technical manual* (version 1.0). Praga, República Checa: PC Progress.
- Sivisaca, J. (2013). *Efecto de tres frecuencias de riego por goteo en la producción del cultivo de fréjol (Phaseolus vulgaris L.), según la evaporación del tanque evaporímetro Clase A* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador.
- Stephens, J. C. (1965). Discussion of "Estimating evaporation from insolation". *Journal of the Hydraulics Division*, 91(5), 171-182. <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0001310>
- Zapatta, A., & Gasselin, P. (2005). *El riego en el Ecuador: problemática, debate y políticas*. Quito, Ecuador: Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas.
- Zhang, Q., Duan, A. W., Gao, Y., Shen, X. J., & Cai, H. J. (2015). Comparative analysis of reference evapotranspiration estimation methods using temperature data. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Machinery*, 46(2), 104-109.

**Pronóstico hidrológico en la cuenca de Misantla
(México) mediante el uso del filtro de Kalman discreto**
**Hydrological forecast in the Misantla basin (Mexico)
using the discrete Kalman filter**

Ricardo Pérez-Indoval¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-7661-8384>

Rabindranarth Romero-López², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8704-9744>

Rafael Díaz-Sobac³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0582-0898>

¹Universitat Politècnica de Valencia (UPV), Valencia, Valencia, España/
Universidad de las Américas de Puebla (UDLAP), Cholula, Puebla, México/
Universidad Anáhuac, Xalapa, Veracruz, México, hidroindoval@gmail.com

²Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México, rabromero@uv.mx

³Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México, radiaz@uv.mx

Autores para correspondencia: Ricardo Pérez-Indoval,
hidroindoval@gmail.com y Rabindranarth Romero-López,
rabromero@uv.mx

Resumen

En México, los eventos de precipitación extrema han aumentado en los últimos años, especialmente en el sur, generando cambios abruptos en los caudales de los ríos e inundaciones graves. La información hidrológica es fundamental para gestionar avenidas, presas y desastres. Para predecir los caudales, se utilizan métodos como redes neuronales, inteligencia artificial y técnicas de asimilación de datos, entre ellas el filtro de Kalman discreto (FKD). Este filtro realiza estimaciones estocásticas mediante un algoritmo de corrección; proporciona estimaciones lineales no sesgadas con mínima varianza a partir de datos ruidosos, y actualiza el sistema con cada nueva observación. Su eficacia en hidrología ha sido probada en varios estudios. Este trabajo implementa el FKD en una cuenca del Golfo de México para predecir caudales y evalúa dos funciones de respuesta: el hidrograma unitario instantáneo (HUI) y el modelo de tanque lineal (TL). Durante el análisis de 20 avenidas en 1987, se detectó una avenida extrema en septiembre, con un caudal de 271.6 m³/s. Los resultados mostraron que el HUI fue más preciso que el TL, especialmente en las avenidas. Dicho comportamiento se debe tanto a la naturaleza de las funciones de respuesta como a las ecuaciones del filtro de Kalman, que mejoran la estimación de errores y la representación de procesos estocásticos. En conclusión, el FKD con estas funciones es eficiente para la predicción de caudales.

Palabras clave: previsión hidrológica, inundación, escorrentía, modelo matemático, proceso estocástico, México.

Abstract

In Mexico, extreme precipitation events have increased in recent years, especially in the south, causing abrupt changes in river flows and severe flooding. Hydrological information is essential for managing floods, dams, and disasters. To predict river flows, methods like neural networks, artificial intelligence, and data assimilation techniques, including the Discrete Kalman Filter (DKF), are used. This filter performs stochastic estimations through a correction algorithm, providing unbiased linear estimates with minimal variance from noisy data, and updates the system with each new observation. Its effectiveness in hydrology has been proven in several studies. This work implements the DKF in a watershed in the Gulf of Mexico to predict flows, evaluating two response functions: the Instantaneous Unit Hydrograph (IUH) and the Linear Tank Model (TL). During the analysis of 20 flood events in 1987, an extreme flood in September was detected, with a flow of 271.6 m³/s. The results showed that the IUH was more accurate than the TL, especially during flood events. This behavior is attributed to both the nature of the response functions and the Kalman filter equations, which improve error estimation and the representation of stochastic processes. In conclusion, the DKF with these functions is efficient for flow prediction.

Keywords: Hydrological forecasting, floods, Runoff, mathematical models, stochastic processes, Mexico.

Recibido: 15/10/2024

Aceptado: 14/06/2025

Publicado *ahead of print*: 11/07/2025

Versión final: 01/03/2026



Introducción

En los últimos años, a nivel global se ha observado una intensificación de los eventos de precipitación extrema, caracterizada por un incremento significativo en la frecuencia y magnitud de estos fenómenos. En México, especialmente en las zonas sur del país, estos cambios extremos pueden generar cambios repentinos en el caudal de los ríos y provocar inundaciones (Brody, Peacock, & Gunn, 2012; Vargas & Magaña, 2020). Contar con información hidrológica sobre el comportamiento del caudal se convierte en una herramienta necesaria para el control de avenidas, administración de presas y la gestión del riesgo de desastres. Se han utilizado diferentes métodos matemáticos para la predicción de dicho caudal en la hidrología, como las redes neuronales, inteligencia artificial, y los métodos de asimilación de datos, como los filtros del Kalman. En cuanto al filtro de Kalman discreto (FKD), consiste es una herramienta matemática que puede usarse para la estimación estocástica, desarrollado por Kalman (1960).

El filtro de Kalman es un conjunto de ecuaciones matemáticas que calculan de forma recursiva estimaciones lineales no sesgadas y con varianza mínima para el estado de un sistema utilizando datos con ruido (Jazwinski, 1970). La metodología del filtro de Kalman (FKD) se basa en un algoritmo de proyección-corrección, el cual permite pronosticar el nuevo estado del sistema y luego corregir la proyección inicial mediante la incorporación de la medición actualizada Kalman (1960). Este proceso iterativo mejora la precisión de las estimaciones a medida que se reciben nuevas observaciones. El algoritmo consta de dos etapas principales: la predicción, donde se estima el estado futuro del sistema a partir del

modelo dinámico y la información previa, y la corrección, que ajusta esta predicción utilizando la medición obtenida y el cálculo del error de predicción Kalman (1960). A través de tal enfoque, el filtro de Kalman optimiza la estimación del estado del sistema al minimizar el error cuadrático medio entre el estado estimado y el real, lo que lo convierte en una herramienta potente para la estimación estocástica en contextos como el pronóstico de caudales en cuencas hidrográficas (Ahsan & O'Connor, 1994).

Desde que Kalman (1960) describió su técnica de filtración (asimilación), se ha aplicado a muchos fenómenos y sistemas, como a la determinación de órbitas en navegación y en otros usos aeroespaciales; la predicción del tiempo en meteorología; problemas de circulación del océano; en la geomecánica para el análisis de la seguridad en las estructuras, y en las cimentaciones del suelo. Una visión general de las diversas aplicaciones del filtro de Kalman se puede encontrar en los trabajos de Sorenson (1985).

La diversidad de aplicaciones del filtro de Kalman refleja su naturaleza genérica. El punto de vista recursivo lo hace un método dinámico que permite el estudio de cambios en la respuesta del modelo con el tiempo, pues el estado del sistema es actualizado en cada paso de tiempo con la adquisición de nuevas observaciones (Maxwell, Jackson, & McGregor, 2018).

Según Valdés, Velázquez y Rodríguez-Iturbe (1980), en las cuencas hidrográficas, las medidas representativas y los puntos de interés están dinámicamente relacionados con las características físicas y biológicas predominantes del área. Utilizando esta información, se puede modelar el comportamiento de un fenómeno específico para obtener pronósticos de caudal a corto plazo. Por ejemplo, Piadeh, Behzadian y Alani (2022)

destacan que el monitoreo en tiempo real de las cuencas permite mejorar la precisión en los pronósticos hidrológicos. Asimismo, Chen *et al.* (2021) demuestran que el uso de modelos integrados de cuencas, combinados con nuevas tecnologías de recolección de datos, facilita una mejor estimación de los caudales en zonas de alto riesgo.

Así, esta herramienta matemática del filtro de Kalman ha sido empleada en diversos campos de la investigación de la hidrología, desde Europa (Mazzoleni, Alfonso, Chacon-Hurtado, & Solomatine, 2015; Todaro, D’Oria, Tanda, & Gómez-Hernández, 2022) y el Medio Oriente (Gong *et al.*, 2023; Şen, 1991; Sun *et al.*, 2023) hasta llegar a México (Alvarado-Hernández, Ibáñez-Castillo, Ruiz-García, González-Leiva, & Vázquez-Peña, 2020; González-Leiva, Ibáñez-Castillo, & Valdés, 2015; Morales-Velázquez, Aparicio, & Valdés, 2014; Nárvaez-Ortiz, Ibáñez-Castillo, Arteaga-Ramírez, & Vázquez-Peña, 2022), donde los investigadores lo han utilizado ampliamente para la predicción de caudales en cuencas.

El objetivo de este trabajo es aplicar la metodología del filtro de Kalman discreto (FKD) en una cuenca del Golfo de México para la predicción de caudales. La novedad del estudio radica en la implementación de dos funciones de respuesta: el hidrograma unitario instantáneo (HUI) y el modelo de tanque lineal (TL), lo que permitirá evaluar y comparar su desempeño en la estimación de los caudales a corto plazo en esta región.

Materiales y métodos

En este estudio se realizaron una serie de pasos para la conformación del algoritmo del FKD: 1) elegir la zona de estudio; 2) recopilar la información hidrológica (precipitación y gasto de las estaciones de la cuenca); 3) analizar los datos para obtener la lluvia efectiva mediante la construcción de las curvas de índice de infiltración media. Una vez obtenida la información hidrológica de estos dos pasos se procederá a 4) implementar las dos funciones de respuesta que requiere el modelo, para la 5) la conformación del algoritmo del FKD con las ecuaciones de estado y de medición que representan al modelo estocástico. Por último, 6) la validación del modelo a través de coeficiente de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970), media, desviación estándar y coeficiente de correlación. Para sintetizar la metodología empleada en el estudio, se elaboró un diagrama que se presenta en la Figura 1, el cual ilustra el proceso de conformación del filtro de Kalman discreto en la cuenca de Misantla, México.



Figura 1. Diagrama metodológico.

Zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en la cuenca del río Misantla, ubicada en la zona montañosa central del estado de Veracruz, México (Figura 2). Dicha cuenca abarca una extensión de 585 km² y se extiende por 12 municipios en el estado de Veracruz. Se sitúa en las regiones fisiográficas de la sierra de Chiconquiaco, llanuras y lomeríos (INEGI, 2024). La sierra de Chiconquiaco se caracteriza por unidades topográficas abruptas y extensas, que de forma gradual se cambian hacia áreas de lomeríos y colinas redondeadas (Medina-Chena, Salazar-Chimal, & Álvarez-Palacios, 2010). La topografía de la cuenca es altamente variable, con altitudes que oscilan desde el nivel del mar hasta los 2 680 m.s.n.m. (INEGI, 2024).

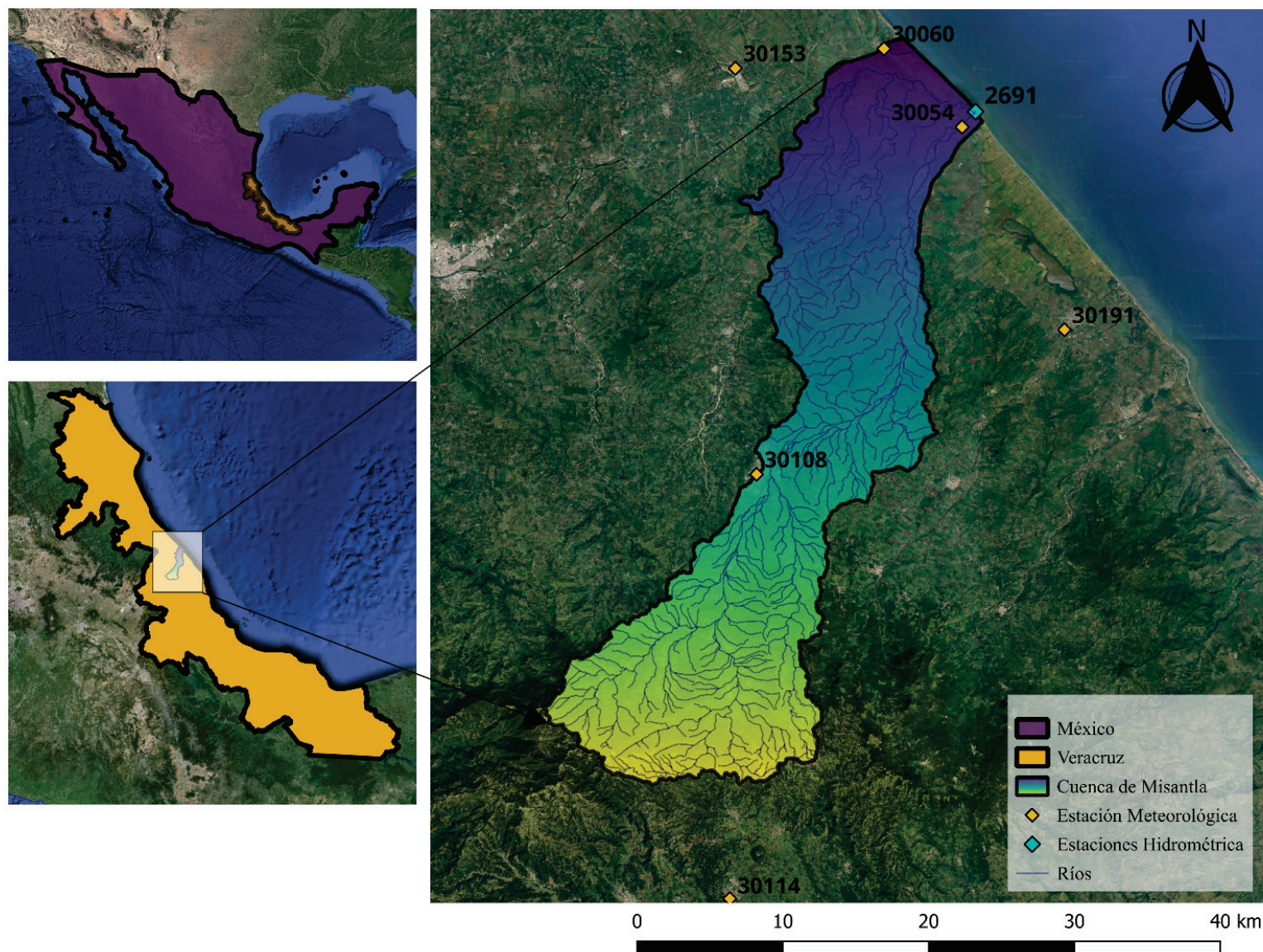


Figura 2. Mapa de la cuenca de Misantla, Veracruz (México), donde se muestran la ubicación de la estación meteorológica y las estaciones hidrométricas utilizadas.

La cuenca está compuesta por diversos ríos y escurrimientos, entre ellos destaca el río Palmas —antes conocido como río Grande— y el río Palchán. Estos dos cuerpos de agua se unen para formar el río Misantla,

el cual da nombre a la cuenca, para finalmente desembocar al Golfo de México a través de Barra de Las Palmas. La temperatura máxima promedio en la región es de 33.0 °C, mientras que la mínima es de 22.8 °C. Además, la precipitación anual acumulada es de 1 662 mm (Conagua, 2024).

Información hidrometeorológica

Una vez recopilada toda la información de las estaciones cercanas a la cuenca de Misantla, se seleccionaron aquellas estaciones que contaban con series de datos completos. Dicha información fue obtenida de las bases de datos de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Conagua, 2024) y de los boletines publicados de la Comisión Federal de Electricidad (CFE). Estas seis estaciones meteorológicas son las siguientes: El Raudal (30054), Misantla (30108), Naolinco de Victoria (30114), Vega de la Torre (30191), San Rafael (30153) y Fanal de Nautla (30060). Se seleccionó una estación hidrométrica ubicada en el punto de salida de la cuenca de Nautla. Dicha estación hidrométrica es El Raudal (30054). El periodo seleccionado, correspondiente al año 1987, se eligió debido a la coincidencia de los datos disponibles y a que en dicho año la cuenca fue aforada, lo que permitió obtener mediciones precisas y representativas del comportamiento hidrológico de la región; mismo periodo de la simulación. Cabe destacar que 1987 coincidió con un evento del fenómeno El Niño, el cual tuvo un impacto significativo en los patrones climáticos de México. En la Figura 3 se representa la precipitación efectiva calculada y el gasto registrado en la estación hidrométrica (El Raudal). En la Figura 3 se puede observar que existen diferentes avenidas en un plazo de un año. Tales avenidas se analizaron para el posterior análisis hidrológico.

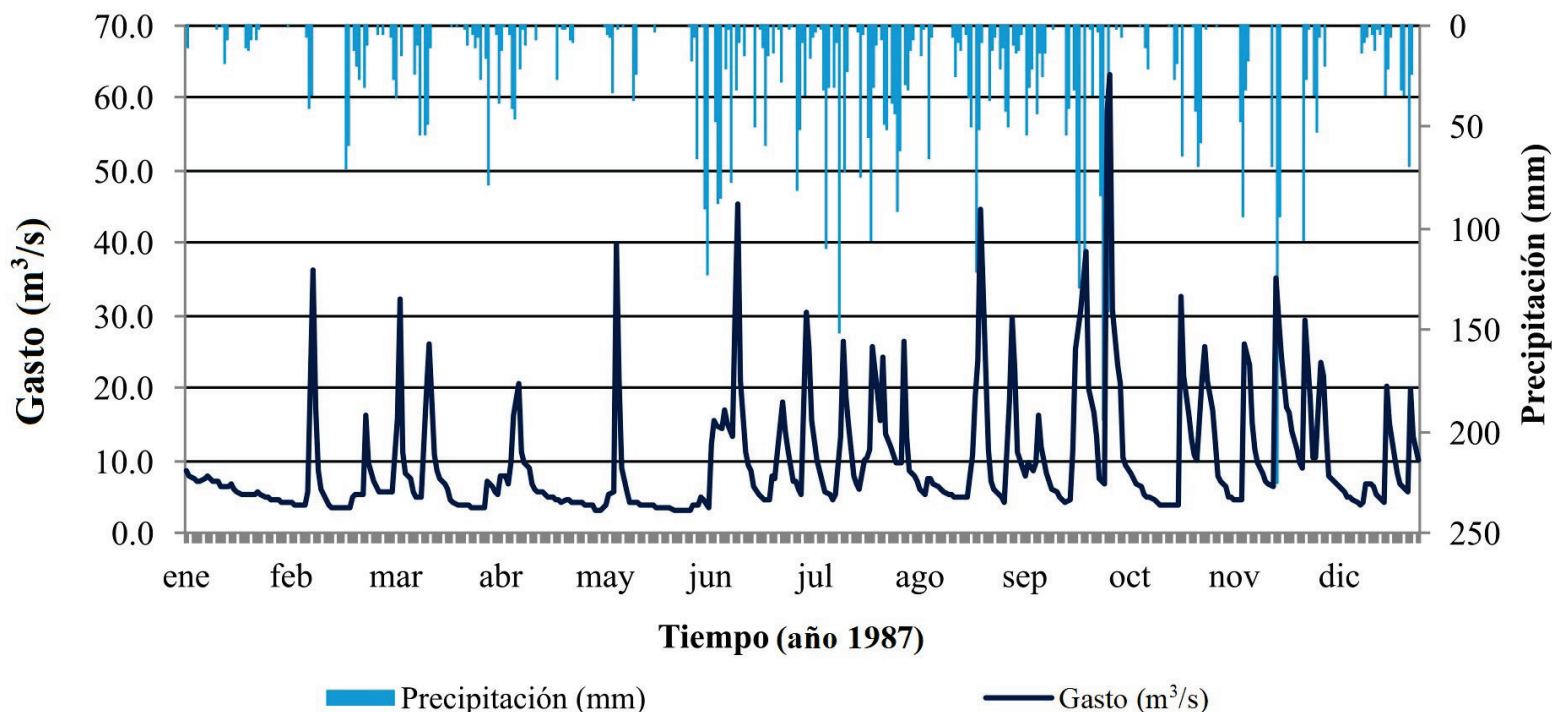


Figura 3. Datos hidrometeorológicos diarios de la cuenca de Misantla en 1987. La línea azul celeste representa las precipitaciones y la línea azul marino el caudal.

Curvas índice vs. índice de infiltración media (Φ)

Para construir las curvas IPA vs. Φ fue necesario detectar las avenidas en el periodo de simulación. Tal detección fue a criterio del incremento del caudal en un determinado tiempo. Se detectaron 26 avenidas en 1987. La Figura 4 representa las curvas IPA vs. Φ , las cuales fueron elaboradas considerando los registros de precipitación efectiva y del escurrimiento en las estaciones hidrométricas. Las consideraciones para la construcción de estas curvas fueron para aquellos casos en los que alguna estación no

registró; la precipitación media se obtuvo con base en un promedio aritmético, mientras que en aquellos casos donde todas las estaciones contaron con registro de precipitación de forma simultánea, se obtuvo por medio de polígonos de Thiessen.

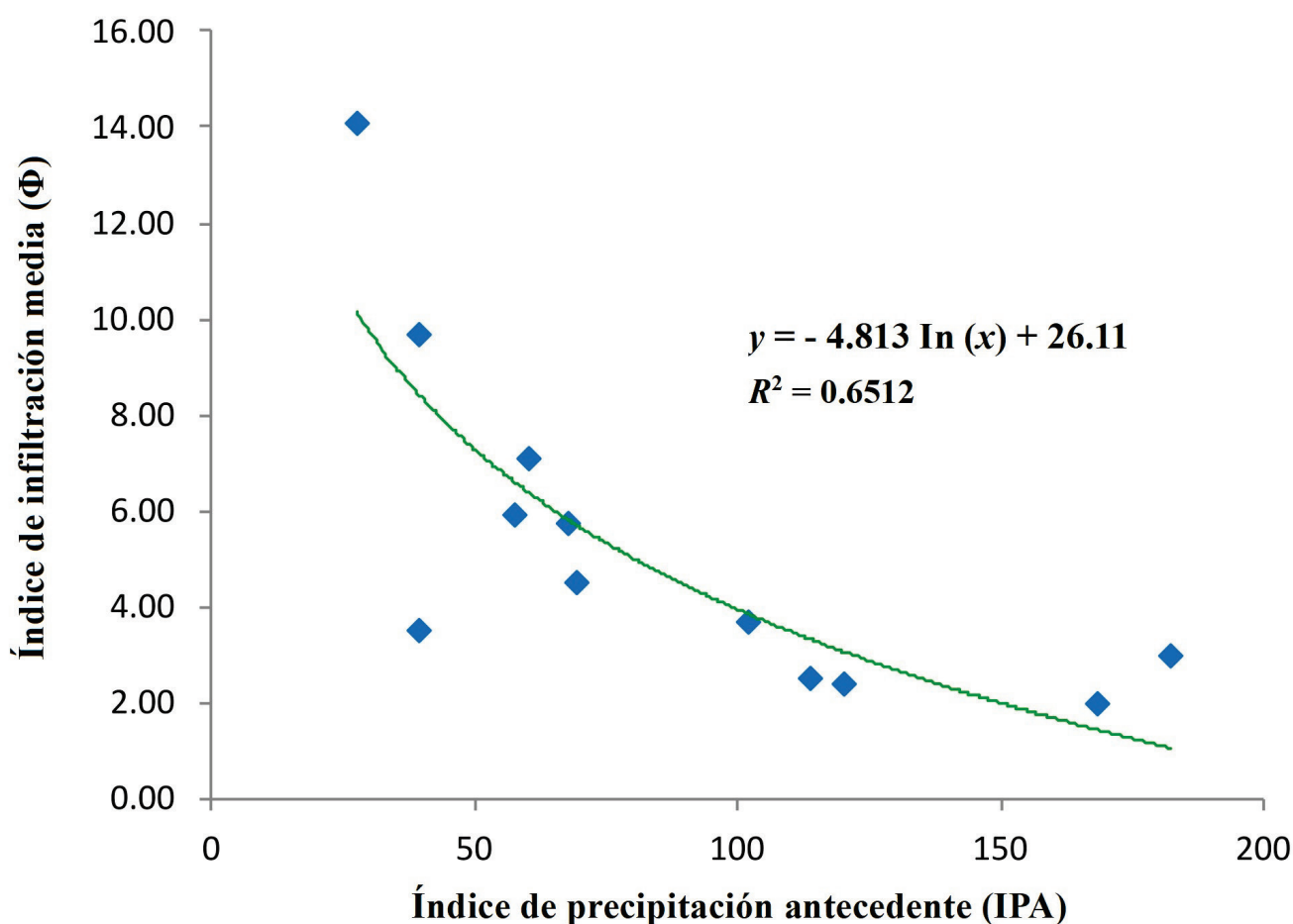


Figura 4. Curvas IPA vs. ϕ de la cuenca de Misantla.

Al calcular la precipitación media en la cuenca, se procede a calcular el IPA correspondiente; este criterio relaciona el índice de infiltración media Φ con las condiciones de humedad del suelo y es útil para

problemas de predicción de avenidas a corto plazo. Las condiciones de humedad del suelo se representan mediante el índice de precipitación antecedente IPA definido en la Ecuación (1)

$$IPA_{j+1} = K \cdot IPA_j + P_j \quad (1)$$

Donde:

P = precipitación total

K = constante que refleja la disminución de la humedad a lo largo del tiempo, cuyo valor se puede asignar como 0.85

Adaptación del algoritmo del filtro de Kalman discreto (FKD) a la hidrología

En una primera fase se optó por emplear la función de respuesta del hidrograma unitario instantáneo (HUI) para calcular los caudales de entrada a la cuenca Misantla, siguiendo el método descrito por Morales-Velázquez *et al.* (2014). Para ilustrar tal metodología, se presenta un hietograma de precipitación efectiva, como se muestra en la Figura 5, el cual genera un hidrograma utilizando el HUI. En el siguiente apartado se explicarán las ecuaciones relacionadas con la conformación del algoritmo del filtro de Kalman discreto. A continuación, se propone utilizar una segunda función de respuesta, conocida como modelo de tanque lineal (TL). Este modelo, propuesto por Masami (Sugawara, 1984), calcula el escurrimiento relacionando el área de almacenamiento del río con un número de recipientes de almacenamiento. La incorporación de estas dos funciones permitirá comprender el funcionamiento del FKD y hacer una

comparación para determinar cuál de las funciones representa mejor los caudales máximos o las avenidas.

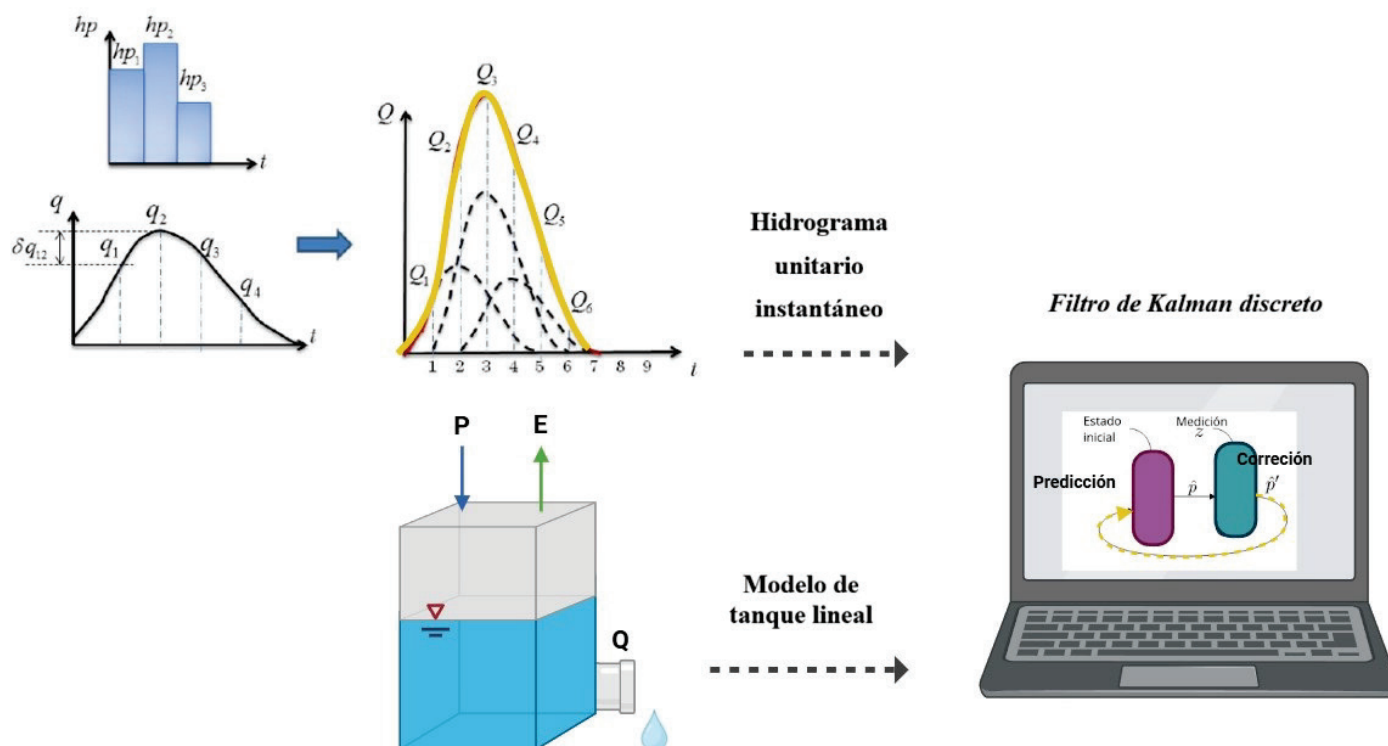


Figura 5. Diagrama que ilustra la conformación de las dos funciones de respuesta utilizadas en el filtro de Kalman discreto (FKD): el hidrograma unitario instantáneo (HUI) y el modelo de tanque lineal (TL).

El propósito de comparar las dos funciones, HUI y TL, es evaluar y seleccionar la función de respuesta más adecuada para modelar los eventos extremos de caudal en la cuenca, lo cual es crucial para mejorar la precisión de las predicciones hidrológicas y la gestión de riesgos asociados con el agua. Es la primera vez que se utilizan estas dos técnicas en conjunto para la evaluación de los caudales en la cuenca de Misantla mediante el filtro de Kalman discreto (FKD).

Adaptación del algoritmo del filtro de Kalman discreto (FKD) a la hidrología

Las variables a estimar mediante la aplicación del algoritmo del FKD serán los incrementos entre las ordenadas de la función de respuesta de la cuenca, en este caso representada por el HUI. El vector que contiene a estos incrementos en la nomenclatura del filtro es conocido como estado, denotado por x_k . Con base en lo anterior, las ecuaciones (2) y (3) tanto de estado como de medición que conforman el filtro de Kalman se representan como:

Ecuación de estado:

$$x_k = Ax_{k-1} + Bu_k + w_{k-1} \quad (2)$$

Donde:

x_k = estado a estimar en el tiempo k (incrementos entre las ordenadas de la función de respuesta, HUI)

$A[n \times n]$ = matriz identidad que relaciona el estado en el momento $k - 1$ con el que ocurre en k ; sus dimensiones dependen de n

x_{k-1} = estado estimado en un paso anterior

$B[n \times n]$ = matriz que relaciona el control opcional de entradas con el estado. Definida como una matriz identidad con las mismas dimensiones que la matriz A

$u_k[n \times 1]$ = matriz que representa el control opcional de entradas; será considerado como un vector de ceros de dimensiones $n \times 1$ debido a que

el sistema no contiene variables que se puedan controlar y que influyan en su respuesta

w_{k-1} = error en el proceso, absorbido por aquellas precipitaciones que aún no han sido registradas

Ecuación de medición:

$$z_k = Hx_k + v_k \quad (3)$$

Donde la Ecuación (4):

$$z_k = Q_k - Q_{k-1} \quad (4)$$

Donde:

Q_k y Q_{k-1} = representan el caudal medido en el tiempo k y $k-1$, respectivamente

$H[1 \times n]$ = vector que contiene los valores a convolucionar con los incrementos entre las ordenadas de la función de respuesta, conformado en este caso por las mediciones de precipitación efectiva previas al momento k analizado ($H = [hp_{t-1}, hp_{t-2}, \dots, hp_{t-n}]$)

La matriz de covarianza del error del estado inicial (Ecuación (5)) será:

$$P_0 = N \cdot I \quad (5)$$

Donde:

N = escalar lo suficientemente grande que refleja la incertidumbre de los valores supuestos para el estado inicial, en concordancia con Morales-Velázquez *et al.* (2014) y Valdés *et al.* (1980)

I = matriz identidad de dimensión $n \times n$

Mientras que la Ecuación (6) de la proyección del estado hacia adelante (pronóstico) se define como:

$$\hat{x}_{\bar{k}} = \hat{x}_{k-1} \quad (6)$$

Donde:

$\hat{x}_{\bar{k}}$ = estado estimado *a priori*

$\hat{x}_{k-1}$ = estimación del estado en el tiempo $k - 1$. Esta variable se irá modificando con cada ciclo de pronóstico y actualización. Su valor inicial se supone, en este caso, como un vector nulo

La Ecuación (7) que representa la ecuación de la proyección de la matriz de covarianza del error hacia adelante ($P_{\bar{k}}$):

$$P_{\bar{k}} = P_{k-1} + S \quad (7)$$

Donde:

$S[n \times n]$ = matriz de covarianza de la perturbación del proceso.

Con las ecuaciones anteriores se obtiene el pronóstico del estado, es decir, de los incrementos entre las ordenadas de la función de

respuesta del sistema (HUI), así como de la matriz de covarianza del error.

Una vez obtenidos, el pronóstico de los caudales se calcula como en la Ecuación (8):

$$Q_{est1} = H \cdot \hat{x}_k + Q_{k-1} \quad (8)$$

Donde:

Q_{est1} = pronóstico del caudal de entrada a la cuenca

$\hat{x}_k$ = pronóstico del estado (incrementos entre las ordenadas del HUI)

Q_{k-1} = caudal registrado en el tiempo $k - 1$. Tomado de la serie de gastos

La Ecuación (9) define el cálculo de la ganancia de Kalman (K_k):

$$K_k = P_{\bar{k}} H^T (H P_{\bar{k}} H^T + R)^{-1} \quad (9)$$

Donde:

$P_{\bar{k}}$ = matriz de covarianza del error calculada con anterioridad en las ecuaciones de predicción

R = matriz de covarianza de la perturbación o ruido en la medición

Para el caso del presente trabajo, estará representada por $R = \alpha \cdot Q_{k-1}$, donde α es una constante de proporcionalidad que representa un error constante igual a una fracción α del caudal medido en el tiempo anterior $k - 1$.

Actualización del pronóstico con base en las mediciones actuales Z_k (Ecuación (10)):

$$\hat{x}_k = \hat{x}_{\bar{k}} + K_k (z_k - H\hat{x}_{\bar{k}}) \quad (10)$$

Donde:

$\hat{x}_k$ = actualización del estado, corregido considerando las nuevas mediciones en el sistema

K_k = ganancia de Kalman que permite realizar la corrección en el nuevo pronóstico (Ecuación (9))

z_k = diferencia entre el caudal "observado" en k con el observado en $k - 1$ ($Q_k - Q_{k-1}$) (Ecuación (4))

Actualización de la matriz de covarianza como se muestra en la Ecuación (11):

$$P_k = (1 - K_k H) P_{\bar{k}} \quad (11)$$

Donde:

P_k = matriz de covarianza corregida, calculada con base en las nuevas mediciones del sistema

$P_{\bar{k}}$ = matriz de covarianza estimada *a priori* en la primera etapa de predicción del FGD

Las matrices de la covarianza del error en el proceso (S) y de la medición (R) utilizados en las ecuaciones de predicción y actualización del sistema se propusieron constantes (Hino, 1973; Valdés *et al.*, 1980).

Para el caso del ensamble de la función de respuesta del modelo de TL, la Ecuación (12) se presenta de la siguiente manera:

$$Q(t + 1) = Q(t)e^{-k\Delta t} + I(t)(1 - e^{-k\Delta t}) \quad (12)$$

Esta ecuación modela el comportamiento dinámico del caudal en un sistema donde se combinan efectos de decaimiento y la influencia de entradas externas. En el contexto del TL, se asume que el sistema se comporta como un tanque con una capacidad y dinámica lineales. El término $Q(t)e^{-k\Delta t}$ refleja la parte del caudal en el tiempo t , que disminuye exponencialmente debido al decaimiento natural o pérdidas del sistema. Aquí, k es la constante de decaimiento, que determina la rapidez con la que el caudal disminuye, mientras que Δt es el intervalo de tiempo en el que se realiza la actualización.

Por otro lado, $I(t)(1 - e^{-k\Delta t})$ representa la contribución de una entrada externa al caudal del sistema. Esta entrada puede ser cualquier factor externo, como el flujo de agua añadido al sistema por precipitaciones o afluencias. La ponderación $(1 - e^{-k\Delta t})$ ajusta la influencia de esta entrada externa y refleja cómo se incorpora al caudal en el próximo intervalo de tiempo $(t + 1)$.

El modelo del TL es útil para representar sistemas donde el caudal se ajusta de forma lineal en respuesta a las entradas y pérdidas. Es especialmente valioso en aplicaciones hidrológicas y de ingeniería para predecir cómo los cambios en el flujo de entrada afectan al caudal a lo largo del tiempo, facilitando una gestión más eficiente de los recursos hídricos, y mejorando la capacidad para anticipar y responder a variaciones en el caudal. Dicho enfoque proporciona una base sólida para

la simulación y el control de sistemas hidráulicos, lo cual permite una evaluación precisa de cómo las dinámicas del sistema influyen en el caudal.

Se utilizó el estadístico de eficiencia de Nash y Sutcliffe (1970) para proporcionar una medida completa del rendimiento del modelo (Bennett *et al.*, 2013).

La eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) es un estadístico normalizado que determina la magnitud relativa de la varianza residual (ruido) en comparación con la varianza de los datos medidos, como se muestra en la Ecuación (13):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (13)$$

El indicador NSE oscila entre $-\infty$ y 1 (1 incluido, con $NSE = 1$ valor óptimo). Los valores entre 0 y 1 corresponden a niveles de rendimiento aceptables; mientras que los valores inferiores a 0 indican un ajuste deficiente.

y_i = i -ésimo valor observado

$\hat{y}_i$ = i -ésimo valor predicho

$\bar{y}$ = media del valor observado

n = tamaño de la muestra

En la aplicación del filtro de Kalman para la estimación de caudales en cuencas hidrográficas se utilizó una métrica compuesta (basada en la eficiencia de Nash-Sutcliffe) para asegurar una evaluación robusta y precisa del rendimiento del modelo. El desempeño del filtro de Kalman se

optimiza integrando una parametrización detallada de los parámetros del sistema, como las características hidrológicas de la cuenca, y ajustando las constantes del modelo de acuerdo con las mediciones observadas, lo que permite una corrección precisa de las predicciones a medida que se reciben nuevos datos (Gong *et al.*, 2023).

Resultados y discusión

Después de integrar las dos funciones en el algoritmo del FKD (HUI y TL), se procedió a calcular los caudales con ambas funciones, en un periodo hidrológico de un año (1987). Los resultados obtenidos se tienen en la Figura 6, la cual muestra el comportamiento de los caudales observados diarios; se puede observar que existen más de 20 avenidas, y una avenida extrema provocada a mediados y finales de septiembre. Esta avenida registró un caudal de 271.6 m³/s. La primera función HUI se comporta similar a la curva de los caudales observados; sin embargo, en el periodo de octubre a diciembre de 1987, la función tiende a sobrestimar los caudales. En la máxima avenida, ocurrida en septiembre de 1987, se observa una sobrestimación del 30 %, en comparación con el caudal observado. La segunda función TL al principio del periodo se comporta similar al caudal observado; esta función casi siempre se mantiene con resultados conservadores y no registra caudales por encima del caudal observado, a diferencia de la función HUI. Para un análisis más detallado se dividió la curva de caudales en cuatro escenarios distintos, lo que permitió visualizar y comprender mejor los resultados obtenidos.

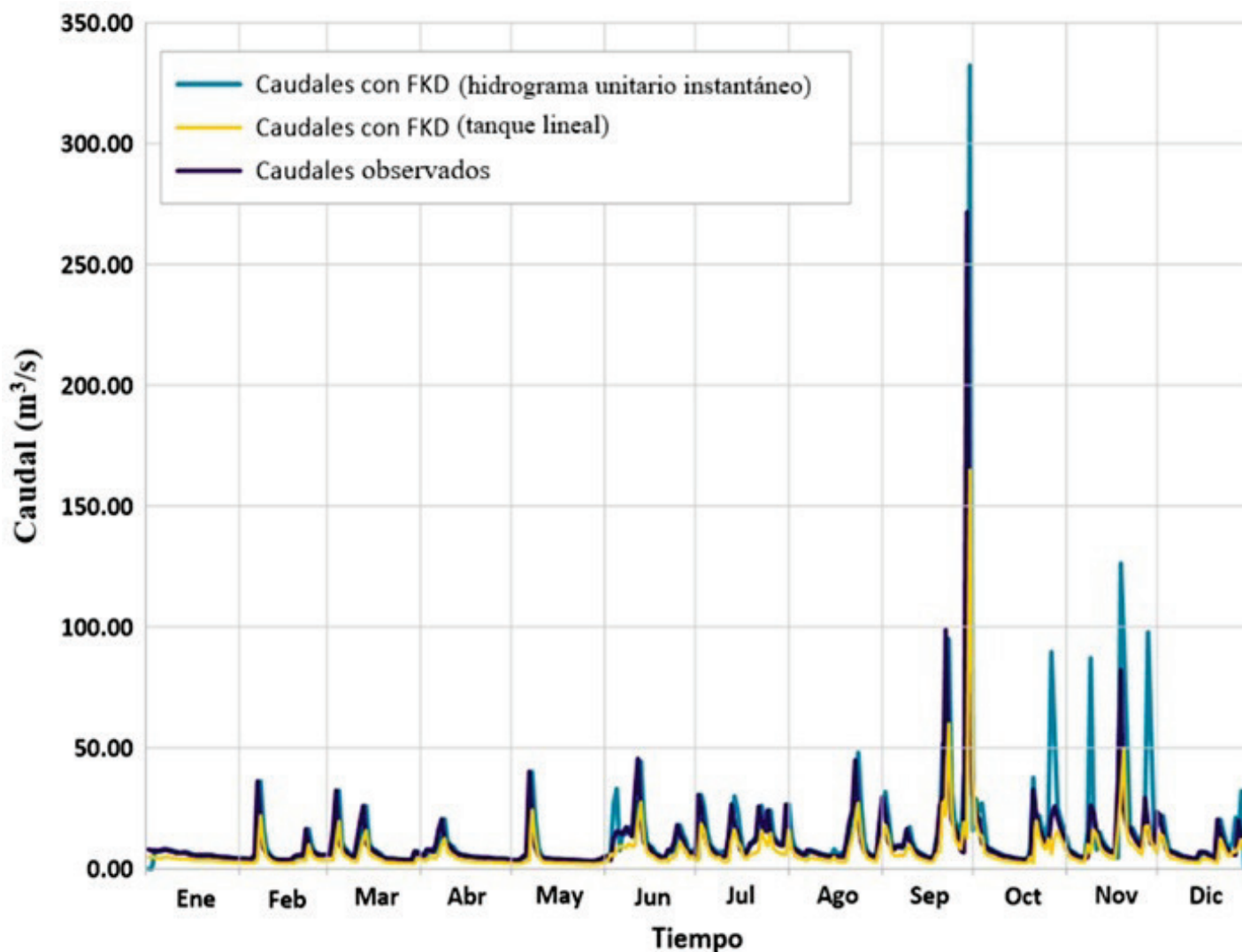


Figura 6. Caudales observados y pronosticados con el filtro de Kalman discreto (FKD) usando las funciones de respuesta HUI y TL. Línea azul para caudales observados; línea naranja para TL; línea azul celeste para HUI.

En el conjunto de avenidas I, durante el periodo de enero a abril, el caudal máximo registrado fue de $36.1 \text{ m}^3/\text{s}$; en la Figura 7 se observa cómo las dos funciones del FKD covolucionan de modo similar al caudal observado. Se nota que la función del modelo del TL se comporta de forma

conservadora; en todo el escenario registra caudales abajo del caudal observado; mientras que la función HUI reproduce un instante después la avenida observada, pero sus curvas de caudales son similares a los caudales observados. Por otro lado, se aprecia un efecto que puede observarse en el conjunto de avenidas I: el inicio de las curvas. En la curva del hidrograma empieza en el valor cero, mientras que la curva del TL empieza por el valor 5.00. Este comportamiento ocurre por la matriz de covarianza del error. Existen múltiples criterios para determinar el valor de la matriz de covarianza del error en el proceso. Por ejemplo, Welch y Bishop (2006) mencionan que tanto la matriz (S) como la matriz (R) pueden ser consideradas como constantes en la aplicación del FGD debido a la dificultad que representa conocer los errores en la medición y en la representación de un proceso estocástico. Por otro lado, Sunmin, Tachikawa y Takara (2004) afirman que dado que los sistemas hidrológicos son procesos naturales, lo más adecuado es suponer los valores de estas matrices de la manera más razonable posible.

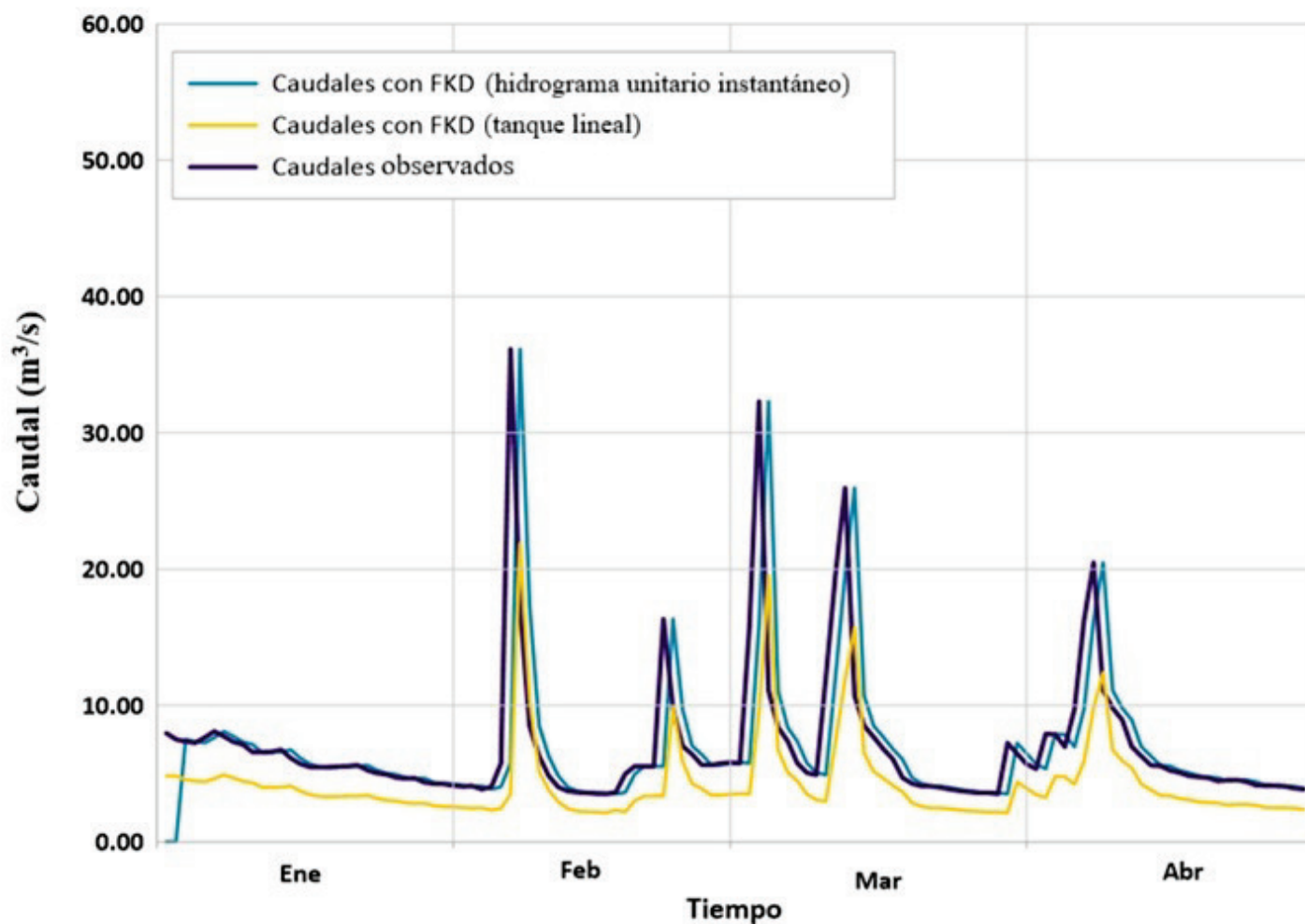


Figura 7. Conjunto de avenidas I, correspondiente a enero-abril de 1987 para la cuenca de Misantla.

En el escenario de conjunto de avenidas II (Figura 8) se observaron seis avenidas en un periodo de tres meses. En la curva de caudales de la función HUI se puede observar que pronóstico una avenida en el mes de mayo que no ocurrió en la curva del caudal observado. Esto posiblemente fue un error del modelo o un error de medición del caudal observado por los operarios; las dos posibles hipótesis suelen ser posibles en la

hidrología. En la avenida registrada al final de junio, el caudal máximo observado fue de 45.4 m³/s, mientras que las funciones del HUI y TL registraron un caudal de 44.4 y 27.5 m³/s, respectivamente. Se puede observar un efecto interesante en el que, a veces, los modelos distribuidos de hidrología fallan al reproducir el comportamiento cíclico de las avenidas, pues ambas funciones lo representan de manera adecuada.

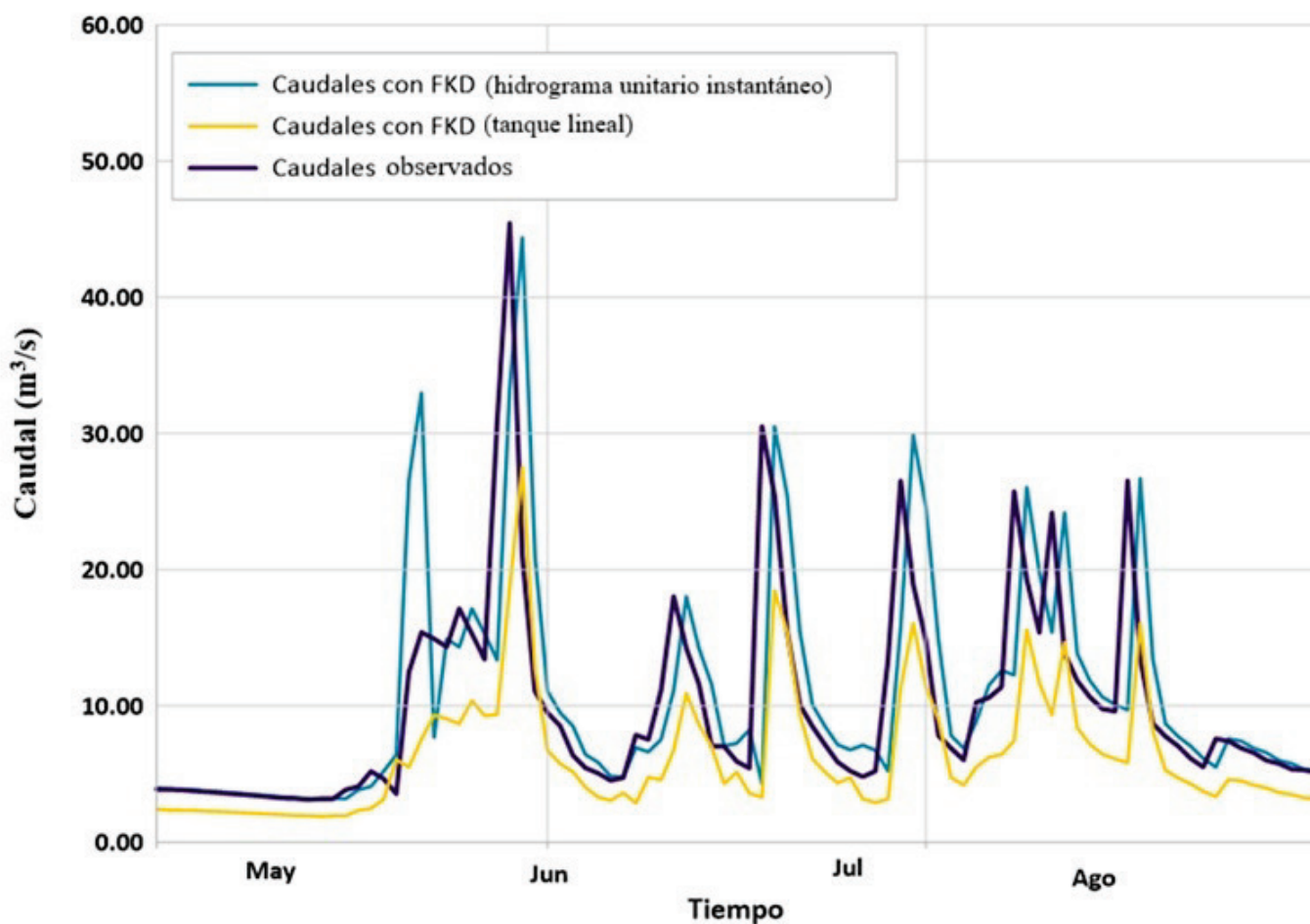


Figura 8. Conjunto de avenidas II, correspondiente a (Mayo - Agosto de 1987) en la cuenca de Misantla.

En el conjunto de avenidas III se observan cuatro avenidas, como se muestra en la Figura 9. En septiembre ocurrió la máxima avenida de todos los escenarios, con un caudal observado de más de $271.6 \text{ m}^3/\text{s}$; esto desafía a las funciones, para ver si son capaces de reproducir este caudal máximo. El registro obtenido de la curva de la función del HUI fue de más de $332.3 \text{ m}^3/\text{s}$, acercándose al valor observado, mientras que la función del modelo del TL dio como resultado un valor cercano de un poco más de $164.9 \text{ m}^3/\text{s}$. Dicha avenida duró 12 días. En la bibliografía literaria se menciona que es preferible sobrestimar una avenida utilizando modelos (Haltas, Yildirim, Oztas, & Demir, 2021), por lo tanto, el cálculo de la avenida utilizando la función del HUI tiende a sobrestimar la avenida máxima ocurrida en septiembre de 1987, lo que dificulta la estimación precisa, en comparación con el cálculo de la avenida mediante la función del modelo de tanque lineal (TL), que subestima la avenida observada. Ambos enfoques generan un intervalo de posibles caudales, estableciendo un límite superior (HUI) y un límite inferior (TL). En consecuencia, ambos resultados deben considerarse de manera integral para una estimación más precisa de las avenidas.

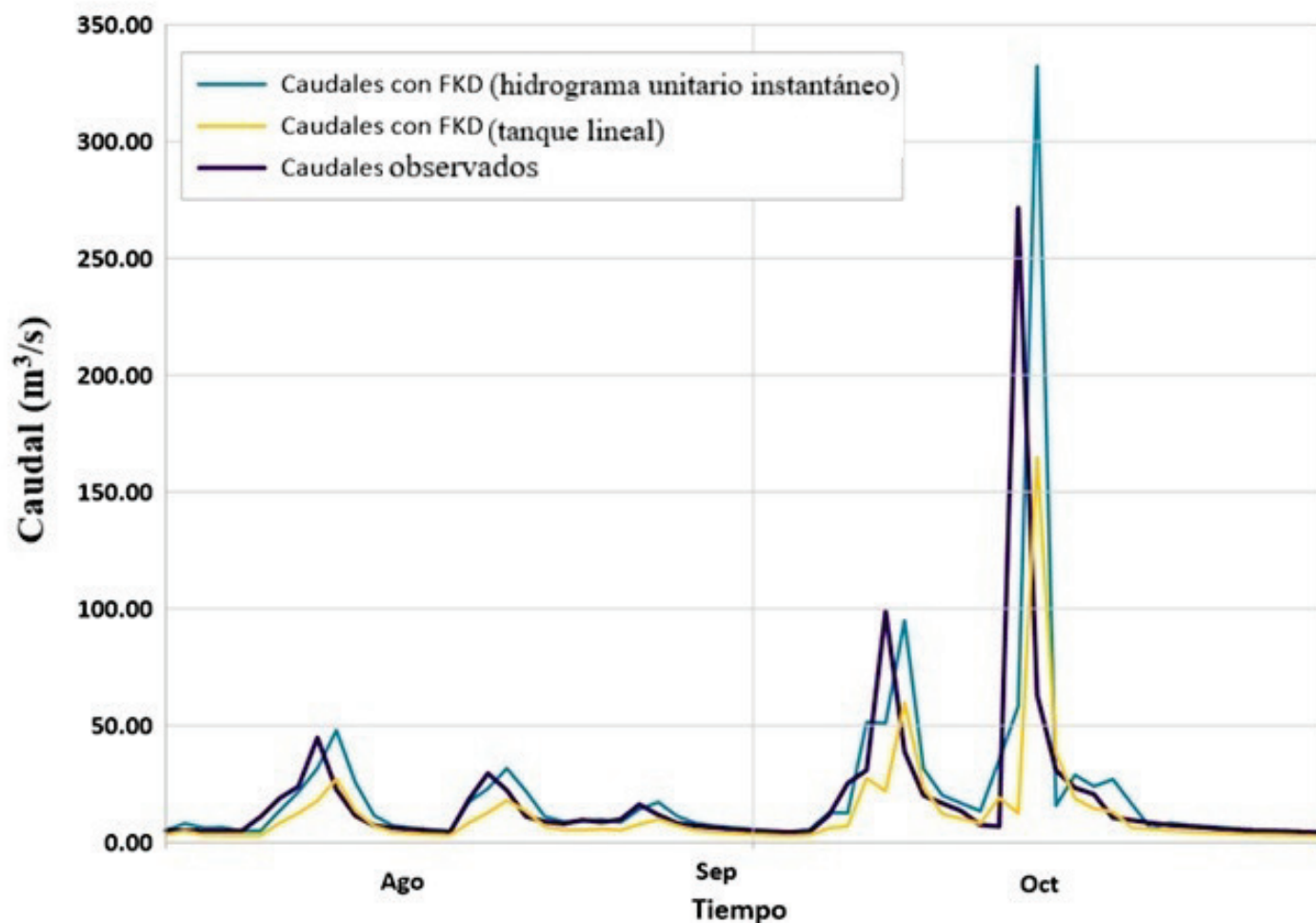


Figura 9. Conjunto de avenidas III, correspondiente a agosto-octubre de 1987 en la cuenca de Misantla.

El último escenario considerado en este análisis de avenidas fue del periodo de octubre a diciembre mostrado en la Figura 10, donde se tienen ocho avenidas con caudales medios observados de 12.5 m³/s. Se observa un comportamiento de la función HUI notablemente diferente a los caudales observados; este efecto se debe que en el escenario III, la función sobrestimó las avenidas. Dicho patrón de sobrestimación se debe al ajuste realizado en el escenario III, lo que provoca que los caudales se

vean sobrestimados a partir de la avenida máxima en el escenario IV. Por otro lado, la función del modelo del TL tiene un comportamiento similar a los caudales observados.

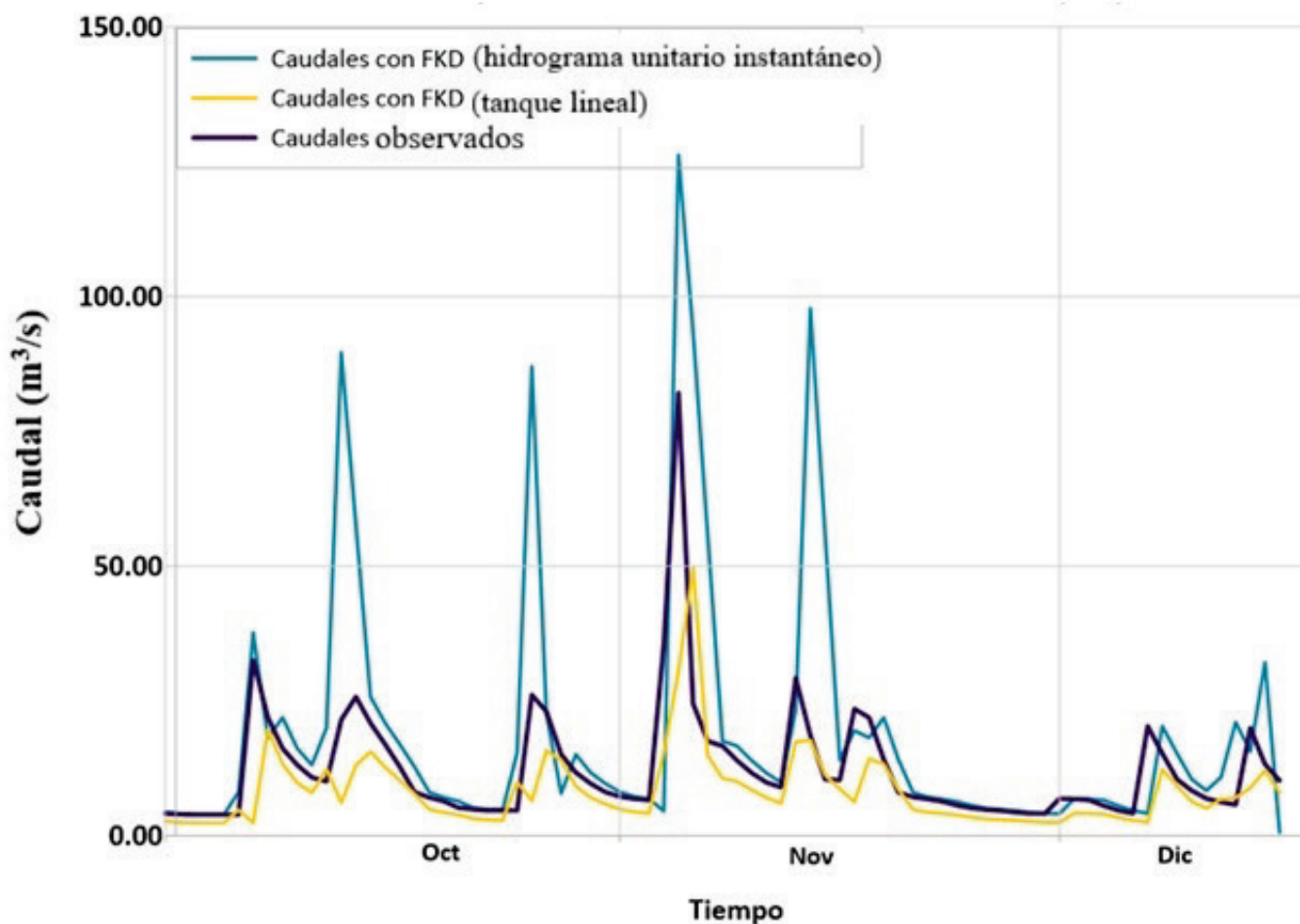


Figura 10. Conjunto de avenidas IV, correspondiente a octubre-diciembre de 1987 en la cuenca de Misantla.

La Tabla 1 compara el desempeño de los métodos hidrograma unitario instantáneo (HUI) y modelo de tanque lineal (TL) en la predicción y actualización de caudales. Ambos métodos tienen desviaciones estándar

similares para los caudales observados, pero el HUI presenta mayor variabilidad en sus caudales pronosticados y actualizados en comparación con el TL. En términos de correlación, el TL muestra una correspondencia significativamente mejor con los caudales observados tanto en pronósticos como en actualizaciones, lo que refleja una mayor precisión. El índice Nash-Sutcliffe también resalta la superioridad del TL, con valores positivos que indican una buena replicación del caudal observado; mientras que el HUI tiene índices negativos y bajos, sugiriendo un ajuste menos preciso. Por último, aunque las medias de los caudales observados son similares entre los dos métodos, el HUI tiende a sobrestimar tanto los caudales pronosticados como los actualizados en comparación con el TL. En resumen, el modelo de TL ofrece una mejor precisión y alineación con los datos observados, mientras que el HUI muestra una mayor variabilidad y menor exactitud en sus predicciones.

Tabla 1. Estadísticos aplicados utilizando el FKD con las funciones de respuesta HUI y TL.

Medición	HUI	TL
Desviación estándar del caudal observado (m^3/s)	17.0236	16.9554
Desviación estándar del caudal pronosticado (m^3/s)	22.2197	10.4467
Desviación estándar del caudal actualizado (m^3/s)	22.5636	13.9581
Correlación entre el caudal observado y el pronosticado (m^3/s)	0.8611	0.9909
Correlación entre el caudal observado y el actualizado (m^3/s)	0.9332	0.9989
Índice de Nash-Sutcliffe del caudal observado y el pronosticado (m^3/s)	-0.5649	0.7836
Índice de Nash-Sutcliffe del caudal observado y el actualizado (m^3/s)	0.1971	0.9553
Media del caudal observado (m^3/s)	10.9587	10.9345
Media del caudal pronosticado (m^3/s)	12.3576	7.0223
Media del caudal actualizado (m^3/s)	12.4625	9.1568

Conclusiones

El ensamblaje del filtro de Kalman discreto (FDK), utilizando las funciones HUI y el modelo de TL, demuestra ser una herramienta efectiva en la hidrología, en especial para el cálculo de avenidas. Los resultados muestran que la función HUI es capaz de replicar de forma adecuada los caudales observados y es muy útil para capturar eventos extremos, aunque tiende a sobrestimar los caudales en algunos casos. Esta sobrestimación puede ser ventajosa para la planificación y preparación ante eventos extremos. Por otro lado, la función TL proporciona estimaciones más conservadoras, por lo general por debajo de los caudales observados. Aunque esta función puede subestimar los eventos extremos, su comportamiento conservador es útil para evitar sobrestimaciones en la gestión de recursos hídricos.

La variabilidad en el desempeño de ambas funciones según diferentes escenarios indica que una estrategia combinada puede ser la más efectiva. La función HUI, con su capacidad para sobrestimar caudales, ofrece un límite superior valioso; mientras que la función TL, al ser más conservadora, proporciona un límite inferior. Tal combinación permite una evaluación más completa y equilibrada de los caudales y eventos de avenidas. Además, el ajuste de la matriz de covarianza del error en proceso, que afecta el inicio de las curvas de caudales, resalta la importancia de ajustar estos parámetros para mejorar la precisión del modelo.

En resumen, el uso del FDK con estas funciones ofrece un enfoque óptimo para la hidrología, al proporcionar una evaluación detallada y adaptativa de los caudales. La integración de las estimaciones de ambas

funciones permite una mejor planificación y gestión de eventos extremos, y facilita una evaluación más completa de las avenidas en distintos escenarios hidrológicos.

Agradecimientos

Después de 12 años tuve la oportunidad de escribir este artículo gracias al apoyo invaluable de Mirce Morales-Velázquez, quien me enseñó el filtro de Kalman en 2013, y al doctor Javier Aparicio Mijares, quien me acogió y guio en Hidrología en la UNAM. El apoyo de ambos fue muy bonito. Aunque mi carrera me llevó a hacer ciencia en Europa, su ayuda marcó un antes y un después, y por ello dedico este artículo a ambos. La ciencia siempre llega, sin importar cuándo. Gracias.

Referencias

- Ahsan, M., & O'Connor, K. M. (1994). A reappraisal of the Kalman filtering technique, as applied in river flow forecasting. *Journal of Hydrology*, 161(1), 197-226. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90129-5](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90129-5)
- Alvarado-Hernández, L., Ibáñez-Castillo, L. A., Ruiz-García, A., González-Leiva, F., & Vázquez-Peña, M. A. (2020). Pronóstico horario de caudales mediante filtro de Kalman discreto en el río Huaynamota, Nayarit, México. *Agrociencia*, 54(3), 295-312. <https://doi.org/10.47163/agrociencia.v54i3.1907>

- Bennett, N. D., Croke, B. F. W., Guariso, G., Guillaume, J. H. A., Hamilton, S. H., Jakeman, A. J., Marsili-libelli, S., Newham, L. T. H., Norton, J. P., Perrin, C., Pierce, S. A., Robson, B., Seppelt, R., Voinov, A. A., Fath, B. D., & Andreassian, V. (2013). Characterising performance of environmental models. *Environmental Modelling & Software*, 40, 20. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.09.011>
- Brody, S. D., Peacock, W. G., & Gunn, J. (2012). Ecological indicators of flood risk along the Gulf of Mexico. *Ecological Indicators*, 18, 493-500. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.004>
- Chen, X., Lee, R. M., Dwivedi, D., Son, K., Fang, Y., Zhang, X., Graham, E., Stegen, J., Fisher, J. B., Moulton, D., & Scheibe, T. D. (2021). Integrating field observations and process-based modeling to predict watershed water quality under environmental perturbations. *Journal of Hydrology*, 602, 125762. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125762>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2024). *Estaciones meteorológicas automáticas (EMAS)*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/observando-el-tiempo/estaciones-meteorologicas-automaticas-ema-s>
- Gong, J., Weerts, A. H., Yao, C., Li, Z., Huang, Y., Chen, Y., Chang, Y., & Huang, P. (2023). State updating in a distributed hydrological model by ensemble Kalman filtering with error estimation. *Journal of Hydrology*, 620, 129450. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129450>

- González-Leiva, F., Ibáñez-Castillo, L. A., & Valdés, J. B. (2015). Pronóstico de caudales con filtro de Kalman discreto en el río Turbio. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 5-24. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1176>
- Haltas, I., Yildirim, E., Oztas, F., & Demir, I. (2021). A comprehensive flood event specification and inventory: 1930-2020 Turkey case study. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 56, 102086. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2021.102086>
- Hino, M. (1973). On-line prediction of hydrologic systems. *Proceedings of the 15th Congress of the International Association for Hydraulic Research (IAHR)*, 4, 243-250.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2024). *Información por entidad, Veracruz de Ignacio de la Llave*. Recuperado de <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/ver/territorio/clima.aspx?tema=me&e=30>
- Jazwinski, A. H. (1970). Stochastic processes and filtering theory. In: *Mathematics in science and engineering analytical* (Vol. 64). Seabrook, USA: Mechanics Associates, Inc. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/bookseries/mathematics-in-science-and-engineering/vol/64/suppl/C>
- Kalman, R. E. (1960). A new approach to linear filtering and prediction problems. *Journal of Basic Engineering*, 82(1), 35-45. <https://doi.org/10.1115/1.3662552>
- Maxwell, D. H., Jackson, B. M., & McGregor, J. (2018). Constraining the ensemble Kalman filter for improved streamflow forecasting. *Journal of Hydrology*, 560, 127-140. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.015>

- Mazzoleni, M., Alfonso, L., Chacon-Hurtado, J., & Solomatine, D. (2015). Assimilating uncertain, dynamic and intermittent streamflow observations in hydrological models. *Advances in Water Resources*, 83, 323-339. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.07.004>
- Medina-Chena, A., Salazar-Chimal, T. E., & Álvarez-Palacios, J. L. (2010). *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz*. Veracruz, Méxco: Gobierno del Estado de Veracruz. Recuperado de <https://www.veracruz.gob.mx/atlas-patrimonio>
- Morales-Velázquez, M. I., Aparicio, J., & Valdés, J. B. (2014). Pronóstico de avenidas utilizando el filtro de Kalman discreto. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(2), 85-110. Recuperado de <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/466>
- Nárvaez-Ortiz, I., Ibáñez-Castillo, L. A., Arteaga-Ramírez, R., & Vázquez-Peña, M. A. (2022). Ensemble Kalman filter for hourly streamflow forecasting in Huaynamota River, Nayarit, Mexico. *Ingeniería e Investigación*, 42(3), e90023. <https://doi.org/10.15446/ing.investig.90023>
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part I-A Discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282-290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Piadeh, F., Behzadian, K., & Alani, A. M. (2022). A critical review of real-time modelling of flood forecasting in urban drainage systems. *Journal of Hydrology*, 607, 127476. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127476>

- Şen, Z. (1991). Adaptive prediction of hydrologic series by Walsh-Kalman model. *Journal of Hydrology*, 122(1), 221-234.
[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(91\)90179-L](https://doi.org/10.1016/0022-1694(91)90179-L)
- Sorenson, H. W. (1985). *Kalman filtering: Theory and application*. New York, USA: IEEE Press.
- Sugawara, M. (1984). *Tank model with snow component*. Tokio, Japón: National Research Center for Disaster Prevention.
- Sun, Y., Bao, W., Qu, S., Li, Q., Jiang, P., Zhou, Z., & Shi, P. (2023). Development of the consider cubature Kalman filter for state estimation of hydrological models with parameter uncertainty. *Journal of Hydrology*, 625, 130080.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130080>
- Sunmin, K., Tachikawa, Y., & Takara, K. (2004). Embedding Kalman filter into a distributed hydrological model. In: *WSUD2 Proceedings of the WSUD2004* (pp. 278-290). Recuperado de https://hywr.kuciv.kyoto-u.ac.jp/publications/papers/2004WSUD_Kim.pdf
- Todaro, V., D'Oria, M., Tanda, M. G., & Gómez-Hernández, J. J. (2022). GenES-MDA: A generic open-source software package to solve inverse problems via the ensemble smoother with multiple data assimilation. *Computers & Geosciences*, 167, 105210.
<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2022.105210>

- Valdés, J. B., Velázquez, J. M., & Rodríguez-Iturbe, I. (1980). Filtros de Kalman en hidrología: predicciones de descargas fluviales para la operación óptima de embalses (Informe Técnico 80-2). Caracas, Venezuela: Universidad Simón Bolívar. Recuperado de https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=+Filtros+de+Kalman+en+hidrolog%C3%ADa:+Predicciones+de+descargas+fluviales+para+la+operaci%C3%B3n+%C3%B3ptima+de+embalses&author=VALD%C3%89S+J.B.&author=VEL%C3%81ZQUEZ+J.M.&author=RODR%C3%8DGUEZ-ITURBE+I.&publication_year=1980
- Vargas, N., & Magaña, V. (2020). Climatic risk in the Mexico City metropolitan area due to urbanization. *Urban Climate*, 33, 100644. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100644>
- Welch, G., & Bishop, G. (2006). *An introduction to the Kalman filter*. North Carolina, USA: University of North Carolina at Chapel Hill. Recuperado de https://www.cs.unc.edu/~welch/media/pdf/kalman_intro.pdf

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-02-06

Artículos

Dinámica del sistema solar y sus posibles efectos en eventos meteorológicos extremos en México

Dynamics of the Solar system and its possible effects on extreme weather events in Mexico

Daniel Mendoza-Cariño¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9807-5884>

Mayra Mendoza-Cariño², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3253-9268>

Demetrio Salvador Fernández-Reynoso³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1734-3152>

¹Colegio de Postgraduados, Postgrado de Hidrociencias, Estado de México, México, danielmendozac21@gmail.com

²Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, mayra.mendoza@zaragoza.unam.mx

³Colegio de Postgraduados, Postgrado de Hidrociencias, Estado de México, México, demetrio@colpos.mx

Autor para correspondencia: Demetrio Salvador Fernández-Reynoso, demetrio@colpos.mx



Resumen

La rotación de la Tierra es inconstante, el eje de dirección y la velocidad cambian con el tiempo, por lo que la duración del día (LOD) experimenta cambios de milisegundos; dicha velocidad influye en el clima terrestre. El objetivo del presente estudio fue determinar la existencia de las relaciones entre LOD, las alineaciones planetarias (AP) y el clima terrestre. La hipótesis fue que la ocurrencia de AP en las que interviene la Tierra influye en el comportamiento de LOD, ocasionando variaciones en el clima terrestre a escalas anual y mensual. La metodología consistió en el tratamiento de datos de LOD, velocidad del viento (VV) y precipitación de México del periodo 2000-2015; se realizaron sumas acumuladas de 61 días para definir variaciones en LOD, VV, precipitación y fuerza de gravedad resultante; se hicieron promedios móviles de 7, 15 y 29 días para suavizar gráficamente los resultados, que se compararon con la VV de eventos tropicales a escala global, con las AP (determinadas con el *software CELESTIA*), y con la precipitación en la república mexicana (1962-2015). Los resultados indicaron correspondencias: recíprocas entre LOD y la VV en eventos tropicales a nivel global e interanual; inversa entre AP con LOD (escala interanual) y con VV (escala interanual); homólogas entre AP y VV (escala anual), y entre AP con la precipitación en México. Este trabajo contribuye a la generación del conocimiento de la ciencia y al entendimiento de factores astronómicos que operan sobre el clima terrestre.

Palabras clave: ciencias del espacio, climatología, geodinámica, gravitación, mecánica celeste, precipitación, zonas climáticas.

Abstract

The Earth's rotation is inconstant, the direction axis and speed change over time so the length of day (LOD) experiences changes of milliseconds; This speed influences the Earth's climate. The objective of the present study was to determine the existence of relationships between LOD, planetary alignments (PA) and the Earth's climate. The hypothesis was that the occurrence of PAs in which the Earth intervenes influences the behavior of LOD, causing variations in the Earth's climate on annual and monthly scales. The methodology consisted of the treatment of LOD, wind speed (WS) and precipitation data from Mexico from the period 2000-2015: accumulated sums of 61 days were made to define variations in LOD, WS, precipitation and resulting force of gravity; moving averages of 7, 15 and 29 days were made to graphically smooth the results. Those that were compared with the WS of tropical events on a global scale, with the PA (determined with the CELESTIA software), and with precipitation in the Mexican Republic (1962-2015). The results indicated correspondences: reciprocal between LOD and WS in tropical events at a global and interannual level; inverse between PA with LOD (interannual scale) and with WS (interannual scale); homologous between PA and WS (annual scale), and between PA with precipitation in Mexico. This work contributes to the generation of scientific knowledge and the understanding of astronomical factors that operate on the Earth's climate.

Keywords: Celestial mechanics, climatic zones, climatology, geodynamics, gravitation, precipitation, space sciences.

Recibido: 13/09/2024

Aceptado: 14/06/2025

Publicado *ahead of print*: 09/07/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

La Tierra es un sistema dinámico conformado por el manto terrestre, los océanos y la atmósfera, con fases sólidas, líquidas y gaseosas, sujetas a movimientos convectivos que producen movimientos tectónicos, corrientes marinas y viento, respectivamente. Por otra parte, la Tierra experimenta fuerzas externas debidas a la atracción gravitacional del Sol, la Luna y los planetas del sistema solar (Gross, 2007).

La rotación de la Tierra es inconstante: el eje de dirección y la velocidad de rotación (VR) cambian con el tiempo (Martínez, Lorenzo, & Alvarez, 2017). La VR experimenta pequeños cambios en LOD, los cuales corresponden a variaciones de milisegundos (ms) y son mayores en el sentido del eje de rotación de la Tierra (movimiento polar) (Dickey, Marcus, Hide, Eubanks, & Boggs, 1994). Dichas fluctuaciones se han registrado a través de observaciones históricas de más de 2 500 años (Stephenson, 2003); destacan las investigaciones de Munk y Revelle (1952); Stephenson y Morrison (1984); Stephenson, Morrison y Smith (1995); Mörner (1991), y Runcorn (1991), entre otros. Desde 1780 se dispone de observaciones obtenidas de eclipses, que contribuyeron a determinar las fluctuaciones decenales en la VR terrestre. Al respecto, Stephenson y Morrison (1984), y Stephenson *et al.* (1995) analizaron datos históricos de casi 700 años a.C., mientras que Stephenson (1977)

detalló los eclipses históricos y analizó las variaciones de la rotación terrestre.

Los cambios en LOD afectan la VR de la Tierra y producen efectos entre el núcleo terrestre, la corteza, los océanos y la atmósfera (Hide & Dickey, 1991). Las variaciones en la VR (por cambios en LOD) se asocian con mareas, terremotos y eventos meteorológicos e hidrométricos extremos por variaciones en los movimientos de las masas de aire (Stephenson, 2003). Las fluctuaciones en la rotación de la Tierra generan movimientos atmosféricos como el fenómeno "El Niño" ocurrido en los años 1982-1983, que registró la mayor variabilidad interanual observada en la tasa de rotación de la Tierra, y anomalías en la tropósfera y estratósfera, como el debilitamiento generalizado de los vientos ecuatoriales del este y un fortalecimiento de las corrientes chorro subtropicales del oeste (Mesa, 2002). Durante el evento de El Niño de 1982 se produjo un incremento en LOD asociado con un aumento del nivel del mar en la zona ecuatorial (20 cm) y con la profundidad de la termoclina (Dickey *et al.*, 1994).

Entre las modificaciones en LOD hay fenómenos astronómicos, como la precesión orbital de la Luna (Li, Zong, & Zhang, 2011) y las AP; las mareas lunares y solares, a través de levantadas en los océanos y en el cuerpo sólido de la Tierra; y la marea atmosférica semidiurna, que es una contribución solar adicional (Stephenson, 2003).

Objetivos e hipótesis

La VR es uno de los múltiples factores que influyen en las características del clima en el planeta (Kurbasova, Korsakova, Rybalova, & Shlikar, 2011). Por ejemplo, el tirón gravitacional de Venus y Júpiter es capaz de cambiar el clima en la Tierra, pues alarga su órbita (Kent *et al.*, 2018).

Por lo anterior, el objetivo general de este trabajo fue determinar si existe una relación entre la duración del día, las AP y el clima terrestre; ello, para contribuir al conocimiento de la ciencia. Los objetivos particulares fueron determinar las posibles relaciones entre:

1. LOD y el comportamiento de la velocidad del viento en eventos tropicales a escala global.
2. Las AP en las que interviene la Tierra y el comportamiento de la duración del día (LOD).
3. Las AP en las que interviene la Tierra con las variables meteorológicas, velocidad del viento en eventos tropicales a nivel global, y la precipitación en la república mexicana.

La hipótesis general fue que la ocurrencia de las AP en las que interviene la Tierra influye en el comportamiento de LOD, lo que, a su vez, ocasiona variaciones en el clima terrestre a escala anual y mensual. Las hipótesis particulares fueron:

1. Cuando ocurre AP con la Tierra, se desencadena una reacción energética a gran escala, que provoca el aumento de la velocidad del viento en eventos tropicales a nivel global.
2. Las AP en las que interviene la Tierra influyen en la duración del día (LOD).
3. La variación de LOD provoca fluctuaciones en la velocidad del viento durante eventos tropicales a nivel global.

Materiales y métodos

La metodología se dividió en dos etapas, según el tratamiento de datos: para la determinación a escala global de las relaciones entre LOD, VV, AP y fuerza resultante de gravedad (Figura 1); para el establecimiento a escala nacional de las relaciones entre precipitación, AP y eventos meteorológicos extremos.

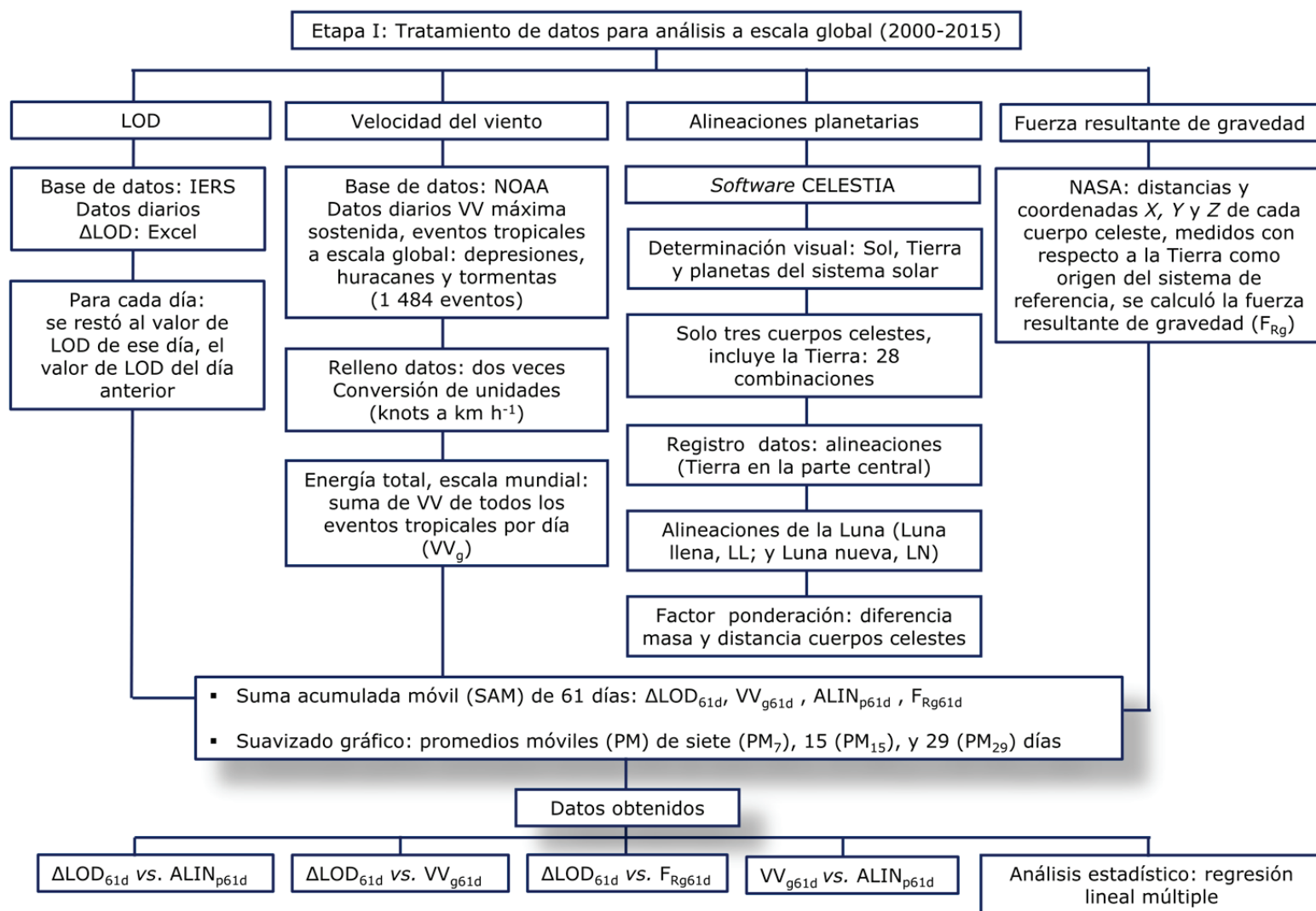


Figura 1. Etapa I de la metodología. IERS (2018), base de datos del *Earth rotation and reference systems*; Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA); VV, velocidad del viento. Variables: LOD, duración del día. En los siguientes casos, sumas acumuladas móviles de 61 días de: ALIN_p, alineaciones planetarias ponderadas por cada día del registro; ΔLOD_{61d}, duración del día; F_{Rg61d} fuerza resultante de gravedad; VV_{g61d}, velocidad máxima de viento sostenido global.

Etapa I

Tratamiento de datos: LOD

A partir de la base de datos del *International Earth Rotation and Reference Systems* (IERS) (IERS, 2018), se obtuvieron datos diarios de LOD (medidos en s) del periodo 2000-2015. A partir de estos registros se obtuvo ΔLOD para cada día del registro; se restó al valor de LOD de ese día aquel valor del día anterior. Para observar el comportamiento acumulado de ΔLOD , se realizó una suma acumulada móvil (SAM) de 61 días (ΔLOD_{61d}). Es decir, se sumaron los valores de ΔLOD de los 30 días previos al día central, el valor de éste y de los 30 días consecutivos (en total, 61 días).

A fin de suavizar gráficamente los datos de ΔLOD_{61d} , se utilizaron promedios móviles (PM) de 7 (PM_7), 15 (PM_{15}) y 29 (PM_{29}) días (en ese orden y un par de veces cada uno). El procedimiento de suavizado se aplicó en VV, AP y fuerza de gravedad resultante. En cada uno de esos casos, el PM consistió en promediar los valores de ΔLOD_{61d} de los días próximos al "día central", incluyendo el valor de éste. Es decir, en el PM_7 se consideraron los valores de ΔLOD_{61d} de los tres días previos al día central, de éste y de los tres días siguientes (en total, siete días); para el PM_{15} , se tomaron los valores de ΔLOD_{61d} de los siete días previos al día central, el valor de éste y de los siete días consecutivos (en total, 15 días), y así, sucesivamente. Los datos obtenidos de la secuencia de aplicaciones de los PM se compararon con las variables relacionadas con la VV de eventos tropicales y con las AP.

Tratamiento de datos: velocidad de viento

Con información de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés) (NOAA, 2018), se obtuvieron los datos diarios de las VV máxima sostenida de diversos eventos tropicales (tormentas, depresiones y huracanes) a escala global del periodo 2000-2015, considerándose 1 484 eventos tropicales.

Debido a la falta de información de algunos días, el registro de éstos se complementó mediante un "relleno de datos", en el que se utilizaron los valores promedio de VV de un día antes y el posterior al día sin registro. En la ausencia de alguno de esos valores, se tomó el valor más cercano. El proceso se repitió dos veces, porque se detectó la falta de más de dos datos consecutivos. La conversión de unidades de la VV de knots a $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$ se realizó con la Ecuación (1) (NOAA, 2007):

$$1 \text{ knot} = \frac{1.852 \text{ km}}{h} \quad (1)$$

Para estimar de la energía generada asociada con los eventos tropicales ocurridos a escala global por día, se sumaron los valores de VV de todos los eventos (velocidad máxima de viento sostenido global, VV_g). Con esta información se creó un registro de datos diarios, continuos y acumulados del periodo 2000-2015. De forma análoga a LOD, se realizaron las SAM_{61d} para VV_g , obteniéndose VV_{g61d} para cada día de registro. Con el fin de observar el comportamiento de los valores de VV_{g61d} y "suavizar" el comportamiento gráfico de los datos generados, se hicieron PM_7 , PM_{15} y PM_{29} ; estos PM permitieron establecer relaciones de VV con LOD y con las AP.

Tratamiento de datos: alineaciones planetarias

Con el *software CELESTIA 1.6.1* (Laurel, 2011) se determinaron visualmente las alineaciones entre el Sol, la Tierra y demás planetas del sistema solar, correspondientes al periodo 1962-2015. Las trayectorias de los planetas se observaron en escala real y en un rango de tiempo continuo. Así, se establecieron las AP para el periodo de tiempo señalado. En la determinación de las AP solo se consideraron tres cuerpos celestes, uno de los cuales fue la Tierra, por lo que se obtuvieron 28 posibles combinaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Combinaciones de alineaciones planetarias en las que intervino la Tierra.

Cuerpos celestes en alineación con la Tierra ^p						
Sol	Mercurio	Venus	Marte	Júpiter	Saturno	Urano
S-Me	Me-V	V-Ma	Ma-J	J-Sa	Sa-U	U-N
S-V	Me-Ma	V-J	Ma-Sa	J-U	Sa-N	----
S-Ma	Me-J	V-Sa	Ma-U	J-N	----	----
S-J	Me-Sa	V-U	Ma-N	----	----	----
S-Sa	Me-U	V-N	----	----	----	----
S-U	Me-N	----	----	----	----	----
S-N	----	----	----	----	----	----

J = Júpiter
Ma = Marte
Me = Mercurio
N = Neptuno
S = Sol
Sa = Saturno
U = Urano
V = Venus.

^pNo indica el orden de los cuerpos celestes en las alineaciones

Gráficamente, se detectaron las AP con el programa *CELESTIA*: se consideró a la Tierra en posición central, un segundo cuerpo fijo y se buscó la alineación con un tercer cuerpo celeste. El segundo cuerpo varió de acuerdo con las combinaciones establecidas en la Tabla 1. A partir de lo anterior, se elaboró un registro de datos de todas las AP; se identificaron aquellas en las que la Tierra o el Sol se posicionaron en la parte central.

Como el programa *CELESTIA* utiliza una escala real de las distancias interplanetarias, se presentó una diferencia significativa en la proporción de tamaños y distancias entre los planetas del sistema solar y la Luna, lo que imposibilitó la observación de las alineaciones que la involucran. Por ello, se consideraron las alineaciones entre la Tierra, la Luna y el Sol. La información relacionada con las alineaciones de la Luna (Luna llena, LL. y Luna nueva, LN) se consultó de las efemérides lunares (Ideal, 2018). En total, se tomaron en cuenta 30 tipos de AP: las 28 combinaciones mencionadas en la Tabla 1 más LN y LL.

Luego se cuantificaron las AP que se produjeron por día para el periodo señalado, las cuales no necesariamente fueron colineales. Es decir, las líneas imaginarias que forman las alineaciones se pudieron cruzar en la Tierra o bien tenerla como vértice. Así, se presentaron casos en los que hasta cinco cuerpos celestes estuvieron alineados colinealmente con la Tierra. El registro de AP se comparó con las series de datos generadas de LOD y VV.

Las diferencias de masa y de distancia de los cuerpos involucrados entre los diversos tipos de AP podrían impactar en los valores de LOD y de VV registrados en la Tierra. Bajo la premisa "a mayor masa del cuerpo

celeste y menor distancia con respecto a la Tierra, mayor influencia en LOD y en VV", en este trabajo se propuso un factor de ponderación (FP) que resaltara la importancia de los cuerpos masivos y su cercanía con la Tierra, además de la posición central de la Tierra en las AP.

La posición central de la Tierra en las AP fue relevante, pues los cuerpos celestes ejercen una influencia "opuesta" sobre el cuerpo central en la alineación. Esto muestra un contraste importante en la correspondencia interplanetaria con respecto al resto de las AP. Ese aspecto se refleja en la variación del FP (al colocar signo negativo en la fórmula).

Con información de la *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) (NASA, 2018), se consideraron los valores de masa de los cuerpos celestes (valores constantes) y sus coordenadas X , Y , Z con respecto a la Tierra (valores que cambian diariamente) para elaborar el FP. Las distancias diarias entre cada cuerpo celeste y la Tierra se calcularon con sus respectivas coordenadas X , Y , Z (la Tierra fue el sistema de referencia):

$$dist_{ni} = \sqrt{(X_{ni})^2 + (Y_{ni})^2 + (Z_{ni})^2} \quad (2)$$

Donde:

$dist_{ni}$ = distancia del cuerpo n a la Tierra, para el día i (km)

Con base en los valores de masa de los cuerpos celestes y sus distancias diarias con respecto a la Tierra, se construyó el FP para las AP:

$$= \left(\frac{m_1}{d_{1i}} \pm \frac{m_2}{d_{2i}} \right) \left(\frac{d_{máx_i}}{m_{total}} \right) \quad (3)$$

Donde:

m_1 y m_2 = masas de dos cuerpos celestes alineados con la Tierra (kg)

d_{1i} y d_{2i} = distancias de los cuerpos celestes a la Tierra para el día i de la alineación (km)

$d_{máx_i}$ = distancia máxima entre los tres cuerpos para el día i

$m_{total} = m_1 + m_2$

El signo (+) se usó cuando la Tierra estuvo en el extremo de la alineación. El signo (-), cuando estuvo al centro. A cada alineación se le asignó el valor absoluto de su respectivo FP. El signo final no se contempló, porque el sentido de la influencia resultante de las masas y de las distancias es relativo. La magnitud del FP fue relevante: representó la importancia del arreglo planetario en cada alineación. Es decir, en cada alineación se ponderó en términos de las masas de los planetas y de sus distancias.

Enseguida se sumaron las alineaciones ponderadas ($ALIN_p$) por cada día del registro; se realizó una SAM_{61d} para $ALIN_p$, lo que permitió obtener $ALIN_{p61d}$ para cada día del registro. Luego se suavizaron los datos de $ALIN_{p61d}$ mediante PM_7 , PM_{15} y PM_{29} . Estos datos constituyeron la fuente de información para comparar con las variables LOD y VV_g .

Tratamiento de datos: fuerza resultante de gravedad

A partir de datos de la NASA (2018) relacionados con las distancias y las coordenadas X , Y , Z de cada cuerpo celeste (medidas con respecto a la Tierra como origen del sistema de referencia), se calculó la fuerza resultante de gravedad (F_{Rg}). Para ello, se consideraron los vectores de fuerza de gravedad de cada cuerpo celeste con la Tierra (ocho planetas, el Sol y la Luna), para cada día del registro del periodo 2000-2015. Debido a las tres dimensiones del sistema, F_{Rg} para el día i se estimó con la Ecuación (4):

$$F_{Rg_i} = \sqrt{F_{X_i}^2 + F_{Y_i}^2 + F_{Z_i}^2} \quad (4)$$

F_{xi} , F_{yi} y F_{zi} son los componentes del vector F_{Rg} ; se definen como las sumatorias de las fuerzas de gravedad de cada cuerpo celeste n en el respectivo eje coordenado para el día i . Es decir:

$$F_{X_i} = \sum F_{X_{ni}} \quad (5)$$

$$F_{Y_i} = \sum F_{Y_{ni}} \quad (6)$$

$$F_{Z_i} = \sum F_{Z_{ni}} \quad (7)$$

Para cada componente de la fuerza de gravedad:

$$F_{X_{n_i}} = F_{xy_{n_i}} \cos \alpha_{n_i} \quad (8)$$

$$F_{Y_{n_i}} = F_{xy_{n_i}} \sin \alpha_{n_i} \quad (9)$$

$$F_{Z_{n_i}} = F_{G_{n_i}} \sin \varphi_{n_i} \quad (10)$$

Según la Figura 2, se observa que:

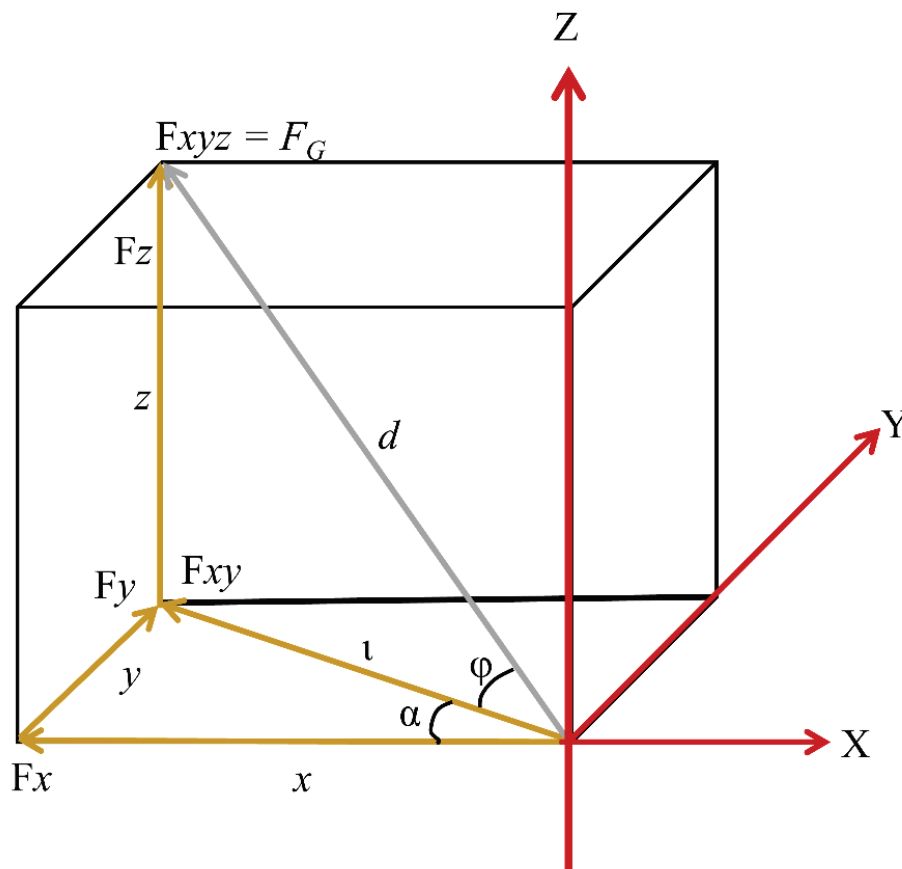


Figura 2. Componentes de la fuerza de gravedad.

$$F_{xy_{n_i}} = F_{G_{n_i}} \cos \varphi_{n_i} \quad (11)$$

Entonces, se describió en función de los ángulos:

$$F_{X_{n_i}} = (F_{G_{n_i}} \cos \varphi_{n_i}) \cos \alpha_{n_i} \quad (12)$$

$$F_{Y_{n_i}} = (F_{G_{n_i}} \cos \varphi_{n_i}) \sin \alpha_{n_i} \quad (13)$$

$$F_{Z_{n_i}} = F_{G_{n_i}} \sin \varphi_{n_i} \quad (14)$$

Donde:

$$\cos \varphi_{n_i} = \frac{l_{n_i}}{d_{n_i}} \quad (15)$$

$$\sin \varphi_{n_i} = \frac{z_{n_i}}{d_{n_i}} \quad (16)$$

$$\sin \alpha_{n_i} = \frac{y_{n_i}}{l_{n_i}} \quad (17)$$

$$\cos \alpha_{n_i} = \frac{x_{n_i}}{l_{n_i}} \quad (18)$$

La fuerza de gravedad entre el cuerpo n y la Tierra durante el día i se definió:

$$F_{G_{n_i}} = G \frac{m_T m_n}{dist_{n_i}^2} \quad (19)$$

Donde:

G = constante de gravitación universal ($G = 6.67 \times 10^{-11} \text{ Nm}^2/\text{kg}^2$)

m_T = masa de la Tierra

m_n = masa del cuerpo celeste n (kg)

$dist_{ni}$ = distancia entre ambos cuerpos (km)

Se realizó una SAM_{61d} para F_{Rg} , lo que permitió obtener F_{Rg61d} para cada día del registro; se suavizaron los datos obtenidos mediante PM_7 , PM_{15} y PM_{29} . Estos datos constituyeron la fuente de datos a comparar con la variable LOD.

Para encontrar el coeficiente de determinación R^2 entre las bases de datos utilizadas del periodo 2000-2015, se hizo una regresión lineal múltiple en el programa Excel, versión 2013, con un nivel de confianza de 95 %. La VV_{g61d} fue la variable a explicar y $ALIN_{p61d}$, F_{Rg61d} y ΔLOD_{61d} , las variables explicativas:

$$VV_{g61d} = b_0 + b_1 ALIN_{p61d} + b_2 F_{Rg61d} + b_3 \Delta LOD_{61d} \quad (20)$$

Donde:

b_0 = coeficiente de intercepción

b_1 = coeficiente de la variable $ALIN_{p61d}$

b_2 = coeficiente de la variable F_{Rg61d}

b_3 = coeficiente de la variable ΔLOD_{61d}

Etapa II: tratamiento de datos para el análisis en México

A partir de las bases de datos de normales climatológicas del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2018) se obtuvieron los registros de precipitación medio mensual de todas las estaciones climatológicas (EC) de la república mexicana del periodo 1962-2015. Al excluir las estaciones sin registros, solo se consideraron 4 388 EC. Con base en el posicionamiento geográfico de las EC y en la suma anual de los valores de precipitación, se construyó un mapa de isoyetas (interpolación IDW en *ArcGis* versión 10.4) de México: se reconocieron seis regiones (R) de análisis según la cantidad de lluvia acumulada anualmente ($P_{acum \cdot año}$); se eligieron 710 EC en total para el análisis: R1, 102 EC. R2, 95. R3, 8. R4, 280. R5, 100 y R6, 35. Los promedios de precipitación para cada día del periodo de estudio ($PP_{diaria-anual}$) se obtuvieron al incluir los datos de las EC de cada región. Como se consideraron los años bisiestos, se obtuvieron 366 datos de las precipitaciones diarias anuales ($P_{diaria-anual}$). A la base de datos de cada región se le aplicó un PM_7 .

En cada una de las seis bases de $P_{diaria-anual}$, se estimaron las diferencias de promedios ($Dif_{promedios}$) mediante la diferencia de $PP_{diaria-anual}$ y de ($P_{diaria-anual}$). Los valores obtenidos constituyeron una nueva base de datos en la que se identificaron los intervalos de días en los que la

precipitación fue mayor (datos con signo positivo) o menor (datos con signo negativo) con respecto a la $P_{\text{diaria-anual}}$ del periodo de estudio. Los intervalos de los días en los que la $\text{Dif}_{\text{promedios}}$ fue negativa o positiva, se registraron de forma alternada.

En el proceso se compararon las bases de datos de $\text{Dif}_{\text{promedios}}$ con aquella de AP (generada con el programa *CELESTIA*). Para ello, se efectuó la suma de AP por intervalos de tiempo (positivos y negativos). Es decir, se consideraron intervalos de tiempo alternados: en cada uno se realizó la suma de AP y la suma de $\text{Dif}_{\text{promedios}}$, según los signos y la temporada de estudio, las cuales se establecieron en rangos de tiempo generalizados, pues esos eventos generan cada año variaciones meteorológicas en el periodo de ocurrencia: temporada de huracanes del 16 de mayo al 15 de octubre; frentes fríos del 16 de octubre al 15 de febrero; incendios y vientos fuertes del 16 de febrero al 15 de mayo, y canícula del 10 de julio al 20 de agosto. Finalmente, se realizaron los análisis por temporadas con base en el signo de los valores de $\text{Dif}_{\text{promedios}}$ y de correlación para el periodo 1962-2015 (Figura 3).

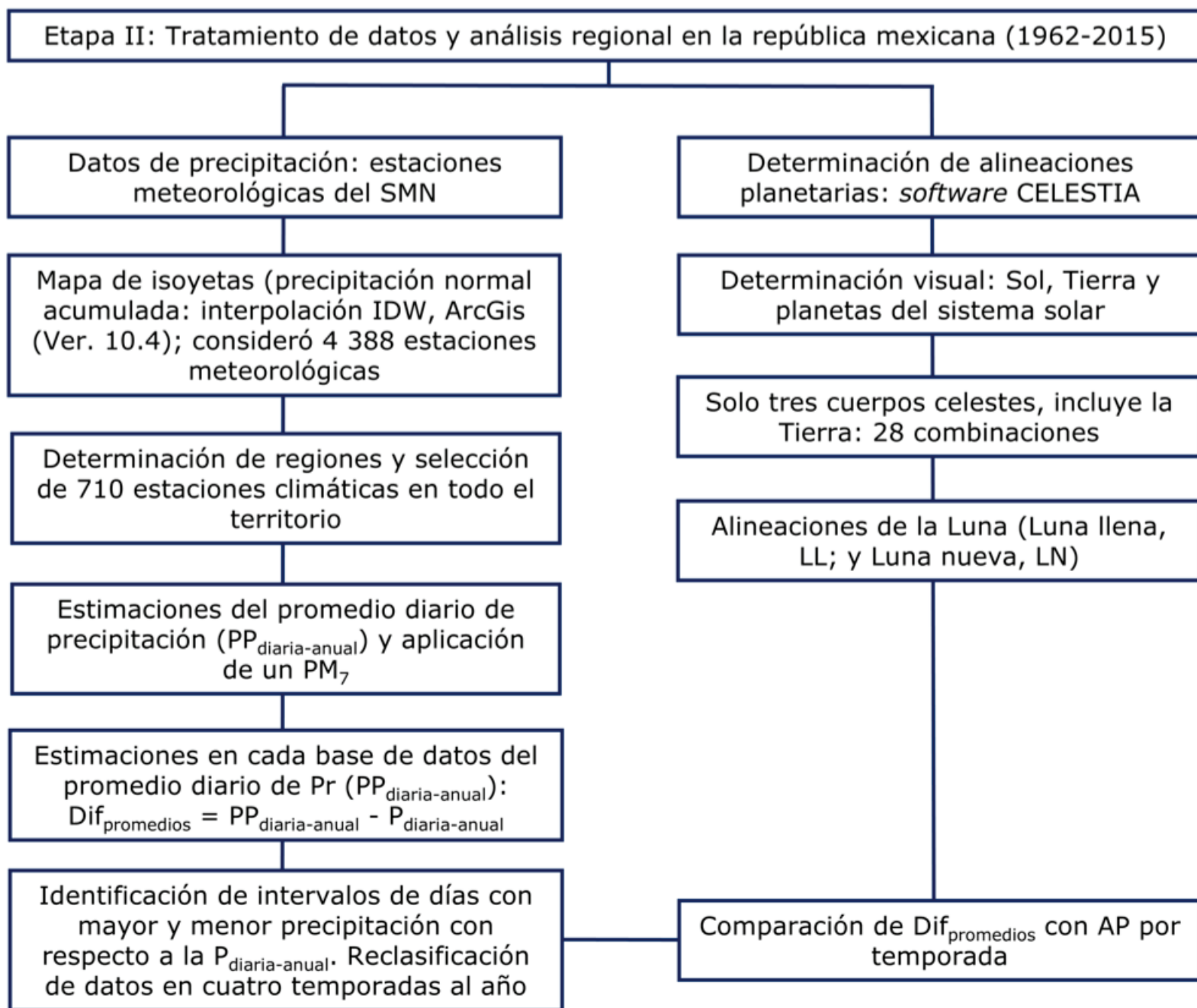


Figura 3. Etapa II de la metodología. AP = alineaciones planetarias; PM7 = promedio móvil de 7 días; $P_{diaria-anual}$ = precipitaciones diarias anuales; $PP_{diaria-anual}$ = promedios de precipitación diarios anuales; SMN = Sistema Meteorológico Nacional.

Resultados y discusión

Establecimiento de la correspondencia: duración del día y velocidad del viento (ΔLOD_{61d} suavizado- VV_{g61d} suavizado)

En la Figura 4 se muestran las fluctuaciones de ΔLOD_{61d} y de VV_{g61d} (previo tratamiento con PM) del periodo 2000-2015. Los valores extremos de ΔLOD_{61d} fueron los siguientes: +0.000989082 s del 5 de septiembre de 2011 y -0.001281387 s del 4 de junio de 2010. Los de VV_{g61d} : 120 717.41 km·h⁻¹ del 5 de septiembre de 2004 y 171 090.26588 km·h⁻¹ del 17 de abril de 2012. Ambas variables mostraron una relación similar: conforme aumentaron los valores de ΔLOD_{61d} , se registraron incrementos en VV_{g61d} ; cuando se presentaron descensos en los valores de ΔLOD_{61d} , disminuyeron los valores de VV_{g61d} ; mientras que todos los cambios en las dos variables se produjeron casi al mismo tiempo.

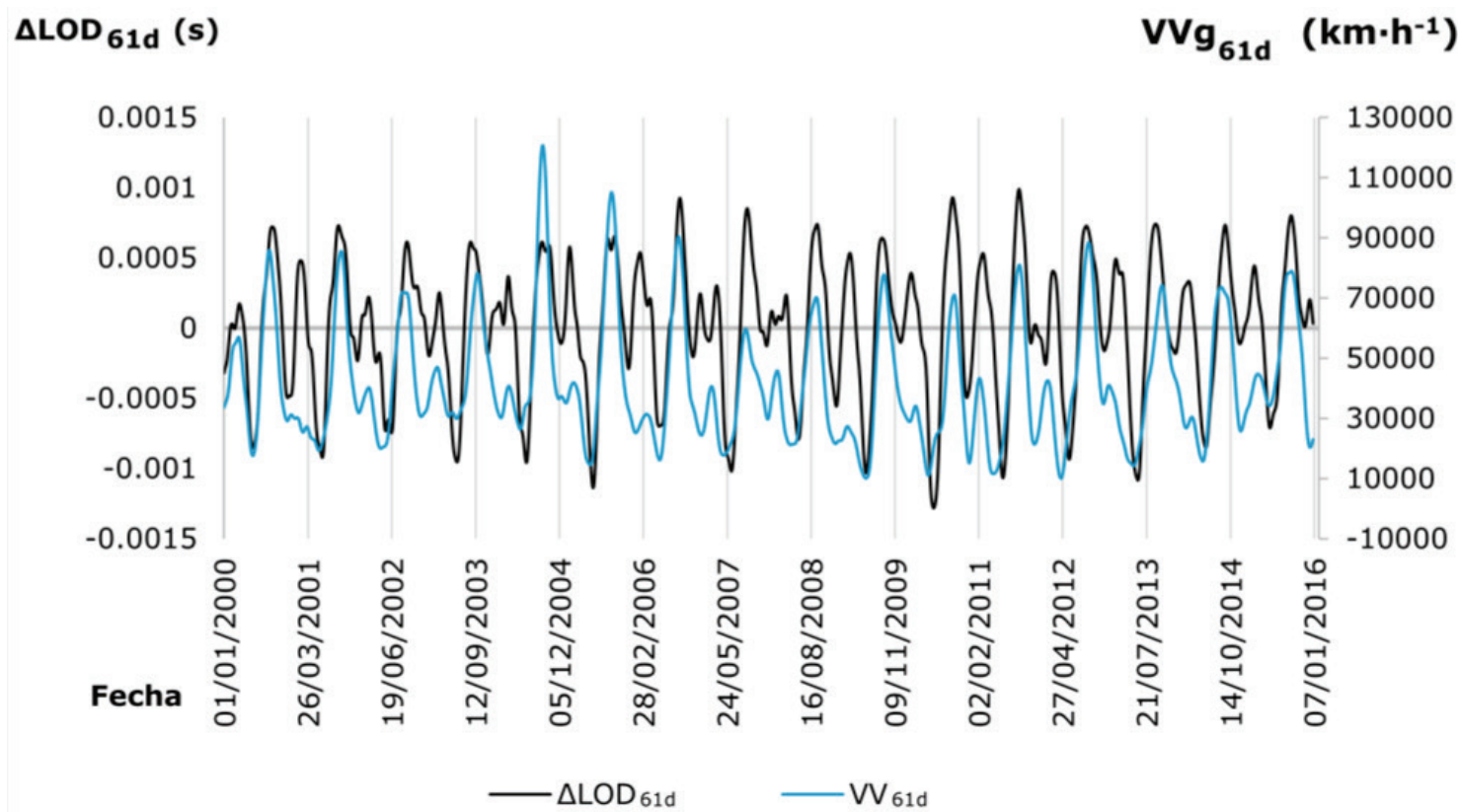


Figura 4. Comportamiento de ΔLOD_{61d} y VV_{g61d} , periodo 2000-2015.

Para el periodo de estudio se identificaron 16 ciclos anuales pareados entre ambas funciones. En los ciclos se registraron dos crestas por cada variable: una de mayor magnitud (cresta alta) que la otra (cresta baja). En cada año, las crestas bajas de la curva de VV_{g61d} ocurrieron entre febrero e inicios de marzo (de forma similar que la cresta baja de ΔLOD_{61d}); y las crestas altas, en los últimos días de agosto y los primeros días de septiembre (igual que la cresta alta de ΔLOD_{61d}).

La curva de VV_{g61d} de la Figura 4 muestra que los incrementos de las crestas altas de 2004 y 2005 fueron superiores en comparación con otros años. La curva de ΔLOD_{61d} reveló dos picos en las crestas altas de esos años, a diferencia de los demás años del registro: las crestas de

2004 no difieren significativamente entre sí, mientras que las relativas a 2005 mostraron el mismo comportamiento. Según la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), la fuerza e intensidad de los eventos climáticos de esos años es el reflejo de una intensificada variabilidad climática y de la presencia de un ciclo climático de larga duración, pues 2004 y 2005 mostraron una tendencia al incremento en la fuerza, concentración y número de eventos climáticos anómalos o por encima de las medias históricas (CEPAL, 2006). En 2004 se produjeron a escala mundial 93 eventos climáticos; y en 2005, 103, que implicaron una gran cantidad de materia y energía en movimiento a causa de la VV. De acuerdo con la CEPAL (2006), por primera vez en 154 años de registro de huracanes, en 2005 se tuvo el mayor número (13) y la afectación de múltiples eventos en México, islas del Caribe como Cuba, y la península de Yucatán.

Los picos detectados en las crestas altas de ΔLOD_{61d} de 2004 y 2005 se produjeron a finales de agosto, septiembre e inicio de octubre. En septiembre de 2004 se presentaron 18 ciclones tropicales: 12 fueron huracanes; seis con categoría cuatro, y dos con categoría cinco. En 2005 se registraron 24 ciclones: 16 se desarrollaron como huracanes; dos con categoría cinco, y cuatro con categoría cuatro, que se tipificaron como los eventos meteorológicos más peligrosos debido a la VV, la precipitación que descargaron y los daños que causaron (CEPAL, 2006).

Al comparar las crestas de cada ciclo anual de las variables ΔLOD_{61d} y VV_{g61d} para el periodo 2000-2015, se encontró que la magnitud de cambio en la primera cresta de la curva de ΔLOD_{61d} fue menor con respecto a la segunda cresta; el mismo comportamiento se observó en VV_{g61d} . Esto implicó que conforme menor magnitud de cambio en ΔLOD_{61d} , se presentó menor VV_{g61d} (primera mitad de cada ciclo anual) y

que a mayor magnitud de cambio en ΔLOD_{61d} , se generó mayor VV_{g61d} (segunda mitad de cada ciclo anual).

Mazzarella (2007) observó correspondencia entre las órbitas planetarias, LOD y el clima terrestre. Mientras que Scafetta (2010) encontró relaciones entre variaciones astronómicas, LOD y presión sobre el fondo del océano y oscilaciones climáticas. En tanto que Zotova, Bizouardc y Shum (2016) revelaron correlaciones estadísticas entre LOD y la temperatura ($r = 0.92 \pm 0.03$) en periodos de 60 años, y entre la oscilación de Chandler y los cambios en el nivel del mar ($r = 0.72 \pm 0.08$). Así, en dicha investigación se concluyó que:

1. LOD y la oscilación de Chandler se conectaron con fluctuaciones en la temperatura global y el nivel del mar.
2. Las variaciones en la rotación de la Tierra influyen en la circulación oceánica a través de la fuerza Coriolis, con efectos menores.

Por su parte, Kurbasova *et al.* (2011) encontraron para 2009-2010 correlaciones estadísticas entre los cambios de parámetros climáticos (presión atmosférica, radiación solar y temperatura) y LOD en Nikitski Garden, Ucrania, con periodos de 26.9, 13.8 y 9.1 días, lo que sugiere que las variaciones y su correlación con las oscilaciones en la VR de la Tierra se conectan con el mecanismo del efecto solar-lunar en la atmósfera.

Establecimiento de la correspondencia: duración del día y alineaciones planetarias (ΔLOD_{61d} suavizado - ALIN_{p61d} suavizado)

Para el periodo 2000-2015 se identificaron 16 ciclos anuales pareados. La curva de ΔLOD_{61d} muestra que cada ciclo se formó por dos crestas: la primera del año es baja; la segunda, alta (Figura 4). Esto significa que la primera cresta del año fue de magnitud de cambio menor en LOD con respecto a la segunda: la cresta baja se presentó entre enero y junio, con el pico entre febrero y marzo. La cresta alta ocurrió entre mayo-junio y diciembre-enero, con el pico entre el final de agosto e inicio de septiembre. En tanto, se contabilizaron 3 321 AP en total; el valor máximo de AP por día fue 80 y se presentó el 22 y el 23 de febrero de 2009; el valor menor fue seis y ocurrió en cada uno de los días del 23 al 26 de abril de 2004. La Figura 5 muestra el comportamiento de ALIN_{p61d} (previo tratamiento con PM).

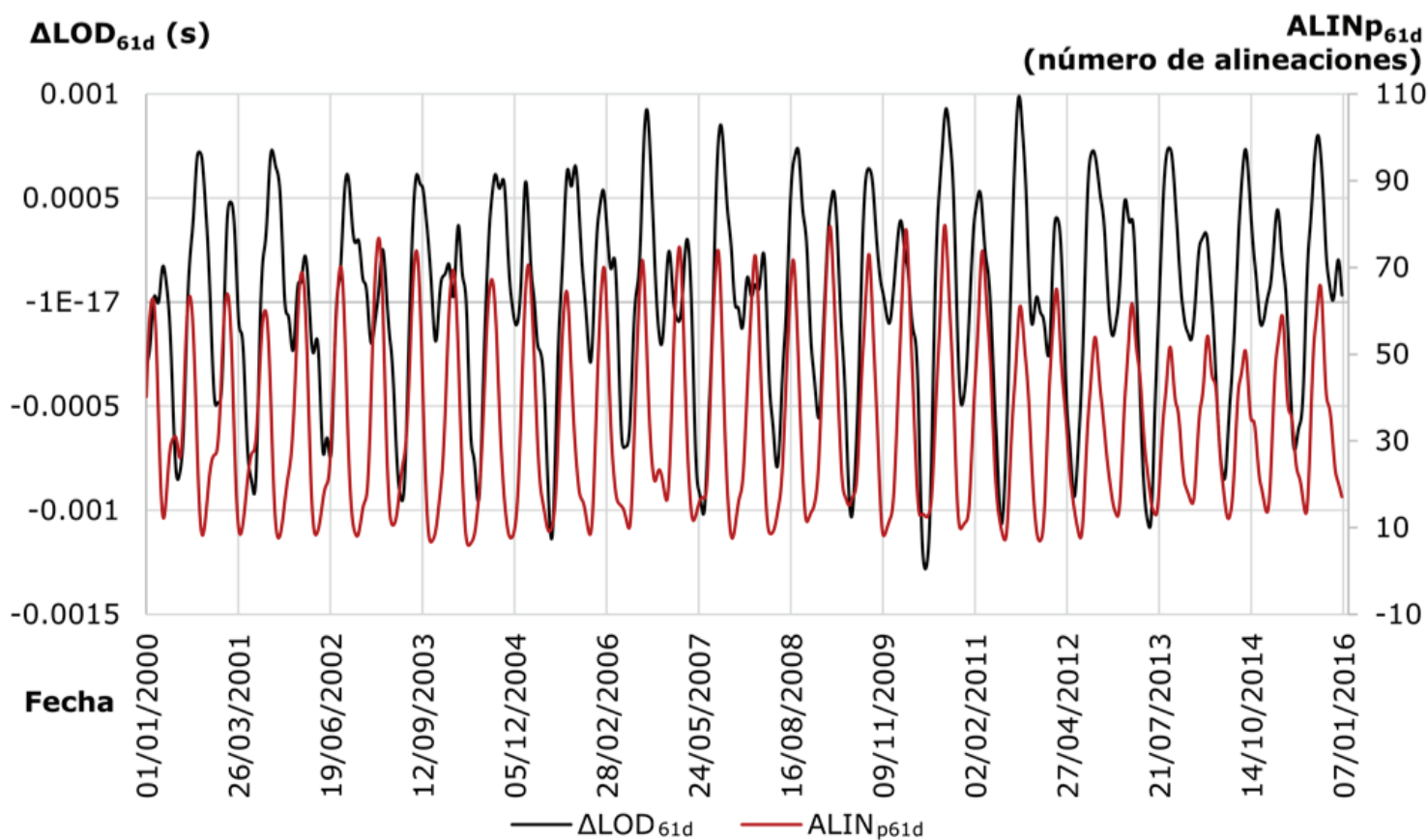


Figura 5. Comportamiento de ΔLOD_{61d} y de ALIN_{p61d} , periodo 2000-2015.

Al comparar ALIN_{p61d} con ΔLOD_{61d} , se notó que conforme se presentaron incrementos en los valores de ALIN_{p61d} , también se produjeron aumentos en los valores de ΔLOD_{61d} , y cuando se generaron disminuciones en los valores de ALIN_{p61d} , también en ΔLOD_{61d} ; las fluctuaciones de ambas variables ocurrieron, por lo general, en los mismos intervalos de tiempo.

La curva de ALIN_{p61d} presentó dos crestas por cada ciclo anual, cada una con su similar de la curva de ΔLOD_{61d} , aunque los periodos de inicio y término de cada cresta de ALIN_{p61d} no coincidieron con aquellos de

ΔLOD_{61d} , pues la primera cresta se presentó de marzo-abril a septiembre-octubre, y la segunda en los meses restantes, para cerrar el ciclo anual. Los picos de las crestas de la curva $ALIN_{p61d}$ se registraron en el intervalo de tiempo de las crestas de ΔLOD_{61d} . Excepto la primera cresta de los años 2003, 2007, 2008 y 2010, que mostraron diferencia con respecto a las crestas bajas de ΔLOD_{61d} , del periodo 2000-2005, los picos de las crestas de $ALIN_{p61d}$ se registraron en enero y julio de 2006-2010, en febrero y agosto de 2011-2015, en marzo y septiembre; esto mostró el desfase de un mes por quinquenio.

La primera cresta de $ALIN_{p61d}$ de cada año del registro mostró una magnitud similar que la segunda cresta en algunos años, como de 2001 a 2003. En la mayoría de los casos, la primera cresta del año fue superior que la segunda; esto indicó que el número de AP fue similar en ambas crestas o bien mayor en la primera cresta del año. Sin embargo, el número de AP disminuyó a partir de la segunda cresta de 2011.

Al contrastar las crestas de cada ciclo anual de las variables $ALIN_{p61d}$ y ΔLOD_{61d} del periodo 2000-2015 se encontró que:

1. La primera cresta de la curva de $ALIN_{p61d}$ reveló mayor número de AP en comparación con la segunda.
2. La magnitud de cambio de ΔLOD_{61d} fue menor en la primera cresta (primera mitad del año) con respecto a la segunda.

Lo anterior indicó una relación inversa: conforme aumentó el número de AP, se registró una magnitud de cambio menor en ΔLOD_{61d} (primera mitad de cada ciclo anual). Cuando se presentó un número menor de AP, se incrementó ΔLOD_{61d} (segunda mitad de cada ciclo anual).

Establecimiento de la correspondencia: alineaciones planetarias y velocidad del viento ($ALIN_{p61d}$ suavizado y VV_{g61d} suavizado)

La Figura 6 muestra las tendencias de $ALIN_{p61d}$ y VV_{g61d} para el periodo 2000-2015 (ambos, previo tratamiento con PM): dos crestas por ciclo anual para cada una de las variables. Cada cresta de la curva de $ALIN_{p61d}$, se acompañó por una cresta de la curva de VV_{g61d} . A escala anual, cada que se incrementaron los valores de $ALIN_{p61d}$ aumentaron los valores de VV_{g61d} . Cuando se registraron descensos en $ALIN_{p61d}$, también disminuyeron los valores de VV_{g61d} . Por lo tanto, la velocidad máxima de viento sostenido a escala global y anual aumentó con el número de AP. En una escala interanual, la primera cresta de la curva de $ALIN_{p61d}$ fue superior en la mayoría de los ciclos anuales con respecto a la segunda, las cuales se registraron en enero-febrero y julio-agosto.

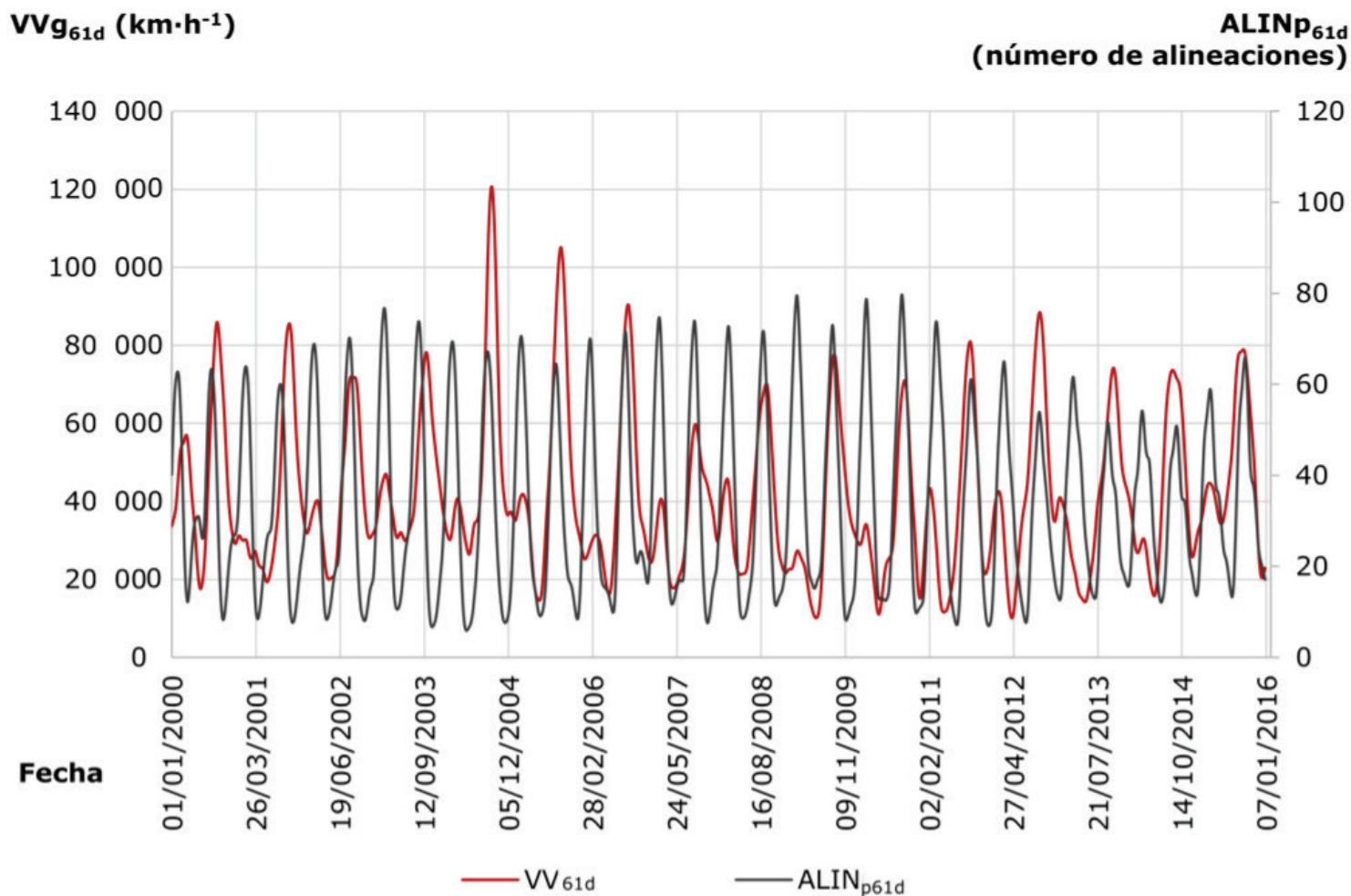


Figura 6. Comportamiento de VV_{g61d} y de $ALIN_{p61d}$, periodo 2000-2015.

En cada ciclo anual de la curva VV_{g61d} se observó una cresta baja y otra alta; la primera se registró en febrero-marzo; la segunda, en agosto-septiembre. Eso mostró que los picos de la curva de VV_{g61d} se presentaron, en promedio, un mes más tarde con respecto a la fecha en que se alcanzó el máximo número de AP.

Las segundas crestas de 2004 y 2005 indicaron que las VV superaron los valores registrados en otros años. Las velocidades máximas

se alcanzaron el 5 de septiembre de 2004 ($120\,717.41\text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$) y el 10 de septiembre de 2005 ($105\,114.62139\text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$), cuando se detectaron 57 y 44 AP, respectivamente. A partir de 2011 disminuyó el número de AP; la cresta menor (2013) indicó valores de 50 AP por día.

Al comparar las crestas interanuales de ALIN_{p61d} y VV_{g61d} , se notó que la primera cresta de la curva de ALIN_{p61d} reveló un número mayor de AP en comparación con la segunda, y la VV_{g61d} fue menor en la primera cresta; conforme aumentó el número de AP se registró menor VV_{g61d} (primera mitad de cada ciclo anual). Cuando se presentó el menor número de AP, se incrementó VV_{g61d} (segunda mitad de cada ciclo anual). Los números bajos de AP se produjeron todo el año, principalmente en marzo, abril, septiembre y octubre de cada ciclo.

Establecimiento de la correspondencia: duración del día y fuerza resultante de gravedad (ΔLOD_{61d} suavizado- F_{Rg61d} suavizado)

La Figura 7 demuestra en la curva de F_{Rg61d} la existencia de ciclos anuales: las crestas se registraron en los primeros días de enero; los valles, al inicio de julio. Los valores de F_{Rg61d} oscilaron entre $2.09\text{E}+30$ y $2.23\text{E}+30$ newtons. Cada ciclo anual de F_{Rg61d} se vinculó con dos crestas de la curva de ΔLOD_{61d} : los valles de ambas funciones se relacionaron con el desfase constante de un mes (inicio de junio para ΔLOD_{61d} y de julio para F_{Rg61d}). La cresta de F_{Rg61d} se registró en los primeros días de enero y coincidió con el valle alto que mostró la función de ΔLOD_{61d} , el cual fluctuó desde el intermedio de diciembre hasta el inicio de enero.

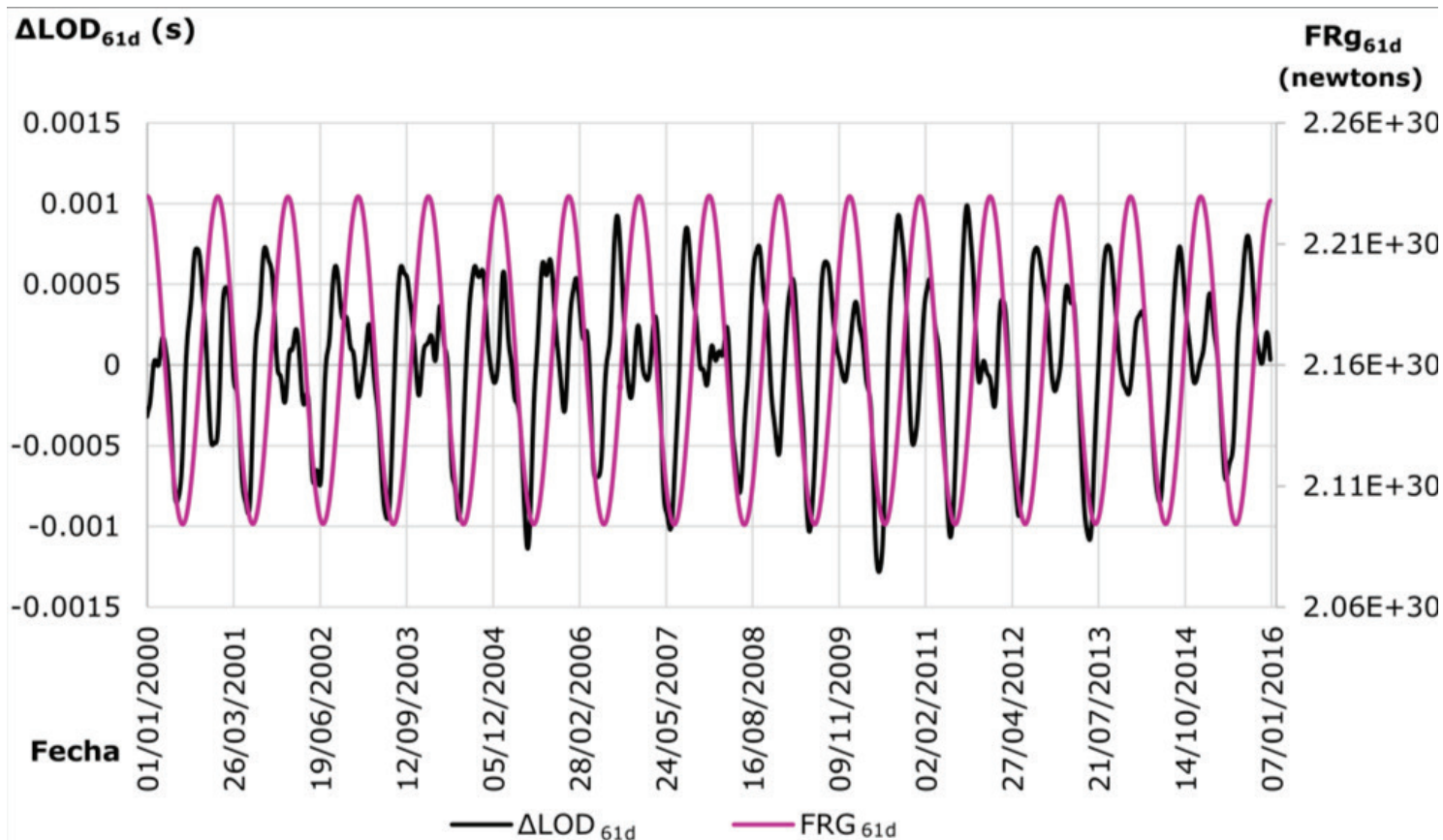


Figura 7. Comportamiento de ΔLOD_{61d} y F_{Rg61d} , periodo 2000-2015.

Debido a que la F_{Rg61d} denota la fuerza gravitacional resultante entre los cuerpos celestes y la Tierra, al analizar la Figura 6 se encontró que la curva señala ciclos anuales terrestres regulares, donde se aprecia el equilibrio que se presenta en la interacción de los planetas del sistema solar, como un sistema externo a la Tierra relacionado con la Tierra misma. Es decir, se observó el vínculo entre un sistema de fuerzas vectoriales externas a la Tierra (F_g) y la respuesta de esta (LOD), lo que permite inferir cierta influencia de los planetas del sistema solar en el complejo movimiento de la Tierra. El resultado de la regresión lineal múltiple señaló la Ecuación (21):

$$VV_{g61d} = (3.97E + 05) - (9.51E + 01)ALIN_{p61d} - (1.63E - 25)FR_{g61d} + (3.55E + 07)\Delta LOD_{61d} \quad (21)$$

El coeficiente de R^2 ajustado fue de 60 % (Tabla 2), lo que indicó que la variabilidad de VV_{g61d} en ese porcentaje se relacionó linealmente con las variables $ALIN_{p61d}$, ΔLOD_{61d} y FR_{g61d} .

Tabla 2. Datos obtenidos en el cálculo estadístico de la varianza en el programa Excel.

	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Promedio de los cuadrados	F	Valor crítico de F
Regresión	3	1.44995E+12	4.83318E+11	2917.8	0.00E+00
Residuos	5840	9.6738E+11	165647285.5	----	----
Total	5843	2.41733E+12	----	----	----

Análisis regional de México: precipitación y alineaciones planetarias

En la Figura 8 se observan las seis regiones de México que presentaron la mayor cantidad de $P_{acum} \cdot \text{año}$ del periodo 1962-2015. La Figura 9 muestra el comportamiento de la $\Delta_{precipitación}$ y de la suma de AP para dichas regiones: A) región uno (R1): temporada de frente frío, del 16 de octubre al 15 de febrero; B) región uno (R1): temporada de incendios y vientos fuertes del 16 de febrero al 15 de mayo; C) región dos (R2): temporada de incendios y vientos fuertes del 16 de febrero al 15 de mayo; D) región tres (R3): temporada de canícula del 10 de julio al 20 de agosto; E) región cuatro (R4): temporada de incendios y vientos fuertes del 16 de febrero

al 15 de mayo; F) región cuatro (R4): temporada de canícula del 10 de julio al 20 de agosto; G) región cinco (R5): temporada de canícula del 10 de julio al 20 de agosto; H) región seis (R6): temporada de incendios y vientos fuertes del 16 de febrero al 15 de mayo.

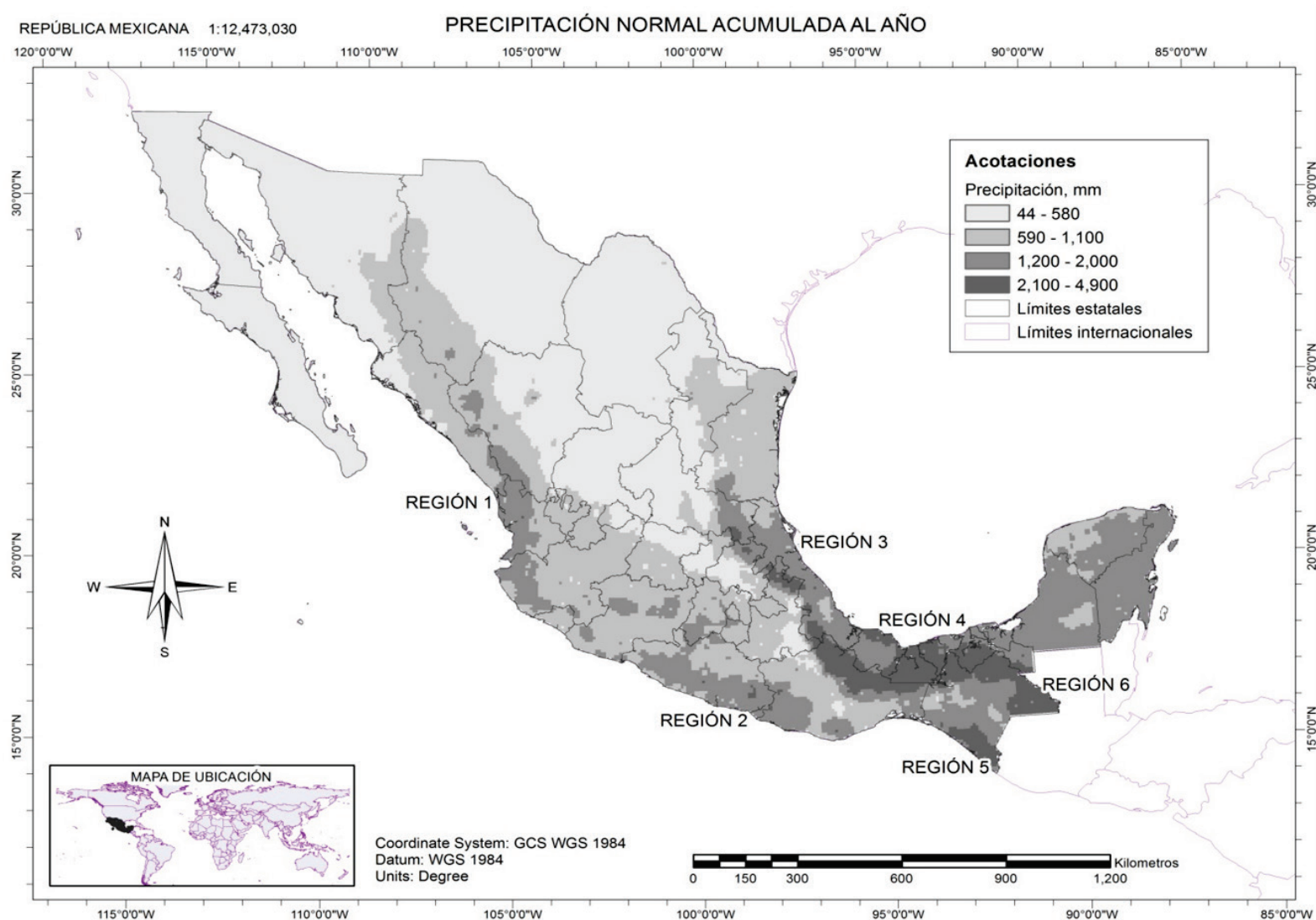


Figura 8. Regiones de la república mexicana con la mayor cantidad de precipitación acumulada anualmente (1962-2015).

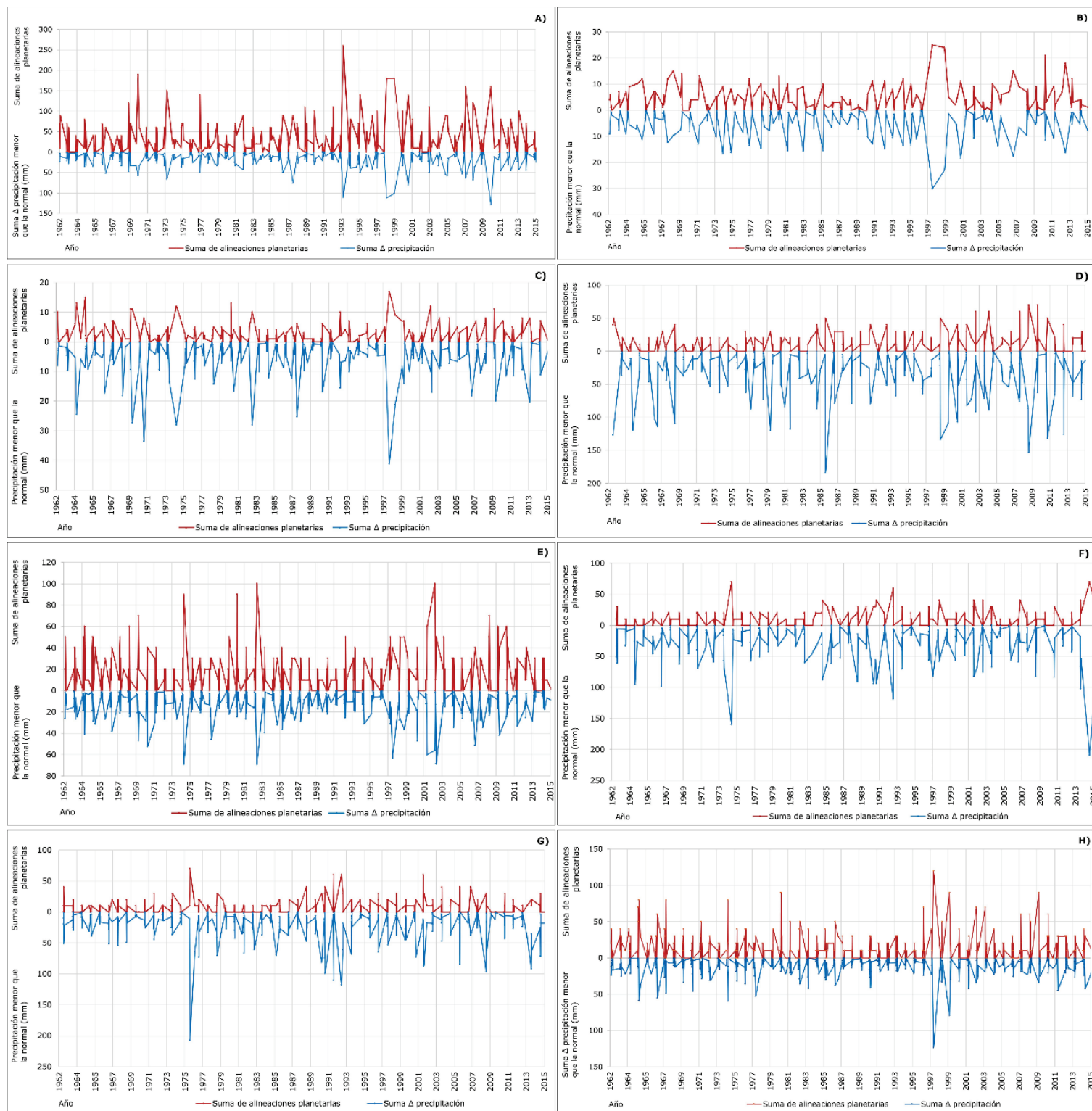


Figura 9. Diferencia de precipitación vs. número de alineaciones planetarias (1962-2015).



Al comparar la suma de $\Delta_{\text{precipitación}}$ con el número de AP, se obtuvieron los coeficientes de correlación R^2 (Tabla 3), considerando los intervalos en los que el $PP_{\text{diaria-anual}}$ fue menor que la $P_{\text{diaria-anual}}$ debido a que aquellos valores de $\Delta_{\text{precipitación}}$ que fueron positivos mostraron valores de R^2 menores con respecto a los primeros. Las correlaciones indicaron que conforme aumentó el número de AP, el valor de $\Delta_{\text{precipitación}}$ fue mayor.

Tabla 3. Correlaciones estadísticas entre la diferencia de precipitación diaria y el número de alineaciones planetarias (1962-2015).

Región	Estados que abarca	Temporada climática	Fecha de ocurrencia	Coeficiente R^2	Días con mayor Δ precipitación (mm)	Δ precipitación (mm)	AP
R1	Colima, Durango, sur de Sinaloa, oeste de Nayarit y Jalisco	Frentes fríos	Del 16 de octubre al 15 de febrero	0.86	9 de marzo de 1994 3 de febrero de 1999 12 de diciembre de 2010	-110 -111.7 -128.8	26 18 16
		Incendios y vientos fuertes	Del 16 de febrero al 15 de mayo	0.74	12 de julio de 1998 15 de noviembre de 1999	-30 -23	24 25
R2	Sur de Guerrero y suroeste de Oaxaca	Incendios y vientos fuertes	Del 16 de febrero al 15 de mayo	0.62	27 de febrero de 1971 25 de septiembre de 1998	-33.6 -41.1	8 17
R3	Sur de Tamaulipas, sureste de San Luis Potosí, noreste de Hidalgo, norte de Puebla y de Veracruz	Canícula	Del 10 de julio al 20 de agosto	0.72	4 de agosto de 1986 7 de agosto de 2009	-184 -153.7	5 7
R4	Norte de Oaxaca, noroeste de Chiapas, sur de Tabasco y Veracruz, y sureste de Puebla	Incendios y vientos fuertes	Del 16 de febrero al 15 de mayo	0.95	22 de abril de 1975 5 de junio de 1983 28 de abril de 2003	-69.3 -69.1 -68.6	9 10 10
		Canícula	Del 10 de julio al 20 de agosto	0.92	1 de julio de 1975 26 de julio de 2015	-159.8 -208.82	7 7
R5	Noreste de Oaxaca y sur de Chiapas	Canícula	Del 10 de julio al 20 de agosto	0.80	29 de julio de 1976 8 de julio de 1993	-207 -118	7 6
R6	Sureste de Chiapas	Incendios y vientos fuertes	Del 16 de febrero al 15 de mayo	0.76	14 de mayo de 1998 21 de febrero de 2000	-123.3 -79.4	12 9

AP = alineaciones planetarias.

La R1 y la R4 mostraron correlaciones para dos temporadas climáticas, las demás regiones solo para una temporada (Tabla 2). La R4 generó los valores de R^2 más altos (0.95 para incendios y vientos fuertes, y 0.92 para canícula), seguidos de la R1 (0.86 para frentes fríos) y la R5 (0.8 en canícula). El valor de R^2 más bajo fue para la R2 (0.62 en incendios y vientos fuertes).

En la Figura 8 se observó que los mayores valores derivados de la suma del número de AP se relacionaron con los mayores valores de la suma de $\Delta_{\text{precipitación}}$, mismos que fueron menores que la $P_{\text{diaria-anual}}$.

Eventos hidrometeorológicos extremos a escala global y alineaciones planetarias

En el periodo 1998-2015, en los días cercanos a la formación de AP, se produjeron huracanes en la Tierra (Tabla 4). En la Figura 10 se muestra la trayectoria de Dean a partir del 21 de agosto de 2007. En su desarrollo desde depresión tropical hasta huracán (categoría cinco en escala Saffir-Simpson), se presentaron nueve AP en las que participaron el Sol (cuatro AP), Mercurio (cuatro), Saturno y Venus (ambos, dos), Júpiter y Neptuno (ambos, una).

Tabla 4. Alineaciones planetarias identificadas durante la formación de huracanes en el mundo, 1998-2015.

Huracán	Países impactados en la trayectoria	Fecha	Velocidad del viento ($\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$)	Categoría	Alineaciones planetarias ^p	
Georges	Puerto Rico, Haití, República Dominicana, norte del Caribe	Sep 15, 1998	55.6	DT	SJ	----
		Sep 20, 1998	240.8	H-4	MeJ	----
		Sep 20, 1998	213	H-4	LN	----
		Sep 24, 1998	120.4	H-1	VJ	----
		Sep 25, 1998	148.2	H-1	SMe	----
Iván	EUA	Sep 13, 2004	259.3	H-5	MeU	----
		Sep 14, 2004	259.3	H-5	LN	----
		Sep 15, 2004	222.2	H-4	SMa	----
Wilma	México	Oct 17, 2005	82.1	TT	LL	----
		Oct 22, 2005	219	H-4	SJ	MeMa
Ileana	México	Aug 21, 2006	63.9	TT	MeSa	MeN
		Ag 23, 2006	146	H-1	LN	
		Ag 27, 2006	73	TT	VSa	VN
Dean	Belice, Jamaica y México	Ag 13, 2007	55.6	DT	SN	VSa
		Ag 14, 2007	55.6	DT	MeN	
		Ag 15, 2007	92.6	TT	SMe	
		Ag 17, 2007	148.2	H-1	SV	MeV
		Ag 18, 2007	231.5	H-4	MeSa	----
		Ag 21, 2007	268.5	H-5	SSa	----
		Ag 23, 2007	55.6	DT	MaJ	----

Huracán	Países impactados en la trayectoria	Fecha	Velocidad del viento (km·h ⁻¹)	Categoría	Alineaciones planetarias ^p	
Sinlaku	China y Taiwán	Sep 08, 2008	83.3	TT	MeMa	----
		Sep 12, 2008	213	H-4	SU	VMa
		Sep 14, 2008	166.7	H-2	MeV	LL
Sandy	Cuba, islas Bahamas, Jamaica, EUA	Oct 25, 2012	157.4	H-2	SSa	----
		Oct 28, 2012	120.4	H-1	MaJ	----
		Oct 30, 2012	129.6	TT	LL	----
Manuel	México	Sep 16, 2013	55.6	DT	MeU	----
		Sep 18, 2013	55.6	DT	VSa	----
		Sep 19, 2013	120.4	H-1	LL	----

DT = depresión tropical

H = huracán

TT = tormenta tropical

J = Júpiter

LN = Luna nueva

Ma = Marte

Me = Mercurio

N = Neptuno

S = Sol

Sa = Saturno

U = Urano

V = Venus

^pNo indica el orden de los cuerpos celestes en las alineaciones planetarias

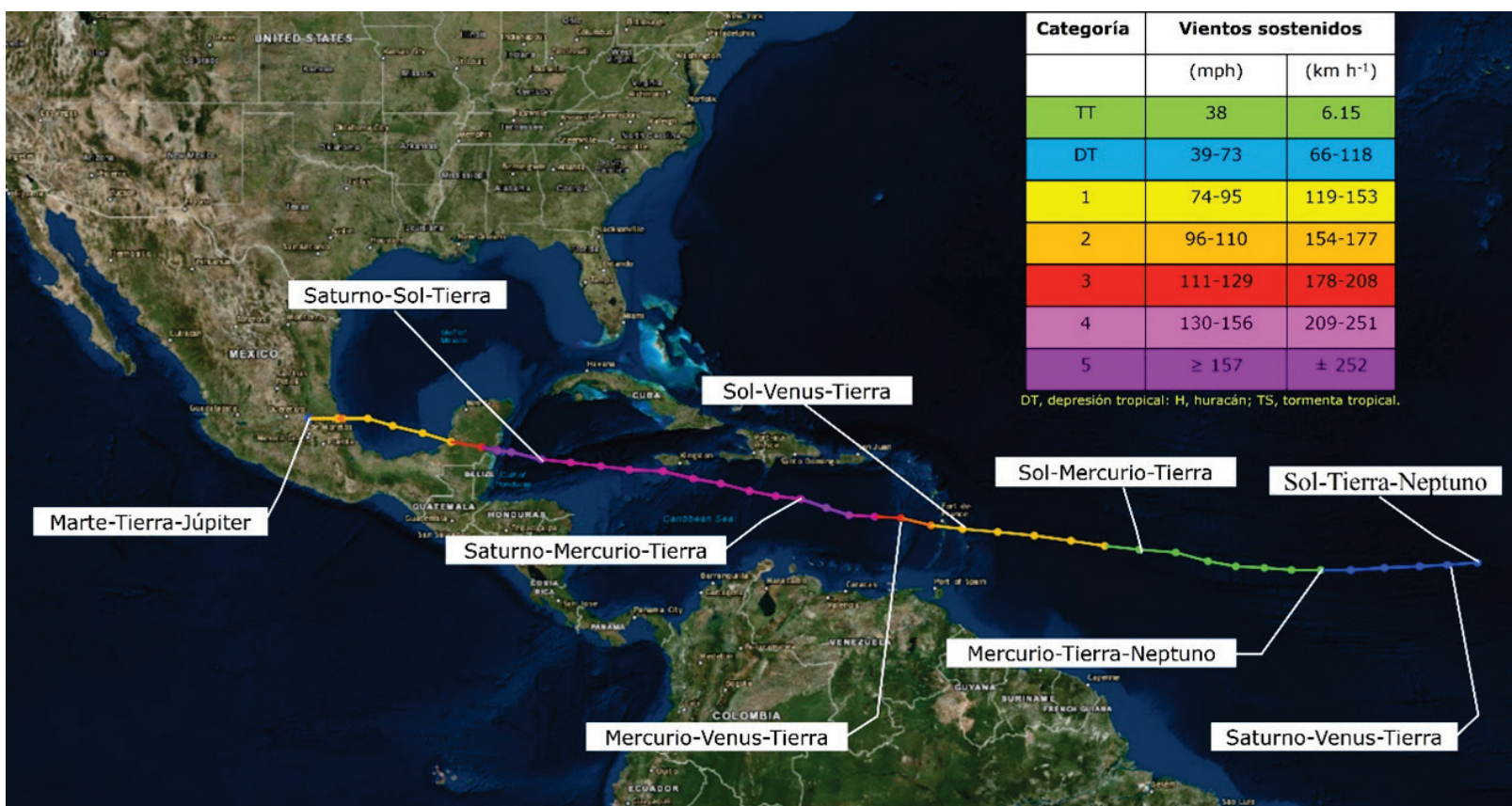


Figura 10. Trayectoria del huracán Dean (2007) y formación de alineaciones planetarias. Elaborado con información de la NOAA (2018) y de *CELESTIA* (Laurel, 2011).

El movimiento de los planetas influye en la Tierra través de (Scafetta, 2010; Fairbridge, 1984):

- I. Cambios en la velocidad y la tasa de rotación de la Tierra, lo que desencadena sismicidad y vulcanicidad.
- II. Modificaciones abruptas en el baricentro del Sol asociado con ciclos de manchas solares de 11 y 22 años.
- III. Variaciones del campo geomagnético terrestre por cambios en el viento solar.

IV. Los ciclos de mareas lunares y luni-solares, que generan modulación de mareas y corrientes oceánicas.

La Tierra y el sistema Tierra-Luna se afectan por las variables Sol-planetarias (Mörner, 2013), la gravedad solar-planetaria con el sistema Tierra-Luna y transferencia de momento angular a la cupla Tierra-Luna. Lo que visto desde una perspectiva global altera el ciclo hidrológico y las características de la lluvia.

Los resultados obtenidos en la presente investigación indicaron en el periodo 2000-2015, que las oscilaciones climáticas terrestres tuvieron una correspondencia astronómica, observada en ciclos anuales:

1. En la relación ΔLOD_{61d} - VV_{g61d} se detectaron magnitudes de cambio menores en ΔLOD_{61d} asociadas con las menores VV_{g61d} en la primera mitad del ciclo, y magnitudes de cambio mayores en ΔLOD_{61d} vinculadas con mayores VV_{g61d} en la segunda mitad del ciclo.

2. En ΔLOD_{61d} suavizado- ALIN_{p61d} suavizado se identificó una correspondencia inversa: conforme aumentó el número de AP, se registró una magnitud de cambio menor en ΔLOD_{61d} en la primera mitad del ciclo, mientras que, en la segunda mitad, al disminuir el número de AP, se incrementó ΔLOD_{61d} .

3. En ALIN_{p61d} suavizado- VV_{g61d} suavizado se presentó un comportamiento similar: al ascender los valores de ALIN_{p61d} , también aumentaron aquellos de VV_{g61d} ; cuando descendieron los valores de ALIN_{p61d} , también disminuyeron los relativos a VV_{g61d} (la velocidad máxima de viento sostenido a escala global y anual aumentó con el número de AP).

4. En ΔLOD_{61d} suavizado- F_{Rg61d} suavizado se detectaron dos crestas de ΔLOD_{61d} por una de F_{Rg61d} , los valles de ambas funciones se relacionaron con el desfase constante de un mes (junio para ΔLOD_{61d} , y

julio para F_{Rg61d}). Además de ello, se notó la coincidencia entre la formación de AP y de eventos hidrometeorológicos extremos.

Aunque los resultados anteriores permiten ver una correspondencia entre el arreglo planetario en el sistema solar en el periodo 2000-2015 y la formación de huracanes en la Tierra, son insuficientes para establecer generalizaciones; es pronto asegurar que cada que se produce un huracán se acompaña por al menos una AP. Si se considera que los eventos climáticos se generan a partir de la energía que resulta por la formación de AP y su incidencia en la Tierra, entonces cualquier evento climático con manifestación de energía podría presentarse: huracanes, erupciones volcánicas, cambios en la temperatura atmosférica y oceánica, e incluso auroras boreales y terremotos, entre otros. Por ello, y ante la falta de investigaciones que consideren las variables estimadas en este estudio, se reduce la posibilidad de comparar directamente este trabajo con otros, por lo que es necesario realizar un análisis mayor al respecto.

Diversas investigaciones demostraron que las oscilaciones climáticas se impulsan por múltiples mecanismos astronómicos externos a la Tierra (energía electromagnética y gravitacional, principalmente). Las modificaciones que se producen en LOD por las mareas lunares y solares levantadas en el cuerpo sólido de la Tierra, y en los océanos y aportes solares (marea atmosférica semidiurna), en conjunto generan un aumento constante en LOD de $2.3 \text{ ms siglo}^{-1}$ (Stephenson, 2003).

También se consideran fenómenos astronómicos como las AP, manchas solares, momento angular, la precesión orbital de la Luna (Li *et al.*, 2011) y variaciones de viento estratosférico (oscilación cuasi-bienal) y El Niño, que implican estados de energía en la Tierra (Fairbridge, 1984), y se distinguen por sincronizaciones entre las oscilaciones naturales del sistema solar y del clima terrestre, por ejemplo, las variaciones solares

con periodos de ~ 60 años (Veretenenko & Ogurtsov, 2019) que se manifiestan con anomalías de la temperatura global (Vasiliev & Dergachev, 2017), oscilaciones del nivel medio global del mar (Chambers, Merryfield, & Nerem, 2012), variaciones en la temperatura de la superficie marina en el Atlántico norte (la oscilación multidecadal del Atlántico) (Knudsen, Seidenkrantz, Jacobsen, & Kuijpers, 2011) y la oscilación del Atlántico norte (Mazzarella & Scafetta, 2012); mientras que los ciclos solares de ~ 11 años intensifican los ciclones de latitudes medias en los frentes polares (Veretenenko & Ogurtsov, 2016).

Según Charvátová (2009), y Wilson, Carter y Waite (2008), la variación solar se impulsa por los planetas a través de mareas y mecanismos de acoplamiento gravitacional de órbita-giro, donde el movimiento inercial del Sol en el centro de masa del sistema solar es el agente que describe el fenómeno. El Sol influye en el clima por medio de diversos mecanismos y retroalimentaciones, como es el caso de los patrones de marea solares, que se correlacionan con la ocurrencia de erupciones solares; mientras que la AP de Júpiter, la Tierra y Venus se sincroniza con el ciclo solar de Schwabe de 11 años (Hung, 2007).

Con una complejidad creciente, diversos ciclos interactúan con los de las emisiones solares. Los efectos más destacados son El Niño y ENOS (El Niño/Oscilación del Sur), probablemente forzado por las retroalimentaciones atmosféricas de la región de Indonesia/Nueva Guinea. El ENOS se produce de forma irregular en intervalos de 2 a 9 años, y revela forzamientos de potencial lunar y solar. Los forzamientos son en su mayoría fracciones de la serie de cuadratura planetaria de 4 448 años. Estos aparecen en el 154th de la cuadratura de 69.50575 años, y tres veces en los forzamientos de 208.522 años, que son prominentes en el flujo de carbono 14 en los anillos de los árboles (Fairbridge, 2003).

Antico y Kröhling (2011) indicaron que la variabilidad de la descarga del río Paraná (América del sur) podría estar impulsada por el movimiento solar, forzamientos y oscilaciones climáticas internas. Aunque Scafetta (2010) comentó que esas relaciones se explican por una función física aún desconocida, que depende de las órbitas de los planetas y de sus posiciones.

Los efectos de las fuerzas gravitacionales que actúan en la Tierra cuando orbita el Sol son complejos. Las mareas que resultan del tirón combinado de la Luna y el Sol afectan el movimiento de los océanos e impactan físicamente los movimientos atmosféricos; dichas fuerzas ejercen un estrés en la corteza terrestre e influyen en la liberación de energía tectónica, especialmente en forma de actividad volcánica, y así modifican el clima. Los efectos orbitales de esos movimientos aceleran o ralentizan la VR de la Tierra, que inducen pequeños movimientos del Sol sobre el centro de masa del sistema solar, con un potencial de mínima influencia periódica sobre el clima terrestre (Burroughs, 2003).

Los efectos combinados de la Luna y el Sol se complican por la forma (elipse con el Sol en el centro) y el periodo de la órbita de la Tierra alrededor del Sol (365.25 días), y la órbita (elipse con la Tierra en el centro) de la Luna alrededor de la Tierra (periodo de 27.533 días, conocido como mes anómalo). Debido al movimiento de la Tierra alrededor del Sol, el tiempo en el que la Luna, la Tierra y el Sol se alinean por la LL es de 29.531 días (mes sinódico). Como la órbita de la Luna está en un ángulo de $5^{\circ} 9'$ con respecto al plano ecuatorial de la Tierra, los movimientos se realizan por encima y por debajo de este plano cada mes. Al cruzar el ecuador, cuando la declinación a la eclíptica es cero, la duración del ciclo entre los cruces ecuatoriales en la misma dirección es

de 27.332 días (mes de marea), por lo que 13 meses de marea abarcan 355 días (año de marea).

Aunque la Tierra y la Luna regresan a la misma posición después de un año, se requiere más tiempo para que ocurran repeticiones precisas de alineación. Esto pone de manifiesto el movimiento del perihelio de la Tierra (el punto en su órbita cuando está más cerca del Sol) y del perigeo de la Luna (el punto en su órbita cuando está más cerca de la Tierra). La distancia fluctuante entre estos tres cuerpos ejerce una influencia continua sobre las fuerzas de marea, por lo que las posiciones relativas del perihelio y el perigeo influyen en la periodicidad de plazos mayores sobre el clima (Burroughs, 2003).

Existen dos periodos de relevancia: el primero es de 8.85 años en el avance de la longitud del perigeo de la Luna y determina la alineación del perigeo con el perihelio de la Tierra; el segundo es de 18.61 años en la regresión de la longitud del nodo (línea que une los puntos en los que orbita la Luna), y define la exactitud de la alineación del perigeo de la Luna y el perihelio de la Tierra. La importancia de los periodos radica en que tienen valores que parecen estar relacionados con las periodicidades en las estadísticas meteorológicas y que estos movimientos pueden producir efectos físicos que podrían explicar las fluctuaciones observadas en el clima; el ciclo de 18.61 años es el de mayor estudio en torno a las mareas.

Lo anterior afecta la variación de la máxima declinación de la Luna desde la eclíptica. Debido a la inclinación del eje de la Tierra, el plano ecuatorial se encuentra en un ángulo de $23^{\circ} 27'$ de la eclíptica. Esto se combina con el ángulo de la órbita de la Luna con el plano ecuatorial, de modo que la máxima declinación hacia la eclíptica es $28^{\circ} 40'$ N y S. Pero este valor extremo ocurre solo cada 8.6 años. En el extremo opuesto, a

medio camino entre cuando la declinación máxima es la diferencia entre la inclinación del eje de la Tierra y el ángulo de la órbita de la Luna desde el plano ecuatorial, el valor varía solo entre $18^{\circ} 21'$ N y S. La importancia de esta variación es que cuando la declinación es mayor, las fuerzas de marea en latitudes altas son mayores. Los picos recientes en estas fuerzas se registraron en 1913, 1931, 1950, 1969 y mediados de 1988.

La importancia del ciclo de 8.85 años en la alineación del perigeo de la Luna y el perihelio de la Tierra radica en su conjunción con el ciclo de 18.61 años; las estimaciones del estrés de las mareas en altas latitudes desde el año 1100 demostraron que existe una resonancia de marea cada 179.3 años (Roosen *et al.*, 1976, en Burroughs, 2003).

Las tormentas en la Tierra predominan en dos categorías: las que se originan cerca del ecuador y las que se desarrollan en las latitudes subpolares. En la primera, la Luna juega un rol importante, ya que tiene un ciclo de declinación de 18.6134 años, que cambia la posición cenital de la Luna durante el hem ciclo (a casi 1 200 km de norte a sur sobre cada hemisferio), lo que acelera las corrientes geostróficas, como la corriente del Golfo y Kuo Shio. Una corriente del Golfo más fuerte calienta la corriente de Murmansk al norte de Rusia y retrocede el hielo marino polar creando una temporada extendida de aguas abiertas, lo que aumenta la nevada sobre Siberia y Asia central (Fairbridge, 2003).

Kent *et al.* (2018) señalaron otro proceso capaz de cambiar el clima: el tirón gravitacional de Venus y Júpiter, que alarga la órbita de la Tierra en 5 % cada 405 000 años. Por ello, el planeta pasa por una etapa media: a los 202 500 años del inicio del ciclo, en la que la órbita es casi circular; eso influye en la cantidad de luz solar que ha llegado al hemisferio norte y ha modulado el clima de la Tierra durante los últimos 205 millones de años.

Dichos autores indicaron que este efecto sobre la órbita es debido a Venus (por su cercanía con la Tierra) y Júpiter (presenta la mayor masa del sistema solar). Así, las órbitas de esos planetas hacen que cada varios cientos de miles de años, la posición de estos mundos "tire" de la Tierra en relación con el Sol, o bien que el efecto sea contrario. Al combinar ambos, los investigadores determinaron que el ciclo de 405 000 años potencia los efectos de otros ciclos planetarios que influyen en el clima.

El movimiento de la longitud se divide en dos clases: nutacional (incluye precesión) y polar. Las nutaciones son movimientos del eje de giro de la Tierra con respecto a un marco de referencia inercial. El polar es el movimiento de la Tierra sólida en relación con el eje de giro de la Tierra. La precesión es la nutación más grave, con un periodo de 26 000 años, causada por el torque gravitacional en el abombamiento ecuatorial de la Tierra desde el Sol, la Luna y los planetas, y tiene una amplitud angular de 23.5° , el ángulo entre el ecuador y el plano de la órbita de la Tierra (la eclíptica).

La inclinación de la órbita de la Luna con respecto al ecuador de la Tierra induce una nutación lunar en la Tierra. El Sol perturba la órbita lunar y hace que preceda (rote en el plano de la eclíptica) con un periodo de 18.6 años, con la nutación inducida que tiene el mismo periodo y una amplitud de nueve segundos de arco. También hay nutaciones con periodos de un año solar, un mes lunar y en los armónicos de las frecuencias dominantes, con nutaciones más pequeñas que ocurren en periodos de medio año solar y medio mes, y los armónicos de estos. El medio periodo es causado por el par que es simétrico sobre el plano ecuatorial. Las comparaciones con los datos meteorológicos sugieren que las variaciones rápidas del movimiento polar son parcialmente conducidas por cambios en la presión atmosférica superficial, modificadas por la

respuesta del nivel del mar a la carga atmosférica y por las variaciones del viento (Gross & Lindqwister, 1992).

Además de los efectos de las mareas del Sol, la Luna y la Tierra, existe la influencia de los otros planetas del sistema solar. Destacan los movimientos de Júpiter, Saturno, Urano y Neptuno, que tienen periodos orbitales de 11.86, 29.5, 84 y 165 años, respectivamente. Esos planetas, solos o en combinación, influyen en las fuerzas de marea en la Tierra. Aunque la influencia de la marea de los planetas sobre la atmósfera y los océanos de la Tierra es pequeña, en contraste con las variaciones de las fuerzas de marea debido a los movimientos de la Tierra y la Luna alrededor del Sol.

La alineación de Júpiter, Saturno, Urano y Neptuno (sínodo) ocurre ± 179 años. Los movimientos de Mercurio, Venus, Tierra y Marte definen la época del año en que ocurre el sínodo. Investigaciones de Burroughs (2003) revelaron que, en China, después del año 1600 a. C, cuando el sínodo se produjo en la mitad del año de verano, las siguientes décadas tendieron a ofrecer veranos cálidos. Por el contrario, después de los sínodos de invierno hubo inviernos fríos más frecuentes. En tanto que cuando la agrupación de los planetas era más estrecha, los efectos tendían a ser más pronunciados.

La explicación física de estas observaciones parece ser la forma en que la configuración planetaria hace que la Tierra acelere o ralentice su órbita. Mientras que el periodo de la órbita de 365.24 días permanece inalterado, cuando la Tierra viaja hacia la agrupación de los planetas gigantes se acelera y cuando se aleja de ellos se ralentiza. Esto significa que pasa menos tiempo en la mitad de la órbita cuando está más cerca de la conjunción de los planetas y más tiempo en el lado más alejado del

Sol. Entonces, si el sínodo ocurre en la mitad del año de verano, este periodo se alargará ligeramente y viceversa.

Existe la teoría de que los movimientos planetarios causan el comportamiento cíclico de los números de manchas solares (Okal & Anderson, 1975, en Burroughs, 2003), pues los periodos de las órbitas de Júpiter, Urano y Neptuno coinciden con los ciclos de 11, 90 y 180 años. De particular interés son los efectos de los planetas en el movimiento del Sol alrededor del centro de la masa del sistema solar: los cálculos muestran que este movimiento complicado está dominado por las órbitas de Júpiter y Saturno y, en particular, el tiempo que tarda Júpiter en recorrer Saturno de 19.9 años; pero en los últimos 1 200 años, el periodo del movimiento del Sol varió entre 15 y 26 años. Otro ciclo importante es el de 177.9 años, que coincide con las 15 órbitas de Júpiter y seis de Saturno. La consecuencia del movimiento del Sol es afectar su achatamiento, diámetro y VR, lo que influye en el mecanismo de la mancha solar.

Stephenson *et al.* (1995) estudiaron los datos de eclipses de la Europa medieval, la antigua Babilonia, la China antigua y medieval, y el mundo árabe medieval. Los investigadores encontraron que la tasa media de aumento en LOD es de $1.7 \text{ ms siglo}^{-1}$, y que la existencia de variaciones cuasi-periódicas de origen no mareal tienen una amplitud equivalente a 3 ms y periodicidad de 1 500 años.

Según Fairbridge (1984), el ciclo de Schwabe tiene baja influencia en la temperatura terrestre y se puede restringir a ciertas regiones geográficas, mientras que modula el nivel del mar costero, lo que se observa en las variaciones del LOD conducidas por los vientos zonales.

Fairbridge (2003) señaló que, históricamente, la temperatura del Ártico tiene un papel similar en los ciclos de declinación de la Luna y de manchas solares (11/12 años), en proporción de 3:5; pero en latitudes altas, el doble ciclo de manchas solares o inversión solar magnética (22.24 años) es significativo, con una razón de 6:10 y periodicidad de 16-111 años. También indicó un vínculo con los ciclos planetarios en una figura de triple relación: 317.749 años (siete vueltas de Urano-Saturno/16 vueltas de Saturno-Júpiter/17 ciclos de declinación lunar). Esto se confirmó con los registros de tormentas en forma geomórfica, físicamente una "escalera" de 184 líneas de playa levantadas isostáticamente en la bahía de Hudson (Fairbridge & Hillaire-Marcel, 1977), que datan de más de 8 000 años, lo cual se replicó en otras partes del Ártico e indica una periodicidad promedio de 45 años, con modulaciones secundarias a los 111, 317 años e intervalos más largos.

Fairbridge (2003) comentó que el agua trae un pulso frío con cada marea ascendente a la atmósfera inferior, una secuencia de entrada tan fría que corresponde a los ciclos de la marea, que se modulan en diversos intervalos de tiempo: quincenal, estacional (con los monzones), anual, con los periodos perigeo/perihelio (cuatro y ocho años) y con la declinación (18.6 años). Esto produce una resonancia de 16:15 entre el periodo lunar de 18.6 años y el latido de Saturno-Júpiter. Aún más, hay ciclos lunares de amplificación a los 31, 62, 93, 111, 186 y 558 años.

Las relaciones entre otros eventos naturales en la Tierra y las AP también se han documentado. Es el caso de los terremotos que se registraron en diciembre de 2004: el día 24 bajo el océano Austral (al sureste de Hobart), y el 26 bajo el océano Índico, con magnitudes de 8.1 y 9.3 en la escala de Richter, respectivamente. El segundo terremoto ocasionó un devastador tsunami en Asia. Los movimientos tectónicos se

produjeron por la combinación de varios factores externos a la Tierra (Dickman, 2006): la separación angular de los planetas con respecto a un círculo en el plano en el que orbitan (eclíptica) y centrado en el Sol. Dickman (2006) concluyó que las AP tuvieron un impacto en la abundancia de manchas solares con una respuesta detectable de la Tierra, pues se registraron 47 manchas solares el día 23, mismas que disminuyeron a 11 para el día 27, y aumentaron a 60 para el día 31.

Los factores anteriores han repercutido en los cambios climáticos del pasado. Existe evidencia de que los periodos glaciares ocurridos en ciclos regulares durante los últimos tres millones de años se vinculan con variaciones regulares de la órbita terrestre alrededor del Sol, lo que coincide con los ciclos de Milankovitch (Solomon *et al.*, 2007). Esos ciclos consisten en pequeñas variaciones de la órbita terrestre, por lo que producen cambios apreciables en la distribución y abundancia de la energía solar que llega a la superficie terrestre. Según la teoría de Milankovitch, la Tierra está actualmente en el máximo de un ciclo de calentamiento de 21 000 años, que acabó con el último periodo glacial. Por tanto, dentro de milenios comenzarían los efectos del enfriamiento natural del clima.

Por su parte, Scafetta y Willson (2013), y Tan y Cheng (2012) concluyeron que el Sol, la heliosfera y la magnetosfera terrestre están parcialmente modulados por fuerzas gravitacionales y magnéticas planetarias sincronizadas con oscilaciones planetarias.

Conclusiones

En el presente estudio se lograron los objetivos propuestos, pues se encontraron tendencias entre la longitud del día, las alineaciones planetarias y el clima terrestre para el periodo 2000-2015:

1. La correspondencia entre ΔLOD y el comportamiento de la velocidad del viento en eventos tropicales a nivel global se determinó como recíproca, ya que cuando se presentó magnitud menor de cambio en las variaciones de ΔLOD , se registró menor velocidad del viento (primera mitad de cada ciclo anual); y cuando ocurrió la magnitud de cambio mayor en ΔLOD , también fue mayor la velocidad del viento (segunda mitad de cada ciclo anual).

2. La relación entre las alineaciones planetarias en las que interviene la Tierra y ΔLOD se estableció como inversa a escala interanual, pues conforme aumentó el número de alineaciones, se registró magnitud de cambio menor en ΔLOD (primera mitad de cada ciclo anual); cuando se presentó un menor número de alineaciones, se incrementaron las variaciones de ΔLOD (segunda mitad de cada ciclo anual).

3. El vínculo entre las alineaciones planetarias en las que interviene la Tierra y la velocidad del viento en eventos tropicales indicó que, a escalas anual y global, la velocidad máxima de viento sostenido aumentó con el número de alineaciones planetarias. En escala interanual, la relación fue inversa: al aumentar el número de alineaciones planetarias, disminuyó la velocidad del viento (primera mitad de cada ciclo anual); cuando decreció el número de alineaciones planetarias, se incrementó la velocidad del viento (segunda mitad de cada ciclo anual). La relación entre las alineaciones planetarias en las que interviene la Tierra y la precipitación en la república mexicana se determinó como

homóloga: con el incremento del número de alineaciones planetaria se registraron los mayores valores de lluvia.

Por lo anterior, se estima que la relación entre el clima espacial y el clima terrestre se define por la influencia de la energía solar en el sistema planetario. Es decir, energía externa (eléctrica, de gravedad y magnética) que influye en la energía interna de la Tierra.

Recomendaciones

De manera particular, se recomienda el uso de métodos matemáticos o modelos especializados en el análisis de series de datos con comportamiento temporal, para determinar la frecuencia de las funciones y definir las variables dominantes en el clima espacial. De manera general, se propone: 1) generar mayor conocimiento en el tema, que permita su uso como herramienta de predicción de eventos meteorológicos extraordinarios; 2) formalizar una ciencia de estudio de las fuerzas astronómicas operantes sobre el clima terrestre; 3) fomentar la investigación para definir las posibles relaciones de variables diversas del clima terrestre según el campo de estudio, como la astrofísica, biología, climatología, fisicoquímica de la atmósfera, geología, meteorología, oceanografía, paleomagnetismo, sismicidad y vulcanología, entre otros), que se pudieran afectar por el clima espacial.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca de estudios de postgrado del primer autor. Al Sistema Meteorológico Nacional, por la proporción de datos utilizados para este trabajo.

Referencias

- Antico, A., & Kröhling, D. M. (2011). Solar motion and discharge of Paraná River, South America: Evidence for a link. *Geophysical Research Letters*, 38, L19401. <https://doi.org/10.1029/2011GL048851>
- Burroughs, W. J. (2003). Extraterrestrial influences. In: *Weather cycles: Real or imaginay?* (pp. 173-210). Cambridge, UK: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511841088.007>
- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2006). *Los efectos de los desastres en 2004 y 2005: la necesidad de adaptación de largo plazo*. México, DF, México: Sede Subregional de la CEPAL en México.
- Chambers, D. P., Merryfield, M. A., & Nerem, R. S. (2012). Is there a 60-year oscillation in global mean sea-level? *Geophysics Research Letters*, 39, L18607. <https://doi.org/10.1029/2012GL052885>
- Charvátová, I. (2009). Long-term predictive assessments of solar and geomagnetic activities made on the basis of the close similarity between the solar inertial motions in the intervals 1840-1905 and 1980-2045. *New Astronomy*, 14(1), 25-30. <https://doi.org/10.1016/j.newast.2008.04.005>
- Dickey, J. O., Marcus, S. L., Hide, R., Eubanks, T., & Boggs, D. (1994). Angular momentum exchange among the Solid Earth, atmosphere, and oceans: A case study of the 1982-1983 El Niño event. *Journal of Geophysical Research*, 99, 23921-23937. <https://doi.org/10.1029/94JB01249>

- Dickman, K. W. (2006). Short and longer-term planetary effects on Sun and Earth. *Energy & Environment*, 17, 63-73. <https://doi.org/10.1260/095830506776318705>
- Fairbridge, R. W., & Hillaire-Marcel, C. (1977). An 8,000-yr palaeoclimatic record of the 'Double-Hale' 45-yr Solar cycle. *Nature*, 268, 413-416. <https://doi.org/10.1038/268413a0>
- Fairbridge, R. W. (1984). Planetary periodicities and terrestrial climate stress. In: Mörner, N. A., & Karlén, W. (eds.). *Climatic changes on a yearly to millennial basis* (pp. 509-520). Boston, USA: Reidel Publ. Co. https://doi.org/10.1007/978-94-015-7692-5_49
- Fairbridge, R. W. (2003). Climate and keplerian planetary dynamics, the "Solar Jerk", the King-Hele Cycle, and the challenge to climate science. *21st Century Science and Technology*, 16(1), 23-29.
- Gross, R. S., & Lindqwister, U. J. (1992). Atmospheric excitation of polar motion during the GIG'91 measurement campaign. *Geophysical Research Letters*, 19, 849-852. <https://doi.org/10.1029/92GL00935>
- Gross, R. S. (2007). Earth rotation variations – long period. In: Shubert, G. (ed.). *Treatise on geophysics* (239-294). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-044452748-6.00057-2>
- Hide, R., & Dickey, J. O. (1991). Earth's variable rotation. *Science*, 253, 629-637. <https://doi.org/10.1126/science.253.5020.629>
- Hung, C. C. (2007). *Apparent relations between Solar activity and Solar tides caused by the planets* (report NASA/TM-2007-214817). Cleveland, USA: NASA Glenn Research Center Cleveland.

- Ideal. (2018). *Calendario lunar*. Recuperado de <https://calendarios.ideal.es/calendario-Lunar/fases-Lunares/2000>
- IERS, International Earth Rotation and Reference Systems. (2018). *20 C04 time series*. Recuperado de http://hpiers.obspm.fr/eopppc/eop/eopc04/eopc04_IAU2000.62-now
- Kent, D. V., Olsen, P. E., Rasmussen, C., Lepre, C., Mundil, R., Irmis, R. B., Gehrels, G. E., Giesler, D., Geissman, J. W., & Parker, W. G. (2018). Empirical evidence for stability of the 405-kiloyear Jupiter-Venus eccentricity cycle over hundreds of millions of years. *PNAS*, 115(24), 6153-6158. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800891115>
- Knudsen, M. F., Seidenkrantz, M. S., Jacobsen, B. H., & Kuijpers, A. (2011). Tracking the Atlantic Multidecadal Oscillation through the last 8,000 years. *Nature Communication*, 2, 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms1186>
- Kurbasova, G. S., Korsakova, S. P., Rybalova, M. N., & Shlikar, G. N. (2011). Correlations of changes in the Earth's rotational velocity and some climate characteristics: Spectral estimation in two channel auto-regression models. *Bulletin of the Crimean Astrophysical Observatory*, 107, 90-97. <https://doi.org/10.3103/S0190271711010116>
- Laurel, C. (2011). *Software CELESTIA (1.6.1)*. Recuperado de <https://celestia.es/>

- Li, G., Zong, H., & Zhang, Q. (2011). 27.3-day and average 13.6-day periodic oscillations in the Earth's rotation rate and atmospheric pressure fields due to celestial gravitation forcing. *Advances in Atmospheric Sciences*, 28, 45-58. <https://doi.org/10.1007/s00376-010-0011-6>
- Martínez, M., Lorenzo, E., & Alvarez, A. (2017). Los ciclos de Milankovitch: origen, reconocimiento, aplicaciones en cicloestratigrafía y el estudio de sistemas petroleros. *Revista Científica y Tecnológica*, 4(3), 56-65. <https://doi.org/10.26423/rctu.v4i3.281>
- Mazzarella, A. (2007). The 60-year solar modulation of global air temperature: The Earth's rotation and atmospheric circulation connection. *Theoretical and Applied Climatology*, 88, 193-199. <https://doi.org/10.1007/s00704-005-0219-z>
- Mazzarella, A., & Scafetta, N. (2012). Evidences for a quasi 60-year North Atlantic Oscillation since 1700 and its meaning for global climate change. *Theoretical and Applied Climatology*, 107, 599-609. <https://doi.org/10.1007/s00704-011-0499-4>
- Mesa, O. (2002). ENSO, rotación terrestre, volcanes y sismicidad. *Dyna*, 136, 41-61.
- Mörner, N. A. (1991). Earth's rotation and magnetism: Some new data and aspects. In: Flodmark, S. (ed). *New approaches in geomagnetism and Earth's rotation* (131-138). Washington, DC, USA: World Scientific Publishing Company.
- Mörner, N. A. (2013). Solar wind, Earth's rotation and changes in terrestrial climate. *Physical Review & Research International*, 3(2), 117-136.

- Munk, W., & Revelle, R. (1952). On the geophysical interpretation of the irregularities in the rotation of the Earth. *Geophysical Supplements to the Monthly Notices of the Royal Astronomical Society*, 6(6), 331-347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-246X.1952.tb03022.x>
- NASA, National Aeronautics and Space Administration. (2018). *Solar system dynamics*. Recuperado de <https://ssd.jpl.nasa.gov/horizons.cgi>
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2007). *Weather Prediction Center. Meteorological Conversions and Calculations*. Recuperado de <https://www.wpc.ncep.noaa.gov/html/windspeed.shtml>
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2018). *Historical hurricane tracks*. Recuperado de <https://coast.noaa.gov/hurricanes/>
- Runcorn, S. K. (1991). Geomagnetism and Earth's rotation. In: Flodmark S. (ed.). *New approaches in geomagnetism and Earth's rotation* (117-130). Washington, DC, USA: World Scientific Publishing Company.
- Scafetta, N. (2010). Empirical evidence for a celestial origin of the climate oscillations and its implications. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 72(13), 951-970. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2010.04.015>
- Scafetta, N., & Willson, R. C. (2013). Planetary harmonics in the historical Hungarian aurora record (1523-1960). *Planetary and Space Science*, 78, 38-44. <https://doi.org/10.1016/j.pss.2013.01.005>

- SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2018). *Información climatológica*. Recuperado de <http://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica>
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., & Miller, H. L. (eds.). (2007). *Climate change 2007: The physical science basis*. Cambridge, UK, New York, USA: Cambridge University Press.
- Stephenson, F. R. (1997). *Historical Eclipses and Earth's Rotation*. N. Y: Cammbridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511525186>
- Stephenson, F. R. (2003). Historical eclipses and Earth's rotation. *Astronomy & Geophysics*, 44(2), 2.22-2.27. <https://doi.org/10.1046/j.1468-4004.2003.44222.x>
- Stephenson, F. R., & Morrison, L. V. (1984). Long-term changes in the rotation of the Earth: 700 B.C. to A.D. 1980. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 313(1524), 47-70. <https://doi.org/10.1098/rsta.1984.0082>
- Stephenson, F. R., Morrison, L. V., & Smith, L. V. (1995). Long-term fluctuations in the Earth's rotation: 700 B.C. to A.D. 1990. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 351(1695), 165-202. <https://doi.org/10.1098/rsta.1995.0028>
- Tan, B., & Cheng, Z. (2012). The mid-term and long-term solar quasi-periodic cycles and the possible relationship with planetary motions. *Astrophysics and Space Science*, 343, 511-521. <https://doi.org/10.1007/s10509-012-1272-6>

- Vasiliev, S. S., & Dergachev, V. A. (2017). Comparison of cyclic changes in the solar wind fluxes and the global temperature of the Earth. *Bulletin of the Russian Academy of Sciences: Physics*, 81, 249-251. <https://doi.org/10.3103/S1062873817020447>
- Veretenenko, S., & Ogurtsov, M. (2016). Cloud cover anomalies at middle latitudes: Links to troposphere dynamics and solar variability. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 149, 207-218. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2016.04.003>
- Veretenenko, S., & Ogurtsov, M. (2019). Manifestation and possible reasons of ~60-year oscillations in solar-atmospheric links. *Advances in Space Research*, 64(1), 104-116. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2019.03.022>
- Wilson, I. R., Carter, B. D., & Waite, I. (2008). Does a spin-orbit coupling between the Sun and the Jovian Planets govern the solar cycle? *Publications of the Astronomical Society of Australia*, 25(2), 85-93. <https://doi.org/10.1071/AS06018>
- Zotova, L., Bizouard, C., & Shum, K. C. (2016). A possible interrelation between Earth rotation and climatic variability at decadal timescale. *Geodesy and Geodynamics*, 7(3), 216-222. <https://doi.org/10.1016/j.geog.2016.05.005>

Revisión de la aplicación del modelo *SWAT* para la gestión sustentable de los recursos hídricos ante un panorama de sobreexplotación de acuíferos, cambio climático y cambio en el uso de suelo

Review of the application of SWAT Model for the sustainable management of water resources against a background of aquifers overexploitation, climate change and land use change

José Arturo Espinoza-Bonilla¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-7689-5544>

Alejandro Fidel Flamenco-Sandoval², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7700-8591>

Xitlali Virginia Delgado-Galván³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7283-0239>

Daniel Tagle-Zamora⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6203-7429>

¹Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, ja.espinozabonilla@ugto.mx

²Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, flamenco@ugto.mx



³Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, xdelgado@ugto.mx

⁴Departamento de Estudios Sociales, División de Ciencias Sociales y Humanidades, Campus León, Universidad de Guanajuato, León, México, datagle@ugto.mx

Autor para correspondencia: José Arturo Espinoza-Bonilla, arturoesbon@gmail.com

Resumen

Con el propósito de demostrar la capacidad del modelo *SWAT* (acrónimo de *Soil & Water Assessment Tool*) para llevar a cabo estudios de viabilidad destinados a la implementación de alternativas sustentables y a pequeña escala para mitigar la sobreexplotación de aguas subterráneas bajo la amenaza del cambio climático y cambio en el uso de suelo, en este artículo se han recopilado y analizado distintas investigaciones en las que se ha empleado tal herramienta para el análisis y la predicción de la dinámica de aguas superficiales y subterráneas, la erosión y sedimentación del suelo, así como estudios que incorporan la implementación de embalses, humedales y mejores métodos de gestión (BMP, por sus siglas en inglés) con objetivos hidrológicos y de conservación de suelos. Entre los resultados se identifica un número limitado de trabajos encaminados exclusivamente a determinar la viabilidad de implementar pequeñas obras de recarga hídrica. Asimismo, se observa en la mayoría de las metodologías propuestas la simulación de un escenario base previamente calibrado y validado, el cual después es modificado para simular

escenarios de cambio climático, cambio en el uso de suelo, o implementación de BMP. Por último, a partir del análisis de los resultados de las distintas investigaciones se ha identificado una alta efectividad de la reforestación, terrazas paralelas, "barraginhas", presas filtrantes y las terrazas en general para reducir la producción de sedimentos y la escorrentía superficial en una cuenca, lo cual puede eventualmente favorecer la recarga hídrica.

Palabras clave: modelo matemático, recursos hídricos, agua subterránea, conservación del suelo, erosión del suelo, uso de la tierra.

Abstract

With the purpose of demonstrating the capability of the SWAT model (Soil & Water Assessment Tool) to conduct feasibility studies for the implementation of sustainable and small-scale alternatives to mitigate the overexploitation of groundwater under the threat of climate change and land use change, this article has compiled and analyzed various research studies in which this tool has been used for the analysis and prediction of the dynamics of surface and groundwater, soil erosion and sedimentation, as well as studies that incorporate the implementation of reservoirs, wetlands, and Best Management Practices (BMPs) with hydrological and soil conservation objectives. Among the results, a limited number of works exclusively aimed at determining the feasibility of implementing small-scale water recharge structures has been identified. Furthermore, most of the proposed methodologies observe the simulation of a base scenario previously calibrated and validated, which is later modified to simulate scenarios of climate change, land use change, or BMP implementation. Finally, from the analysis of the results of the different studies, a high effectiveness of reforestation, parallel terraces,

"barraginhas," filter dams, and terraces in general have been identified in reducing sediment production and surface runoff in a watershed, which can eventually favor water recharge.

Keywords: Mathematical models, water resources, groundwater, soil conservation, soil erosion, land use.

Recibido: 24/06/2024

Aceptado: 14/06/2025

Publicado *ahead of print*: 25/06/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

Resulta un hecho indiscutible que la gestión del agua está enfrentando a nivel mundial cada vez mayores desafíos, atribuidos en gran medida a la creciente incertidumbre derivada del cambio climático, cambios socioeconómicos (Pahl-Wostl, 2007), crecimiento poblacional, cambios tecnológicos, instituciones político-económicas, y cambios en las actitudes y comportamientos de las sociedades (Morales, 2012). Afín a esta problemática se ha identificado que desde fines del siglo pasado la disponibilidad de agua dulce se ha visto alterada fundamentalmente por la variabilidad en los ciclos climáticos y por el uso intensivo del recurso con fines diversos, dando como consecuencia un agravamiento de los conflictos por acceder a ella (Langhoff, Gerald, & Rosell, 2017). En el caso del cambio climático, si bien sus efectos están presentes en diferentes dimensiones (Nieto, 2011), los cambios en la precipitación y en su distribución espacio-temporal a causa del aumento en la temperatura a

nivel global han comenzado a afectar sensiblemente el comportamiento del ciclo hidrológico (Quiroz, 2020), con consecuencias directas no solo en la disponibilidad actual de agua potable sino también en la sustentabilidad futura del recurso, siendo temas de atención prioritaria, dada su relevancia para el sustento de la vida y los ecosistemas.

En México, estos cambios en la demanda de agua, así como los cambios en los ciclos climáticos han orillado a una importante sobreexplotación de los cuerpos de agua subterránea; fuente principal de agua para el país de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Conagua, 2019), que representa el 56.7 % del volumen total entregado a través de redes de agua potable. Según datos proporcionados por la misma Conagua (2022), de los 653 acuíferos de México, el número de ellos con un déficit hídrico había oscilado anualmente entre 100 y 115 hasta el año 2019, existiendo estados en una situación extrema, como el caso de Guanajuato, donde 19 de sus 20 acuíferos se encuentran en condición de sobreexplotación (González, 2023). Con la finalidad de brindar soluciones sustentables para hacer frente a este y demás problemas afines a la gestión de los recursos hídricos es que surge la gestión adaptativa del agua (AWM, por sus siglas en inglés), como extensión esencial y oportuna del enfoque de gestión integral de los recursos hídricos (IWRM, por sus siglas en inglés) (Pahl-Wostl & Sendzimir, 2005). Bajo este nuevo paradigma de gestión se proponen tanto modificaciones en los marcos regulatorios a través del proceso de aprendizaje como modificaciones en la infraestructura destinada a la gestión del propio recurso hídrico (Huntjens *et al.*, 2011); infraestructura que se basa principalmente en modelos de cogestión social que incluyen soluciones alternativas descentralizadas y a pequeña escala como ecotecnias, cosecha de lluvia, reducción de pérdidas físicas en redes de

distribución, modernización de la agricultura (riego e inundación controlada), gestión de recarga de acuíferos (obras de intercepción e infiltración), obras de conservación de suelos, sistemas de tratamiento de agua y gestión de la demanda.

Distintos usuarios han comenzado a mostrar interés en este tipo de soluciones para hacer frente a los problemas de gestión hídrica presente en sus ciudades y comunidades; tal es el caso, por ejemplo, de la ciudad de León y Guadalajara, cuyos usuarios del agua, en conjunto con grupos de académicos y expertos, han propuesto la implementación de alternativas como la cosecha de agua de lluvia para compensar el volumen de agua que ya no aportaría la presa El Zapotillo. Sin embargo, opositores o escépticos a estas alternativas han declarado que se trata de medidas muy abstractas y poco fiables; mientras que otros, si bien la consideran una buena alternativa, han manifestado la incapacidad para estimar su potencial o desarrollar un plan cohesivo para emprenderlo (Godínez, 2022). Aunado a esto, incertidumbres asociadas con los procesos físicos subterráneos, la interacción entre el agua subterránea y superficial, la demanda futura de agua, o los efectos del cambio climático, han obstaculizado aún más la aceptación de estas alternativas por las autoridades y los tomadores de decisiones (Godínez, 2022). Por ello es necesario y oportuno desarrollar estudios y análisis que disminuyan dichas incertidumbres.

Modelo SWAT

SWAT es el acrónimo para *Soil & Water Assessment Tool* (Herramienta para la Evaluación del Suelo y el Agua), modelo a escala de cuenca desarrollado en la década de 1990 para el Servicio de Investigación Agrícola de EUA, con la finalidad de predecir el impacto de las prácticas de gestión del territorio sobre el agua, los sedimentos y los químicos agrícolas en grandes y complejas cuencas, con diferentes tipos y usos de suelo, así como condiciones de gestión para largos periodos de tiempo (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2009). De acuerdo con Uribe (2010), *SWAT* es un modelo continuo de tiempo, es decir un modelo conformado a largo plazo que no está diseñado para simular un único acontecimiento de flujo detallado y que como datos de entrada requiere información específica sobre el clima y tiempo, propiedades de suelos, topografía, vegetación y prácticas de uso de suelo que acontecen en las cuencas. Así, procesos físicos asociados con el movimiento del agua, movimiento de sedimento, desarrollo de cosecha, ciclo de nutrientes, etcétera, son modelados directamente por *SWAT* (Uribe, 2010).

Respecto al fundamento del modelo hidrológico de *SWAT*, este se divide en dos grandes componentes (Fernández, 2017): la fase terrestre del ciclo hidrológico, el cual se encarga de simular la cantidad de agua vertida al canal principal de la cuenca por cada subcuenca en la que se haya dividido la cuenca; y la fase de tránsito, responsable de modelizar el movimiento del agua a través de la red de canales hasta su desembocadura o sección de cierre de la cuenca. En cuanto a la modelización del módulo sedimentario, se dividirá en la fase erosiva y la fase de transporte (Fernández, 2017). De acuerdo con el mismo autor, para la primera se modeliza la producción de sedimentos mediante la

ecuación universal modificada de pérdida de suelo (MUSLE) (Williams, 1975); mientras que para la fase de transporte, el programa la divide en dos componentes: deposición y degradación, las cuales funcionan de manera simultánea, de tal forma que la cantidad de sedimentos finales que llegan a la sección de cierre de una cuenca se estima como la cantidad de sedimentos que llegan a los cauces de la cuenca menos la cantidad de sedimentos depositados en el cauce más la tasa de degradación del cauce.

Cabe señalar que para la modelización tanto hidrológica como sedimentaria de una cuenca con *SWAT*, se han identificado ciertos procesos fundamentales (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2005; Neitsch *et al.*, 2009; Uribe, 2010): delimitación de la cuenca y las subcuencas (*watershed delineator*); definición de las unidades de respuesta hidrológica (*HRU analysis*); incorporación de datos de climáticos (*write input tables*), edición de los datos de entrada del modelo (*edit SWAT input*), simulación y calibración del modelo. En la Figura 1 se muestra un diagrama del proceso de simulación con *SWAT*.

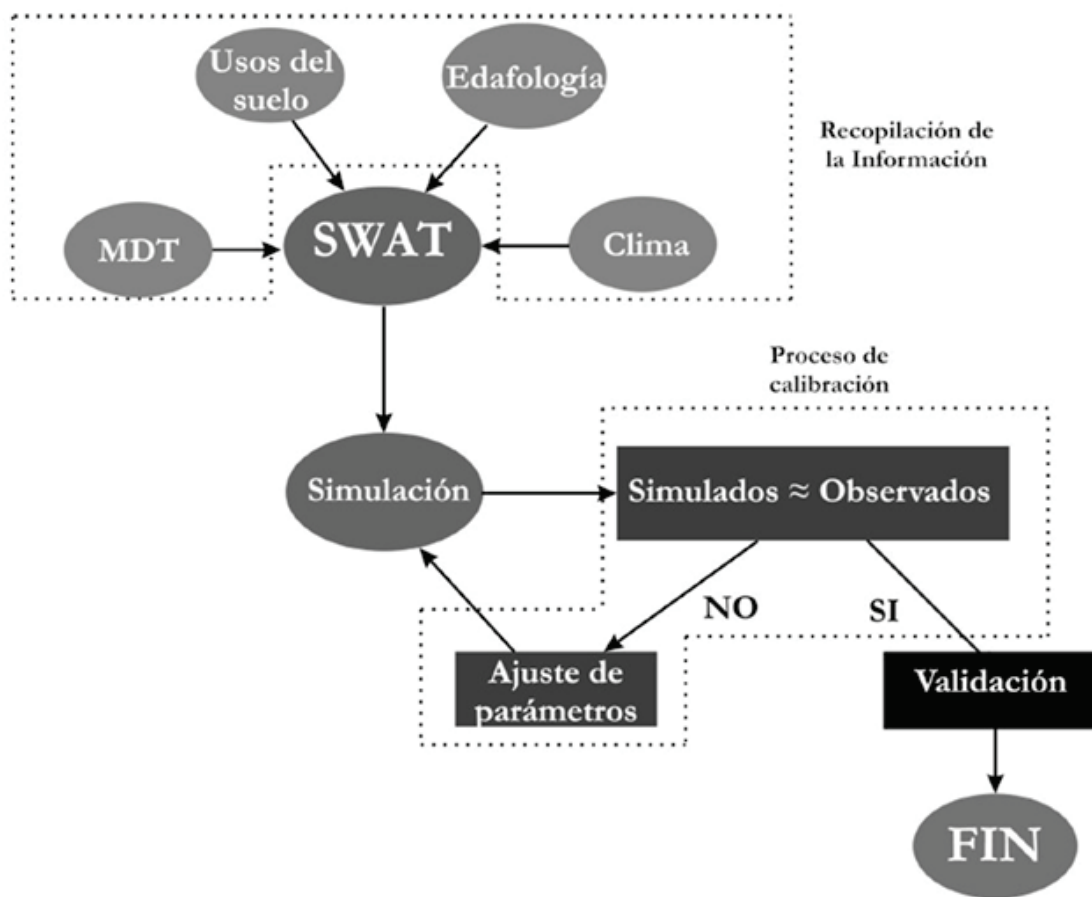


Figura 1. Proceso de modelización con *SWAT*. Figura recuperada de Galván (2011). Se conserva la ortografía original de la figura [sic].

En los últimos años se ha desarrollado un importante número de investigaciones que incluyen al modelo *SWAT*, ya sea sobre la aplicación del modelo o analizando sus componentes. Para dimensionar este auge en la aplicación del modelo, Aloui *et al.* (2023) mencionan que el 86 % de los estudios que incluyen al modelo *SWAT* se desarrollaron en la década pasada. En la literatura es posible encontrar extensas compilaciones que presentan estas investigaciones. Por ejemplo, Krysanova y White (2015) recopilan diez artículos publicados en la revista *Hydrological Sciences Journal*, con aplicación de *SWAT* en temas como

nutrientes y BMP, sedimentos y BMP, embalses y humedales, irrigación, cultivos bioenergéticos, impacto del cambio climático e impacto de cambio de uso de suelo. Asimismo, los autores describen otros artículos con aplicación de *SWAT* en temas como escorrentía superficial y sedimentos, contaminación difusa, agua superficial y subterránea, impacto del cambio climático y cambio en el uso de suelo, y aplicaciones de *SWAT* a gran escala.

Gassman, Reyes, Green y Arnold (2007) presentan más de 250 artículos identificados en la aplicación de *SWAT*, revisión de los componentes de *SWA* u otro tipo de investigación que incluya al modelo. Los autores resumieron los artículos de acuerdo con distintas categorías de aplicación, como calibración de caudal y análisis hidrológicos relacionados, impacto del cambio climático en la hidrología, análisis de carga contaminante, comparación con otros modelos, y técnicas de calibración y análisis de sensibilidad. Recientemente, Aloui *et al.* (2023) han identificado 260 artículos elaborados entre 2002 y 2022, que incluyen estudios con el modelo *SWAT* aplicados en cuencas del Mediterráneo. Entre los temas que abordan los artículos escogidos por los autores está la aplicación del *SWAT* para la gestión de los recursos hídricos, erosión del suelo y sedimentación, efectos del cambio de uso de suelo y cambio climático en la hidrología, BMP y riesgos ambientales.

Materiales y métodos

En el presente artículo se ha buscado identificar y exponer aquellas investigaciones enfocadas a la aplicación del modelo *SWAT* para evaluar la pertinencia de implementar acciones adaptativas de gestión sustentable del agua con el objetivo principal de disminuir el déficit hídrico

de cuerpos de agua subterráneos ante distintos escenarios de cambio climático y cambio en el uso de suelo. Bajo este contexto, y como delimitación temporal de los artículos dentro del planteamiento metodológico para el desarrollo de la revisión, se han considerado distintos estudios llevados a cabo sobre todo en el siglo XXI, abarcando desde 1999 hasta 2024. En cuanto a la delimitación espacial, no se ha restringido la revisión a una región geográfica específica, sino que se ha buscado incluir, en la medida de lo posible, investigaciones cuyas áreas de estudio presenten características físicas, meteorológicas e hidrológicas propias de climas desérticos y semidesérticos, predominantes en el territorio mexicano.

Durante el proceso de revisión se ha observado que la mayoría de los artículos analizados no abordan de manera específica o exclusiva la simulación de acciones adaptativas orientadas a la captación y recarga hídrica. Por esta razón, se ha procurado seleccionar y presentar también estudios descriptivos y de aplicación que guarden algún grado de relación con dicho objetivo. Es importante destacar que una parte significativa de los artículos estudiados forman parte de las revisiones compiladas por Gassman *et al.* (2007), Krysanova y White (2015), y Aloui *et al.* (2023). Además de estos trabajos de revisión, se han incluido otras investigaciones disponibles en la base de datos bibliográfica de *Web of Science* (WoS), con el propósito de identificar estudios que exploren la implementación de acciones adaptativas para mitigar la sobreexplotación de aguas subterráneas. Entre estas investigaciones se encuentran aplicaciones del modelo *SWAT* en el análisis y la predicción de la dinámica de aguas superficiales y subterráneas; la erosión y sedimentación del suelo, así como estudios relacionados con la implementación de embalses, humedales y prácticas de manejo de conservación (BMP, por sus siglas

en inglés) con objetivos hidrológicos y de conservación de suelos. En la mayoría de los casos se ha buscado que estos estudios incluyan la simulación de distintos escenarios de cambio climático y cambios en el uso del suelo, a fin de proporcionar una visión integral sobre la gestión sustentable del agua en contextos climáticos y ambientales específicos.

Resultados

Aplicaciones del modelo *SWAT* para la gestión sustentable del agua

Agua superficial y subterránea

En el trabajo de Chung *et al.* (2015), los autores emplearon el modelo *SWAT-MODFLOW* para examinar los cambios en los componentes hidrológicos bajo seis escenarios de extracción de agua subterránea en la cuenca Mihocheon en Corea del Sur. Haro, Palazón y Beguería (2020) presentan un enfoque basado en modelos y escenarios múltiples para evaluar cómo el cambio climático puede afectar en el futuro la hidrología y la gestión del agua en el sistema del río Ebro en España. Para ello desarrollaron un modelo hidrológico para la cabecera del sistema y luego utilizaron un modelo de gestión para simular la operación del reservorio de agua y la distribución de esta entre las diferentes unidades de demanda de agua del sistema. Finalmente evaluaron el desempeño y la sustentabilidad del sistema mediante indicadores basados en la frecuencia, duración y magnitud del déficit de abastecimiento. Milewski, Wondwosen, Elkadiri y Durham (2020) presentan una metodología integral que combina la teledetección satelital, el modelado hidrológico mediante *SWAT* y distintas proyecciones climáticas para evaluar el

impacto de los cambios climáticos y la acción antrópica en las aguas subterráneas y superficiales en el norte de Marruecos. Sus resultados sugieren que las interacciones humanas son la principal causa del agotamiento de las reservas de agua subterránea, haciendo necesario mejorar por lo tanto el entendimiento sobre la relación e impactos del cambio climático en los recursos hídricos.

Por su parte, Carvalho-Santos, Monteiro, Azevedo, Pradinho-Honrado y Nunes (2017) han simulado en *SWAT* distintos escenarios futuros con cambios en la temperatura y la precipitación en el noreste de Portugal, identificando que las soluciones propuestas para el abastecimiento de agua tomando en cuenta solo las condiciones climáticas actuales serán insuficientes para la gestión del recurso en un futuro. Relativo a lo anterior, Sun y Cornish (2005) utilizaron el modelo *SWAT* para estimar la recarga de aguas subterráneas poco profundas en las cabeceras de las llanuras de Liverpool, Australia, identificando que las variaciones en la recarga pueden ser explicadas en particular por factores climáticos más que por cambios en el uso de suelo, lo que puede indicar que el comportamiento hidrológico está fuertemente condicionado por la región, el clima y la intervención antrópica. Por último, destaca la aplicación exitosa de *SWAT* por parte de Tang, Wang y Chen (2024) para la simulación de los procesos hidrológicos dentro la cuenca del río Yarkant, China, lo cual demuestra la utilidad del *software* para la simulación hidrológica en zonas glaciares y de alta montaña.

Estudios *SWAT* en erosión del suelo y sedimentación

Siendo fundamental las condiciones del suelo para el proceso de infiltración y recarga de agua subterránea, se identificaron numerosos

estudios enfocados en la aplicación del modelo *SWAT* para estimar procesos de erosión y sedimentación del suelo. Martínez-Casasnovas, Bonilla y Ramos (2012) emplearon *SWAT* para estimar la escorrentía superficial y la erosión del suelo en la región vinícola de Anoia-Penedès, España. Identificaron que los bosques y las áreas naturales eran responsables de la producción del 48.8 % de los sedimentos de la cuenca de estudio, mientras que el 51.2 % restante provenía de las áreas agrícolas. Ricci, De Girolamo, Abdelwahab y Gentile (2018) emplearon *SWAT* para reconocer la fuente de sedimentos en la cuenca Carapelle, Italia. Sus resultados mostraron que los sedimentos se originaban por procesos naturales en pendientes escarpadas, y propusieron que para su mitigación los tomadores de decisión debían adoptar prácticas agrícolas de conservación y medidas ambientales positivas. Panagopoulos, Dimitriou y Skoulikidis (2019) determinaron que la mayor producción de sedimentos y pérdida de suelo en la isla Samothraki se producía también en las zonas de mayor pendiente; los mismos autores detallaron que para su mitigación se debía implementar un plan integral de regeneración de la vegetación natural. De manera similar, Mosbahi, Benabdallah y Boussema (2013) demostraron mediante modelaciones con *SWAT* que las diferencias espaciales en las tasas de erosión dentro de la cuenca del río Sarrath, Marruecos, eran causadas principalmente por diferencias en los tipos de cobertura vegetal y gradiente de la pendiente. Bieger, Hörmann y Fohrer (2015) enfatizan en ello, tras identificar que tanto la superficie de escorrentía como la producción de sedimentos en la cuenca Xiangxi, China, variaba principalmente por el uso y tipos de suelo; sin embargo, concluyen que en zonas montañosas la pendiente cobra relevancia.

Otra aplicación del modelo *SWAT* para estimar la sedimentación de una cuenca, en este caso con el objetivo de demostrar la necesidad de

adoptar medidas de conservación de suelos para reducir la sedimentación en la presa Takerkoust, fue llevada a cabo por Markhi, Laftouhi, Grusson y Soulaïmani (2019), quienes mediante análisis gráficos y estadísticos, estimaron la sedimentación de la cuenca Tensif en Marruecos. Pacetti, Lompi, Petri y Caporali (2020) emplearon *SWAT* para evaluar diferentes escenarios de desmantelamiento de minas en Italia, con el objetivo de identificar las mejores estrategias para evitar la sedimentación en la presa San Cipriano. Los escenarios analizados mostraron que la reforestación natural o artificial de la zona que abarca la mina reducirían la escorrentía y con ello la sedimentación en la presa. Otro ejemplo que muestra la relevancia de la cobertura vegetal para disminuir la producción de sedimentos sería el trabajo de Schmalz *et al.* (2015), quienes identificaron que la mayor producción de sedimentos ocurre en tierras de cultivo, al contrario de los bosques, los cuales muestran una producción de sedimentos bastante baja. Respecto a la propuesta de acciones para disminuir la sedimentación destaca el estudio de Mishra, Froebrich y Gassman (2007), quienes establecieron, mediante modelación con *SWAT*, que la sedimentación en pequeñas cuencas de la India podía ser reducida hasta en un 64 % con la implementación de pequeñas represas como barreras para el sedimento. Por último, en el trabajo de Srinivasan, Ramanarayanan, Arnold y Bednarz (1998) se modeló con éxito la producción de sedimentos en la cuenca Mill Creek en Texas, EUA, y si bien no se determinó el origen de estos sedimentos, sí se identificaron áreas críticas dentro de la cuenca en donde se podrían implementar acciones para reducirlos.

Impacto de cambio climático

Distintas investigaciones destacan en la aplicación del modelo *SWAT* para modelar escenarios futuros e hipotéticos de cambio climático (Tabla 1). Varanou, Gkouvatsou, Baltas y Mimikou (2002) aplicaron el modelo *SWAT* para simular el ciclo del agua y el transporte de nitrógeno en la cuenca Ali Efenti, localizada en la porción central de Grecia. A partir de seis escenarios de cambio climático generados por modelos de circulación (GCM), se identificó una tendencia general a la disminución de flujo en ríos y canales, así como un incremento en la magnitud de inundaciones para ciertos periodos de retorno. En la investigación de Nunes, Seixas y Pacheco (2008) se modelaron distintos escenarios de cambio climático en regiones mediterráneas y se evaluaron distintos parámetros, como aumento en la temperatura, reducción de la precipitación e incremento en las concentraciones de CO₂. Los resultados indican de manera general una disminución en la escorrentía subsuperficial y el crecimiento de biomasa; por otro lado, se identifica un aumento en la producción de sedimentos. Rodríguez-Blanco *et al.* (2016) evaluaron los mismos parámetros para estimar su efecto en la producción de sedimentos en el noreste de España bajo escenarios contruidos con proyecciones climáticas y de concentración de CO₂. Los resultados muestran de manera general una disminución en los sedimentos en suspensión debido a la disminución del propio flujo de agua, aunque se incrementa en invierno por el aumento de zonas cultivadas, las cuales son la principal fuente de sedimentos.

Tabla 1. Principales resultados de estudios SWAT sobre el impacto del cambio climático.

Estudio	Región de estudio/cuenca	Principales resultados
Varanou <i>et al.</i> (2002)	Cuenca Ali Efenti, Grecia	Tendencia general a la disminución de flujo en ríos y canales, así como un incremento en la magnitud de inundaciones
Nunes <i>et al.</i> (2008)	Distintas regiones mediterráneas	Disminución en la escorrentía subsuperficial y el crecimiento de biomasa, y aumento en la producción de sedimentos
Rodríguez-Blanco <i>et al.</i> (2016)	Noreste de España	Disminución en los sedimentos en suspensión debido a la merma del propio flujo de agua
Pascual, López, Retana y Terradas (2015)	Cataluña, España	Reducción generalizada del flujo en ríos y arroyos, y afectaciones en el crecimiento, desarrollo y distribución de la vegetación
De Girolamo, Bouraoui, Buffagni, Pappagallo y Lo Porto (2017)	Sur de Italia	Incremento de la temperatura para todos los meses, reducción de la precipitación, disminución del rendimiento hídrico e incremento de la evapotranspiración
Sood, Muthuwatta y McCartney (2013)	Río Volta, África	Disminución de más del 40 % en el flujo del río como consecuencia de la propia mengua de la precipitación
Chien, Yeh y Knouft (2013)	Río Wabash, EUA	Descenso en el flujo del río debido a los cambios en la evapotranspiración y precipitación por el aumento en la temperatura
Huang, Krysanova y Hattermann (2015)	Grandes cuencas en Alemania	Generación de sequías en la cuenca del río Rhin, así como inundaciones en la cuenca del río Elba
Gosain, Rao y Basuray (2006)	12 cuencas en la India	Incremento de la severidad de las sequías y la intensidad de las inundaciones
Rosenberg <i>et al.</i> (1999)	Acuífero Ogalla, EUA	Reducción considerable de la recarga del acuífero bajo todos los escenarios de cambio climático
Nearing <i>et al.</i> (2005)	Cuencas Lucky Hills y Ganspoel, EUA	La erosión del suelo se ve más afectada que la escorrentía superficial ante cambios en la precipitación y la cobertura superficial

La investigación desarrollada por Pascual *et al.* (2015) se enfoca en la modelación en *SWAT* de dos escenarios de emisiones de CO₂ propuestos por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC): A2 (medio-alto) y B1 (medio-bajo) para estimar sus efectos en el flujo superficial de los cuerpos de agua. Sus resultados muestran una fuerte alteración en la dinámica del agua durante el curso del siglo XXI, sobre todo una reducción generalizada del flujo en ríos y arroyos; asimismo, se identifican afectaciones en el crecimiento, desarrollo y distribución de la vegetación. Más recientemente, De Girolamo *et al.* (2017) utilizaron *SWAT* para simular el balance hídrico bajo distintos escenarios de cambio climático en un sistema fluvial del sur de Italia. Dichos escenarios se construyeron con base en modelos de circulación global y modelos climáticos regionales. Los resultados muestran para el futuro (2030-2059) un incremento de la temperatura para todos los meses de 0.5 a 2.4°; una reducción de la precipitación de entre el 4 y 7 %; una disminución del rendimiento hídrico del 11 al 28 %, y un incremento de la evapotranspiración del 4 a 4.4 %.

Sood *et al.* (2013) utilizaron *SWAT* para evaluar el impacto de un escenario de cambio climático basado en el escenario IPCC A1B en la hidrología de la cuenca del río Volta en el oeste de África. La simulación indica una disminución de más del 40 % en el flujo del río como consecuencia de la propia baja de la precipitación y el aumento en la temperatura, por lo que los autores sugieren mejorar la gestión del agua subterránea y adoptar técnicas como la captación de agua de lluvia para intentar mitigar los efectos del cambio climático. Chien *et al.* (2013) modelaron por su parte nueve modelos de clima global (GCM) bajo un máximo de tres escenarios (A1B, A2, y B1) del informe especial sobre

escenarios de emisiones (SRES), para determinar su efecto en el flujo del río Wabash, EUA, del año 2051 al 2060. Las 26 proyecciones GCM muestran un descenso en el flujo del río debido a los cambios en la evapotranspiración y precipitación por el aumento en la temperatura. Ante esto se sugiere la implementación de estrategias específicas de gestión para mitigar los efectos potenciales del cambio climático en los recursos hídricos.

El efecto del cambio climático en la ocurrencia de inundaciones fue estudiado por Huang *et al.* (2015). Para ello se evaluó el desempeño de un conjunto de escenarios climáticos del proyecto ENSEMBLES para desarrollar proyecciones de inundaciones y sequías para grandes cuencas en Alemania. El estudio proyecta una tendencia creciente a padecer sequías en la cuenca Rhin, al igual que inundaciones en la cuenca Elba para el periodo 2021-2060. Otra investigación que consideró escenarios de cambio climático del proyecto ENSEMBLES fue el desarrollado por Stefanova, Krysanova, Hesse y Lillebø (2015). En esta ocasión, el modelo fue calibrado y conducido en tres periodos por 15 escenarios de cambio climático para un periodo futuro de 30 años con el objetivo de estudiar el impacto del cambio climático en la cuenca de la laguna Ría de Aveiro, en Portugal. Si bien los resultados indican una disminución moderada en las entradas de agua a la cuenca para los primeros dos periodos (5-7 %) y aumentando en el tercero (15 %), los autores señalan que la incertidumbre asociada con desarrollar proyecciones para 15 escenarios es muy alta.

Gosain *et al.* (2006) utilizaron *SWAT* para cuantificar el impacto del cambio climático en los recursos hídricos de los sistemas fluviales de India. La simulación de 12 cuencas se desarrolló utilizando una serie climática de 40 años (20 años de datos reales y 20 años de información

climática obtenida bajo un escenario gases de efecto invernadero GHC). El análisis inicial reveló un incremento en la severidad de las sequías y la intensidad de las inundaciones para varias partes del país con las proyecciones climáticas del escenario GHC. Rosenberg *et al.* (1999) intentaron anticipar los posibles impactos del cambio climático para la sostenibilidad del acuífero Ogalla, en EUA, como fuente de agua para la irrigación y otros propósitos en la región, con el objetivo de estimar sus efectos en el balance hídrico y sobre todo en la recarga de agua subterránea. Los autores modelaron tres proyecciones de cambio climático bajo distintos escenarios de temperatura, concentración de CO₂ y precipitación. Los resultados mostraron una reducción considerable de la recarga bajo todos los escenarios. Otra investigación afín fue la desarrollada por Nearing *et al.* (2005), quienes investigaron la respuesta de siete modelos de erosión de suelos bajo distintos escenarios de precipitación y cobertura del suelo. Los resultados indican que la erosión del suelo se ve más afectada que la escorrentía superficial ante cambios en la precipitación y la cobertura superficial. De igual manera, los resultados del estudio sugieren que existe un gran potencial de que el cambio climático incremente la tasa de erosión del suelo a nivel global, por lo que se recomienda adoptar medidas de conservación de suelos (Nearing *et al.*, 2005) o BMP.

Impacto de cambio de uso de suelo

Dentro de los trabajos en los que se ha aplicado el modelo *SWAT* para modelar distintos escenarios de cambio en el uso de suelo (Tabla 2) destacan los siguientes. Hamad, Eshtawi, Abushaban y Haboub (2012) modelaron mediante *SWAT* y la Herramienta Automatizada de Evaluación

de Cuencas Geoespaciales (AGWA) tres escenarios diferentes de cobertura de suelo en la Franja de Gaza, considerando una cobertura vegetal para el año 2007, el año 2020 y una cobertura totalmente urbanizada. Los resultados mostraron una disminución en la percolación dentro de las zonas urbanas de los distintos escenarios, así como un aumento gradual en la escorrentía; el artículo concluye con la recomendación de implementar la cosecha de agua como alternativa para superar el problema de déficit de aguas subterráneas. Recientemente, Valencia, Villegas, Hoyos, Duque-Villegas y Salazar (2024) condujeron en *SWAT* distintas simulaciones para la cuenca del río Chico, en la región Andina de Colombia, con el objetivo de examinar los efectos del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca. Los resultados de su investigación sugieren que cambios en la cobertura boscosa provocan modificaciones principalmente en los flujos de agua superficiales y subterráneos, con pequeñas variaciones en la evapotranspiración. De acuerdo con sus mismos resultados, una cobertura boscosa del 100 % tendría un impacto positivo en los flujos de agua durante las temporadas de secas, asociados principalmente con un aumento en la infiltración y recarga de agua subterránea.

Tabla 2. Principales resultados de estudios SWAT sobre el impacto del cambio de uso de suelo dentro de una cuenca.

Estudio	Región de estudio/cuenca	Principales resultados
Hamad <i>et al.</i> (2012)	Franja de Gaza, Palestina	Disminución en la percolación dentro de las zonas urbanas, así como aumento gradual en la escorrentía. Se sugiere la implementación de cosecha de agua como alternativa para superar el problema de déficit de aguas subterráneas
Weber, Fohrer y Möller (2001)	Cuenca Aar, Alemania	Mientras aumenta el área de pastizal de un 20 a un 40 %, el porcentaje de áreas boscosas disminuye de modo significativo. Se identificó que entre mayor era la pérdida de área boscosa, mayor era la escorrentía superficial
Fohrer, Möller y Steiner (2002); Fohrer, Haverkamp y Frede (2005)	Cuenca Aar, Alemania	El cambio de uso de suelo tiene un alto impacto en el componente del balance hídrico, por lo que se sugiere acompañar los futuros cambios de suelo con algunas medidas de protección
Lorz, Volk y Schmidt (2007)	Cuencas boscosas virtuales	El impacto de los bosques y su ubicación juegan un papel importante en los aspectos ecológicos y financieros dentro de la gestión de una cuenca
Wu, Liu, Sohl y Young (2013)	Cuenca del río Cedar, EUA	A consecuencia de la expansión urbana, la escorrentía superficial se incrementa, mientras que el flujo base decrece de forma significativa
Getachew y Melesse (2012)	Cuenca Angereb, Etiopía	La disminución de cobertura boscosa, y el aumento de pastizales y tierras agrícolas ocasionan escorrentías más violentas en temporada de lluvias, y un descenso considerable de flujo durante la temporada de secas
Nsanzabaganwa <i>et al.</i> (2024)	Cuenca del río Nyabarongo, Nigeria	A consecuencia de la disminución de la cobertura boscosa y la proliferación de pastizales y zonas urbanas, se identifica un aumento en la escorrentía, y en la concentración de nitrógeno y fósforo en la cuenca
Valencia <i>et al.</i> (2024)	Cuenca del río Chico, región andina de Colombia	Cambios en la cobertura boscosa provocan modificaciones principalmente en los flujos de agua superficiales y subterráneos, con pequeñas variaciones en la evapotranspiración
Baker y Miller (2013)	Cuenca del río Njoro, este de África	Se identificó una marcada tendencia a incrementar la escorrentía y disminuir la recarga subterránea ante los cambios en el uso de suelo

Otra investigación que pone en evidencia el efecto del cambio en el uso del suelo dentro de la dinámica hídrica es el desarrollado por Weber *et al.* (2001), quienes mediante *SWAT* compararon el escenario actual de uso de suelo en la cuenca Aar, en Alemania, con un escenario en el que se incentivaba el desarrollo de pastizales, el cual fue desarrollado con el modelo ProLand. Los resultados demostraron que mientras aumentaba el área del pastizal de un 20 a un 40 %, el porcentaje de áreas boscosas disminuía de forma significativa. Asimismo, se identificó que entre mayor era la pérdida de área boscosa, mayor era la escorrentía superficial. Un hallazgo importante relativo a esta misma cuenca se refiere al alto impacto del cambio de uso de suelo en el componente del balance hídrico; esto, de acuerdo con el trabajo desarrollado por Fohrer *et al.* (2005); por ello que desde la investigación conducida por Fohrer *et al.* (2002) se sugirieran acompañar con algunas medidas de protección los futuros cambios de suelo en la cuenca. Por su parte, Lorz *et al.* (2007) compararon los resultados de la modelación en *SWAT* con los resultados obtenidos a partir de otros tres modelos respecto al impacto hipotético de una cobertura boscosa y otros cambios en el uso del suelo en la escorrentía total de una cuenca. En el estudio se concluye que el impacto de los bosques y su locación juegan un papel importante en los aspectos ecológicos y financieros dentro de la gestión de la cuenca.

Wu *et al.* (2013) proyectaron la cobertura vegetal y el cambio de uso de suelo en la cuenca del río Cedar, en EUA, mediante el desarrollo de escenarios futuros basados en el escenario de emisiones A1B a través del modelo de Previsión de Escenarios de Cambio en el Uso del Suelo (FORE-SCE), para predecir su impacto potencial en el ciclo y la calidad del agua en la cuenca. Los resultados de la modelación indican que a

consecuencia de la expansión urbana, la respuesta rápida a la escorrentía superficial se incrementa de modo significativo (cerca del 10.5 %), mientras que el flujo base decrece substancialmente (cerca del 7.3 %) a causa de la reducción en la infiltración. Getachew y Melesse (2012) han aplicado el modelo *SWAT* para analizar los cambios en el uso de suelo en la cuenca Angereb, Etiopía, y sus efectos en la escorrentía y los ingresos de agua a la cuenca. Respecto al cambio de uso de suelo, este fue examinado mediante la clasificación de imágenes satelitales y desarrollando un análisis espacial. Los resultados obtenidos indican que la disminución de cobertura boscosa, y el aumento de pastizales y tierras agrícolas ocasionan escorrentías más violentas en temporada de lluvias, y un descenso considerable de flujo durante la temporada de secas. También se encontró que las escorrentías más violentas incrementan la carga de sedimentos, confiriendo turbidez al agua.

Baker y Miller (2013) utilizaron tres mapas de uso del suelo, los cuales representan un periodo de 17 años en el que la cuenca del río Njoro, en el este de África, sufrió cambios significativos en su uso de suelo, al convertir grandes zonas boscosas en zonas de pastizales y cultivo, para modelar en *SWAT* su impacto en la respuesta hidrológica de la cuenca. Los resultados obtenidos indican una marcada tendencia a incrementar la escorrentía y disminuir la recarga subterránea ante los cambios en el uso de suelo, lo cual representa una amenaza importante a la disponibilidad de agua para uso humano. Los autores recomiendan continuar con estudios encaminados a determinar la viabilidad de implementar acciones de gestión territorial que contribuyen a modificar la escorrentía ante los cambios en el uso de suelo. Por último, destaca una investigación desarrollada más recientemente por Nsanzabaganwa *et al.* (2024), quienes condujeron un análisis en *SWAT* para identificar la

influencia del cambio del uso de suelo y la cobertura vegetal del año 2000 al 2020 (y con predicciones hasta 2030) en la escorrentía superficial y la concentración de nitrógeno y fósforo en la cuenca del río Nyabarongo, Nigeria. Los resultados indicaron que a consecuencia de la disminución de la cobertura boscosa y la proliferación de pastizales y zonas urbanas, además de la escorrentía superficial, la concentración de ambos contaminantes se incrementó de 2.46 a 17.43 kg/ha y de 15.36 a 158.8 kg/ha, respectivamente; siendo las zonas agrícolas y urbanas las más vulnerables. Como medida para mitigar este problema, además de una mejora en las medidas de conservación, los autores han sugerido la implementación de BMP.

Impacto combinado de cambio climático y uso de suelo

Diversas investigaciones desarrolladas en la aplicación de *SWAT* han incluido la modelación de escenarios combinados de cambio climático y cambios en el uso de suelo. Algunas de ellas son, por ejemplo, la de Hernández *et al.* (2000), quienes modelaron para una pequeña cuenca semiárida la escorrentía superficial originada a partir de seis tormentas hipotéticas bajo distintas coberturas vegetales, las cuales consistían en mezclas de matorral desértico y pastizales hasta un único tipo uniforme de cobertura terrestre, como ribereño, bosque, bosque de robles, bosque de mezquite, matorral desértico, pastizales, urbano, agricultura y tierras áridas. Los resultados mostraron una escorrentía media anual muy alta para las tierras áridas, las zonas urbanas y el matorral desértico; por otro lado, el bosque, bosque de robles y bosque de mezquites mostraron la escorrentía más baja.

El objetivo de la investigación de Pisinaras, Wei, Barring y Gemitzi (2014) fue el de identificar los efectos en la hidrología de determinada región en cuanto a los cambios de uso de suelo al pasar de zonas agrícolas a parques fotovoltaicos (PVP), tomando en cuenta los efectos anticipados del cambio climático. Los resultados mostraron que el potencial de escorrentía no mostraba un gran incremento para el cambio de uso de suelo a gran escala, sin embargo, el potencial de escorrentía sí aumentaba considerablemente en regiones de menores dimensiones, es decir, a nivel subcuenca. Choukri *et al.* (2020) examinaron los impactos del cambio climático y los cambios en el uso del suelo en la disponibilidad de agua y carga de sedimentos para un reservorio de agua en la cuenca Tleta, en Marruecos. Para ello se desarrollaron tres escenarios de cambio de uso de suelo y dos de cambio climático. Los resultados obtenidos muestran que el efecto combinado de los distintos escenarios origina una disminución en la entrada anual de agua y sedimentos al reservorio, lo que por un lado aumenta la vida del reservorio, pero también eleva el riesgo de escasez de agua en los meses más secos, por lo que se sugiere considerar otras fuentes alternativas de agua. Por último, Ertürk *et al.* (2014), calibraron y validaron un modelo en *SWAT* para predecir los efectos de distintos escenarios de cambio climático y cambio en el uso de suelo en el balance hídrico de la cuenca Köyceğiz–Dalyan, Marruecos. Los resultados del análisis muestran una disminución en todas las componentes del balance hídrico de la cuenca, por lo que se espera que la falta de agua sea un problema en un futuro. Asimismo, los autores sugieren migrar hacia métodos de irrigación más eficientes y desarrollar investigación enfocada a estudiar la viabilidad de implementar acciones de recarga artificial y captación de agua.

El impacto individual y combinado del uso/cobertura del suelo y el cambio climático en procesos hidrológicos fue analizado por Wang, Kalin, Kuang y Tian (2014) al aplicar el modelo *SWAT* en una cuenca costera de Alabama, EUA. Al emplear distintos escenarios desarrollados mediante un modelo de circulación global determinaron que la cuenca podría experimentar un incremento en la precipitación y temperatura en el futuro, lo que podría propiciar una urbanización dramática que llevaría a reducir los bosques, pastizales, tierras de cultivo y humedales. También identificaron (situación que se agrava cuando se contemplan escenarios combinados de cambio de uso/cobertura del suelo y cambio climático) que la escorrentía superficial aumenta, mientras el flujo base presenta un evidente descenso. Goldstein y Tarhule (2015) modelaron en *SWAT* el impacto de cultivar biocombustibles en la región de las Grandes Llanuras en EUA. Para ello usaron un escenario de cambio climático asociado con el escenario de emisiones A2 2040-2050, en el que existe un incremento en la temperatura de 1 a 2 °C, así como un escenario de cambio de uso de suelo en el que los pastos nativos, y los cultivos de trigo de invierno y centeno son reemplazados por pasto varilla. Los resultados muestran que durante el invierno, primavera y verano, el pasto varilla disminuye la escorrentía superficial, incrementando, a su vez, la evapotranspiración en un factor de 9.4 durante la primavera. Se concluye que tanto el cambio climático como el cultivo de pasto varilla son los factores más determinantes en los cambios en la escorrentía.

Tan, Ibrahim, Yusop, Duan y Ling (2015) investigaron los impactos combinados del cambio climático y cambio en el uso del suelo en los componentes hidrológicos de la cuenca del río Johor en Malasia. Para ello calibraron un modelo en *SWAT* utilizando datos medidos de escorrentía mensual. Los resultados muestran que el impacto combinado del cambio

climático y cambio en el uso del suelo causa un incremento en la escorrentía y evaporación anual de 4.4 y 2.2 %, respectivamente. Por su parte, Pohle, Koch, Conradt, Gädeke y Grünewald (2015) estudiaron el impacto potencial del cambio climático y cambio de uso de suelo en las cuencas europeas de Schwarze Elster. Para ello se consideraron dos modelos de clima regional, al igual que cambios de carácter antrópico, como es el incremento de cultivos energéticos y el aumento en la depresión del cono de agua subterránea asociado con actividades mineras. Los resultados sugieren que el impacto del cambio climático en la descarga natural de la cuenca es sustancial y excede los efectos de los cultivos energéticos o la actividad minera. Por lo tanto, los autores concluyen que el impacto regional de las actividades antrópicas es secundario con respecto al impacto del cambio climático.

Finalmente, en una investigación más reciente desarrollada por Suwannachai, Sriworamas, Sivanpheng y Kangrang (2024), se llevó a cabo la aplicación del modelo SWAT para identificar el impacto del cambio de uso de suelo y cambio en la precipitación en las cuencas Lam Saphung, Phrom, y Chern, en Tailandia. Los resultados demostraron que además del aumento en la precipitación, el cambio de uso de suelo de bosques a zonas residenciales podía incrementar también la escorrentía hasta en un 77.78 %.

Estudios SWAT en BMP

Las mejores prácticas de gestión o BMP por sus siglas en inglés (*best management practices*) se refiere a las prácticas de conservación de agua y suelo, técnicas de gestión y acciones sociales encaminadas a proteger el medio ambiente (Sharpley *et al.*, 2006). En múltiples ejemplos

estudiados, *SWAT* ha probado ser una herramienta práctica de toma de decisión al momento de sugerir e implementar BMP (Tabla 3). Estos estudios en *SWAT* incluyen la identificación de áreas críticas dentro de la cuenca en las que requiera gestionar el agua y el suelo, así como la investigación de su respuesta ante estrategias alternativas de gestión (Aloui *et al.*, 2023).

Tabla 3. Principales resultados de estudios *SWAT* sobre la implementación de BMP.

Estudio	Región de estudio/cuenca	Principales resultados
López-Ballesteros Senent-Aparicio, Srinivasan y Pérez-Sánchez (2019)	Cuenca Beal, España	Las presas filtrantes son el BMP más efectivo, con una reducción del 90 % en la producción de sedimentos, 15% en el nitrógeno total y 22% en el fósforo total, seguido de la reforestación
Mosbahi y Benabdallah (2020)	Cuenca de río Sarrath, Túnez	Mediante la implementación de terrazas paralelas y reforestación se podría reducir la producción de sedimentos entre un 5 y 43 %, mientras que la escorrentía superficial podría reducirse entre un 5 y 32 %
Briak, Mrabet, Moussadek y Aboumaria (2019)	Cuenca del río Kalaya, Marruecos	Las terrazas redujeron en un 28 % la producción de sedimentos, seguido del cultivo en franjas, con una disminución del 9 %
Ben-Khelifa <i>et al.</i> (2017)	Cuenca Sbaihia, Túnez	Las terrazas, implementadas en aproximadamente el 50 % del área de la cuenca, reducían la escorrentía superficial cerca del 19 % y la producción de sedimentos en un 22 %
Strauch, Lima, Volk, Lorz y Makeschin (2013)	Cuenca del río Pipiripau, Brasil	La implementación combinada de terrazas paralelas y barraginhas pueden reducir la escorrentía superficial y la carga de sedimentos hasta en un 40 %
Hunink, Niadas, Antonaropoulos, Droogers y De Vente (2013)	Cuenca Tana, Kenia	Dependiendo del nivel de adopción de las BMP, la producción de sedimentos podría disminuir hasta en un 25 %
Tripathi, Panda y Raghuwanshi (2003)	Cuenca Nagwan, India	No todas las subcuencas de una cuenca agrícola contribuyen a la descarga, la producción de sedimentos y las pérdidas de nutrientes
Vaché, Eilers y Santelmann (2002)	Cuencas Buck y Walnut Creek, EUA	Un uso amplio de BMP, como franjas ribereñas, humedales artificiales, cauces de agua con césped, franjas filtrantes y bordes de campos, podrían potencialmente reducir las cargas de sedimentos de un 37 a 67 % y de nutrientes de un 54 a 75 %
Bracmort, Arabi, Frankenberger, Engel y Arnold (2006)	Cuencas Smith-Fray y Dreisbach, Iowa, EUA	Los BMP en buenas condiciones disminuyeron el promedio anual de carga de sedimentos entre un 16 y 32 % y la carga de fósforo de un 10 a 24 %; mientras que los BMP en malas condiciones de un 7 a 10 % y de un 7 a 17 %, respectivamente
Xu, Fu y He (2013)	Cuenca Yanhe, China	El aumento en el número de presas filtrantes se ha visto reflejado en una reducción considerable de la escorrentía superficial y la carga de sedimentos en la cuenca
Mishra <i>et al.</i> (2007)	Cuenca Banha, India	La pérdida de sedimentos podría ser reducida en más del 64 %, adoptando las presas filtrantes como barreras para los sedimentos

López-Ballesteros *et al.* (2019) han desarrollado un modelo en *SWAT* para identificar la efectividad de cinco BMP (siembra a contorno, franjas filtrantes, reforestación, aplicación de fertilizantes y presas filtrantes o de retención), individualmente y en combinación, para probar su impacto en la reducción de la producción de nutrientes y sedimentos en la cuenca Beal, España. Los resultados muestran que las presas filtrantes son el BMP más efectivo, con una reducción del 90 % en la producción de sedimentos, 15 % en el nitrógeno total y 22 % en el fósforo total; seguido de la reforestación. Se identificó también que la efectividad de las BMP aumenta cuando se evalúan en combinación. Mosbahi y Benabdallah (2020) aplicaron el modelo *SWAT* para predecir la erosión del suelo sobre la cuenca de río Sarrath, Túnez, y evaluar la efectividad de diferentes prácticas de manejo de suelo para reducir la escorrentía y la erosión del suelo. La calibración y validación del modelo fue realizada a escala mensual para el periodo 2001-2008, en el que se evaluaron siete escenarios de gestión; para ello, se realizaron una o más modificaciones a los parámetros introducidos al modelo *SWAT*. Los resultados mostraron que mediante la implementación de medidas como terrazas paralelas y reforestación se podría reducir la producción de sedimentos entre un 5 y 43 %, mientras que la escorrentía superficial podría reducirse entre un 5 y 32 %; esto es más efectivo cuando las acciones se implementan de manera combinada. Briak *et al.* (2019) han evaluado tres BMP ampliamente utilizadas en Marruecos: cultivo siguiendo las curvas de nivel, cultivo en franjas y terrazas. Con el objetivo de identificar la más apropiada para disminuir la erosión del suelo, los parámetros generales introducidos al modelo *SWAT* se modificaron para reflejar los efectos de implementar las diferentes BMP. De acuerdo con los resultados, las terrazas fueron las más efectivas, al reducir en un 28 % la producción de

sedimentos; seguidas del cultivo en franjas, con una reducción del 9 %, y por último el cultivo que sigue las curvas de nivel, el cual aumentaba la producción de sedimentos.

Ben-Khelifa *et al.* (2017) emplearon el modelo *SWAT* para analizar y parametrizar los efectos de las terrazas de banco en la producción de sedimentos y la hidrología de una pequeña cuenca agrícola en Túnez. La calibración y validación del modelo se llevaron a cabo a partir de los datos de precipitación diaria de 1994 a 2000, así como un estudio batimétrico de alta resolución del lago localizado en la desembocadura de la cuenca. Los resultados indicaron que las terrazas implementadas en aproximadamente el 50 % del área de la cuenca reducían la escorrentía superficial cerca del 19 % y la producción de sedimentos en un 22 %. Strauch *et al.* (2013) calibraron y validaron un modelo *SWAT* para el río Pipiripau en Brasil, con la finalidad de determinar los efectos de distintas BMP en su carga de sedimentos. Los resultados obtenidos mostraron que la implementación combinada de BMP estructurales, como terrazas paralelas y pequeñas depresiones en el suelo, denominadas "barraginhas", podían reducir la escorrentía superficial y la carga de sedimentos hasta en un 40 %. Con el mismo objetivo, Hunink *et al.* (2013) modelaron en *SWAT* el potencial de los cultivos sobre curva de nivel y presas filtrantes para disminuir la erosión del suelo en la cuenca Tana en Kenia. La influencia de su implementación se evaluó considerando tres escenarios diferentes a partir de la modificación en el factor para la pérdida de suelos, la pendiente general de las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU), y el número de curva de escorrentía. Los resultados mostraron que, dependiendo del nivel de adopción de las BMP, la producción de sedimentos podría disminuir hasta en un 25 %. Tripathi *et al.* (2003), por su parte, lograron identificar zonas críticas o prioritarias

para la implementación de BMP encaminadas a la gestión del suelo y el agua dentro de la cuenca Nagwan en India; además de determinar que no todas las subcuencas de una cuenca agrícola contribuyen a la descarga, la producción de sedimentos y las pérdidas de nutrientes.

Vaché *et al.* (2002) han empleado también el modelo *SWAT* para evaluar tres escenarios de utilización de distintos BMP y su efecto en la descarga de agua superficial y carga de sedimentos y nitratos en las cuencas Buck y Walnut Creek, dentro de la región conocida como “el cinturón de maíz” en EUA. Los resultados demostraron que mediante la realización de cambios en las prácticas agrícolas, como conversión a labranza de conservación, cultivos intercalados en franjas, pastoreo rotativo, áreas de conservación designadas, y un uso amplio de BMP como franjas ribereñas, humedales artificiales, cauces de agua con césped, franjas filtrantes y bordes de campos, podrían potencialmente reducir las cargas actuales de sedimentos de un 37 a 67 % y de nutrientes de un 54 a 75 %. Bracmort *et al.* (2006) modelaron, por su parte, el deterioro y la eficiencia a largo plazo de los BMP para mejorar la calidad del agua de tierras agrícolas en las cuencas Smith-Fray y Dreisbach, ubicadas en Iowa, EUA. Los BMP fueron representados a través de la modificación de parámetros en *SWAT* para reflejar el impacto que las prácticas tienen en los procesos simulados dentro del propio modelo. Los resultados demostraron que los BMP en buenas condiciones redujeron el promedio anual de carga de sedimentos entre un 16 y 32 %, y la carga de fósforo de un 10 a 24 %; mientras que los BMP en malas condiciones reducen estos rangos a un 7 a 10 % y de un 7 a 17 %, respectivamente.

Xu *et al.* (2013) han aplicado un modelo *SWAT* para simular la escorrentía y carga de sedimentos en la cuenca Yanhe, China, entre 1950 y 1960, periodo en el que existía un escaso número de presas de

filtrantes. El modelo fue calibrado y validado para el periodo mencionado y posteriormente usado para simular el efecto hidrológico ante un mayor número de presas filtrantes construidas recientemente. Los resultados mostraron que el aumento en el número de presas filtrantes en el área de estudio se ha visto reflejado en una reducción considerable de la escorrentía superficial y la carga de sedimentos en la cuenca, mostrando con ello su efectividad como medidas de control de suelo.

Por su parte Mishra *et al.* (2007) llevaron a cabo una evaluación con fines similares para la cuenca Banha, India. Una vez calibrado y validado el modelo mediante la comparación de datos estimados y datos observados, este fue ejecutado con y sin presas filtrantes, con el objetivo de determinar su efectividad como barrera para el sedimento. Las estimaciones del modelo mostraron que la pérdida de sedimentos podría ser reducida en más del 64 % adoptando las presas filtrantes como barreras para los sedimentos.

Discusión

Como se ha mencionado, durante el proceso de identificación y recopilación de artículos, se ha observado un limitado número de investigaciones que traten de manera específica o particular la aplicación del modelo *SWAT* a fin de evaluar la pertinencia de implementar acciones adaptativas de gestión sustentable del agua con el objetivo principal de disminuir el déficit hídrico de cuerpos de agua subterráneos bajo escenarios presentes y futuros; de modo que para el objetivo de este estudio se juzgó de utilidad incluir aquellas investigaciones encaminadas a conocer la dinámica hídrica de una cuenca mediante la simulación de aguas superficiales y subterráneas, así como del suelo y la producción de

sedimentos; se consideraron también los artículos que evaluaron el impacto de los efectos de distintos escenarios de cambio climático y cambio en el uso de suelo; y finalmente aquellos artículos en los que se ha abordado la implementación de distintos BMP, que si bien en la mayoría de las investigaciones se han evaluado con la finalidad de determinar sobre todo su capacidad de reducir la producción de sedimentos y la escorrentía superficial, han sido considerados, ya que muchas de estas acciones resultan útiles también para captar e infiltrar agua al subsuelo.

Durante el proceso de análisis se ha podido identificar que, con independencia del objetivo de la simulación, todas las investigaciones comparten un proceso de calibración y validación del modelo *SWAT*; destacan los parámetros de número de curva (CN) y densidad aparente del suelo (SOL_BD), como unos de los más sensibles y relevantes para la simulación de escorrentías (Hussain *et al.*, 2024). Una vez concluidos los procesos de calibración y validación, es posible utilizar dicho modelo evaluando distintos escenarios, ya sea de cambio climático, cambio de uso de suelo, implementación de BMP, o una combinación de ellos. Como parte del proceso de simulación de escenarios de cambio climático, cambio de uso de suelo o la combinación de ambos, se observa que en las investigaciones se emplean escenarios propuestos con anterioridad, se construyen los propios a partir de otros, o bien se utilizan herramientas y modelos externos al propio modelo *SWAT* para su desarrollo.

Ejemplos de esto es la recuperación y uso del escenario de cambio climático del proyecto ENSEMBLES para predecir inundaciones y sequías (Huang *et al.*, 2015; Stefanova *et al.*, 2015); el empleo del escenario A1B (Sood *et al.*, 2013), y A2 del IPCC para estimar los efectos del cambio climático en la hidrología superficial (Pascual *et al.*, 2015) y subterránea

de una cuenca (Goldstein & Tarhule, 2015); la construcción de escenarios de cambio climático a partir de modelos climáticos globales, modelos de circulación global y modelos climáticos regionales para simular los cambios en el balance hídrico de un sistema fluvial (Rosenberg *et al.*, 1999; Ertürk *et al.*, 2014; Pohle *et al.*, 2015; De Girolamo *et al.*, 2017), o la construcción de escenarios de cambio climático a partir de los escenarios A1B, A2 y B1 del SRES, también con el objetivo de simular el balance hídrico de una cuenca (Chien *et al.*, 2013). Una metodología similar se ha identificado para la definición de los escenarios de cambio de uso de suelo, los cuales se han construido principalmente a partir del análisis de la tendencia actual de uso de suelo en las regiones de estudio considerando cambios antrópicos (Ertürk *et al.*, 2014; Tan *et al.*, 2015; Pohle *et al.*, 2015), y empleándose también la herramienta automatizada de evaluación de cuencas geoespaciales (AGWA) (Hamad *et al.*, 2012), el modelo ProLand (Hamad *et al.*, 2012; Weber *et al.*, 2001) y el escenario A1B del modelo FORE-SCE (Wu *et al.*, 2013).

Respecto a las metodologías para simulación de los BMP, se ha identificado un proceso similar al de los escenarios de cambio climático y de uso de suelo, el cual implica la simulación de un escenario base una vez que los parámetros de entrada del modelo ya han sido calibrados y validados, para a continuación realizar nuevas simulaciones contemplado la implementación de las BMP, lo cual permite identificar los efectos que estas acciones tendrán en la cuenca. Si bien las metodologías aplicadas para la incorporación de las BMP en el modelo son diversas o inclusive en algunos casos no son especificadas, se ha identificado una serie de parámetros que son utilizados repetidamente para incorporar BMP en las modelaciones SWAT (Tabla 4). Por ejemplo, se han encontrado modificaciones al factor de curva de nivel (CN) y factor de práctica USLE

(CONT_P) en el modelo *SWAT* para simular prácticas de siembra siguiendo las curvas de nivel, el cultivo en franjas y la implementación de terrazas (Briak *et al.*, 2019; López-Ballesteros *et al.*, 2019). La modificación en el parámetro *FILTERW* para simular las franjas filtrantes (López-Ballesteros *et al.*, 2019); la aplicación del módulo de actualización de uso de tierra (LUU) para simular acciones de reforestación (López-Ballesteros *et al.*, 2019) y la simulación de presas filtrantes y barraginhas, considerándolas como embalses (*ponds*) (Strauch *et al.*, 2013), los cuales son simulados en el módulo de embalses (.pnd) usando el parámetro PND_FR (López-Ballesteros *et al.*, 2019).

Tabla 4. Variables modificadas en el *software SWAT* para la incorporación de las BMP en las simulaciones hidrológicas.

Acciones	Variables modificadas en <i>SWAT</i> para su incorporación en las simulaciones	Estudio
Terrazas/cultivos en contorno	Factor de curva de nivel para prácticas de contorno (CONT_CN)	López-Ballesteros <i>et al.</i> (2019)
	Factor de curva de nivel (CN)	Briak <i>et al.</i> (2019)
	Factor USLE P para prácticas de contorno (CONT_P)	Briak <i>et al.</i> (2019)
	Número de curva de escurrimiento SCS inicial para condiciones de humedad II (CN2)	Bracmort <i>et al.</i> (2006); Strauch <i>et al.</i> (2013); Mosbahi y Benabdallah (2020)
	Longitud media de la pendiente (m) para terrazas (TERR_SL) o (SL)	Ben-Khelifa <i>et al.</i> (2017)
	Longitud media de la pendiente (m) (SLSUBBSN)	Bracmort <i>et al.</i> (2006); Mosbahi y Benabdallah (2020)
	Factor de práctica de soporte de ecuación USLE (USLE_P)	Bracmort <i>et al.</i> (2006); Strauch <i>et al.</i> (2013); Mosbahi y Benabdallah (2020)
Franjas de infiltración	Ancho de la franja de filtro en el borde del campo (m) (FILTERW)	Bracmort <i>et al.</i> (2006); López-Ballesteros <i>et al.</i> (2019)
	Número de curva de escurrimiento SCS inicial para condiciones de humedad II (CN2)	Hunink <i>et al.</i> (2013)
	Pendiente media de la pendiente (m/m) (HRU_SLP)	Hunink <i>et al.</i> (2013)
Presas filtrantes y estanques de infiltración	Fracción del área de la subcuenca que drena hacia estanques (PND_FR)	Strauch <i>et al.</i> (2013); López-Ballesteros <i>et al.</i> (2019)

Para simular el efecto de las diferentes terrazas se han modificado los factores de práctica USLE (CONT_P) y número de curva de escurrimiento SCS inicial para condiciones de humedad II (CN2) (Strauch *et al.*, 2013),

y en algunas investigaciones también la pendiente (SL) (Ben-Khelifa *et al.*, 2017), (SLSUBBSN) (Mosbahi & Benabdallah, 2020), y el factor de soporte de práctica (USLE_P) (Bracmort *et al.*, 2006; Mosbahi & Benabdallah, 2020). Por otro lado, algunos autores han optado por modificar los parámetros CN2, PUSLE y pendiente media del HRU (HRU_SLP) para la simulación de los cultivos sobre las curvas de nivel y las presas filtrantes (Hunink *et al.*, 2013).

Como parte de los resultados obtenidos en los distintos artículos de aplicación *SWAT*, en los estudios de suelo y sedimentación se ha identificado que la sedimentación en una cuenca es producida principalmente por diferencias en el tipo de cobertura vegetal y el gradiente de la pendiente (Mosbahi *et al.*, 2013), siendo menor en zonas boscosas y considerablemente mayor en regiones agrícolas (Martínez-Casasnovas *et al.*, 2012; Schmalz *et al.*, 2015) y/o escarpadas de la cuenca (Ricci *et al.*, 2018; Panagopoulos *et al.*, 2019; Bieger *et al.*, 2015). Respecto a los escenarios de cambio climático, se ha identificado cómo las variaciones en el clima y las concentraciones de CO₂ tienen un efecto directo en la hidrología, erosión del suelo y producción de sedimentos de la cuenca (Varanou *et al.*, 2002; Nearing *et al.*, 2005; Gosain *et al.*, 2006; Nunes *et al.*, 2008; Sood *et al.*, 2013; Chien *et al.*, 2013; Stefanova *et al.*, 2015; Rodríguez-Blanco *et al.*, 2016); en la sostenibilidad de las aguas subterráneas (Rosenberg *et al.*, 1999); en el aumento del riesgo de padecer eventos extremos, como sequías e inundaciones (Huang *et al.*, 2015), y en el crecimiento, desarrollo y distribución de la vegetación (Pascual *et al.*, 2015).

Por su parte, los escenarios de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal evidencian un claro aumento en la escorrentía superficial dentro de las cuencas ante la pérdida de la cobertura boscosa (Weber *et al.*,

2001; Wu *et al.*, 2013), con un aumento considerable en tierras áridas, pastizales, zonas urbanas, zonas de matorrales y zonas de cultivo (Hernández *et al.*, 2000; Hamad *et al.*, 2012; Getachew & Melesse, 2012). Además, se ha identificado que estos cambios en el uso del suelo también disminuyen la recarga de agua subterránea (Baker & Miller, 2013) y el flujo base (Wang *et al.*, 2014). Por último, se ha determinado que el efecto combinado de cambio climático y cambio en el uso del suelo tiende a ser más severo que al evaluarse de manera independiente cada uno de ellos, y en su evaluación conjunta tiende a ser más relevante el cambio climático respecto al cambio de uso de suelo (Pohle *et al.*, 2015). Se debe hacer notar que además de los cambios en la escorrentía y producción de sedimentos, se ha reconocido también que su efecto combinado ocasiona cambios en la evaporación (Tan *et al.*, 2015). Aunado a todo esto, se identifica una dependencia importante entre los cambios en el clima y en el uso del suelo; dicho fenómeno se observa, por ejemplo, en la reducción de bosques o humedales ante una urbanización dramática ocasionada por cambios en la precipitación y el clima (Wang *et al.*, 2014).

Como acciones para reducir la erosión y la producción de sedimentos (Tabla 5), se ha propuesto en distintas investigaciones la implementación de pequeñas represas (Mishra *et al.*, 2007); la reforestación natural o artificial (Pacetti *et al.*, 2020); la regeneración de la vegetación natural (Panagopoulos *et al.*, 2019), o la aplicación de cualquier otra medida de conservación de suelos (Nearing *et al.*, 2005; Markhi *et al.*, 2019). Asimismo, como medidas para mitigar y hacer frente a la alteración en el balance hídrico a consecuencia del cambio climático y cambio en el uso de suelo (Tabla 5), se ha sugerido considerar fuentes alternativas de agua (Choukri *et al.*, 2020), como la captación y cosecha de agua (Hamad *et al.*, 2012; Sood *et al.*, 2013; Ertürk *et al.*, 2014); la

implementación de estrategias específicas de gestión para mitigar los efectos potenciales del cambio climático en los recursos hídricos (Chien *et al.*, 2013), y la realización de estudios encaminados a determinar la viabilidad de implementar acciones de gestión territorial que contribuyen a modificar la escorrentía ante los cambios en el uso de suelo (Baker & Miller, 2013).

Tabla 5. Acciones más efectivas para la reducción en la erosión del suelo, la producción de sedimentos y la disminución en la escorrentía de acuerdo con su simulación en *SWAT*.

Objetivo	Acciones más efectivas	Estudio
Reducción de la erosión del suelo y la producción de sedimentos	Pequeñas represas	Mishra <i>et al.</i> (2007)
	Regeneración de la vegetación natural	Panagopoulos <i>et al.</i> (2019)
	Reforestación natural o artificial	López-Ballesteros <i>et al.</i> (2019); Pacetti <i>et al.</i> (2020)
	Terrazas y cultivo en curvas de nivel	Briak <i>et al.</i> (2019)
	Franjas ribereñas, humedales artificiales, cauces de agua con césped, franjas filtrantes, bordes de campos	Vaché <i>et al.</i> (2002)
	Presas filtrantes	López-Ballesteros <i>et al.</i> (2019)
	Medidas de conservación de suelos	Nearing <i>et al.</i> (2005); Markhi <i>et al.</i> (2019)
Resiliencia a la alteración en el balance hídrico a consecuencia del cambio climático y cambio en el uso de suelo	Captación y cosecha de agua	Hamad <i>et al.</i> (2012); Sood <i>et al.</i> (2013); Ertürk <i>et al.</i> (2014)
	Implementación de estrategias específicas de gestión para mitigar los efectos potenciales del cambio climático en los recursos hídricos	Chien <i>et al.</i> (2013)
Reducción de la escorrentía superficial y la producción de sedimentos	Reforestación y terrazas paralelas	Mosbahi y Benabdallah (2020)
	<i>Barraginhas</i>	Strauch <i>et al.</i> (2013)
	Presas filtrantes	Hunink <i>et al.</i> (2013)
	Terrazas en general	Strauch <i>et al.</i> (2013); Ben-Khelifa <i>et al.</i> (2017)

Respecto a las BMP, se identificó una alta efectividad de las presas filtrantes, reforestación (López-Ballesteros *et al.*, 2019), franjas ribereñas, humedales artificiales, cauces de agua con césped, franjas filtrantes, bordes de campos (Vaché *et al.*, 2002), terrazas y cultivo en curvas de nivel (Briak *et al.*, 2019) para disminuir la erosión y producción de sedimentos. Para reducir también la producción de sedimentos y, a su vez, la escorrentía superficial, se identificó una alta efectividad de la reforestación, las terrazas paralelas (Mosbahi & Benabdallah, 2020), los “barraginhas” (Strauch *et al.*, 2013), las presas filtrantes (Hunink *et al.*, 2013) y las terrazas en general (Strauch *et al.*, 2013; Ben-Khelifa *et al.*, 2017).

Conclusiones

De manera generalizada, las metodologías empleadas o desarrolladas en los distintos artículos cuentan con la elaboración y simulación de un escenario base, el cual es calibrado y validado, y luego utilizado para la simulación de diferentes escenarios de cambio climático, cambio en el uso de suelo, escenarios combinados o escenarios que incluyen la implementación de distintas acciones BMP, que son incorporadas al modelo mediante la modificación de algunos parámetros en *SWAT*, como curva de nivel y pendiente del terreno. Los resultados de las distintas investigaciones muestran de manera clara los efectos adversos que tanto el cambio climático como los cambios en el uso de suelo de naturaleza antrópica ocasionan en la dinámica hidrológica y edafológica de una cuenca; asimismo, se identifica una fuerte correlación y dependencia de estos cambios. Se ha constatado que fenómenos como el aumento en la escorrentía superficial, erosión del suelo, producción de sedimentos o

disminución de la recarga hídrica son propiciados y agravados por el cambio climático y cambio en el uso de suelo, como por ejemplo la conversión de zonas forestales a zonas agrícolas o urbanas.

Como acciones para disminuir la escorrentía superficial se ha reconocido una gran efectividad de las presas filtrantes, franjas ribereñas, humedales artificiales, cauces de agua con césped, franjas filtrantes, bordes de campos, terrazas, cultivo en curvas de nivel, reforestación natural o artificial, y regeneración de la vegetación natural, para reducir la erosión del suelo y la producción de sedimento. Para disminuir la producción de sedimentos y, a su vez, la escorrentía superficial, se distinguió una alta efectividad de la reforestación, terrazas paralelas, “barraginhas”, presas filtrantes y terrazas en general. De igual forma, como medidas para mitigar y hacer frente a la alteración en el balance hídrico a consecuencia del cambio climático y cambio en el uso de suelo, se ha sugerido considerar fuentes alternativas de agua, como la captación y cosecha de agua, implementación de estrategias específicas de gestión para mitigar los efectos potenciales del cambio climático en los recursos hídricos, y realización de estudios encaminados a determinar la viabilidad de implementar acciones de gestión territorial que contribuyen a modificar la escorrentía ante los cambios en el uso de suelo. Finalmente, el presente artículo demuestra la utilidad del modelo *SWAT* para desarrollar simulaciones encaminadas a determinar el efecto que tiene en una cuenca la adopción de medidas de conservación de suelo, fuentes alternativas de agua y acciones adaptativas de gestión sustentable del agua. Sin embargo, se considera pertinente y deseable que en un futuro se desarrollen más investigaciones en estos últimos dos temas, pues los trabajos dirigidos a atender de manera específica tales objetivos son escasos. Ello permitirá el desarrollo de otras metodologías para la

simulación de acciones de gestión sustentable del agua en el modelo *SWAT*, lo cual representará una herramienta de suma relevancia para los tomadores de decisión.

Agradecimientos

A la Universidad de Guanajuato y a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti) por el apoyo recibido para hacer posible la realización de la presente investigación.

Referencias

- Aloui, S., Mazzoni, A., Elomori, A., Aoussi, J., Boufekane, A., & Zghibi, A. (2023). A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) studies of Mediterranean catchments: Applications, feasibility, and future directions. *Journal of Environmental Management*, 326, 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116799>
- Baker, T., & Miller, S. (2013). Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology*, 486, 100-111. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.041>
- Ben-Khelifa, M., Hermassi, W., Strohmeier, S., Zucca, C., Ziadat, F., Boufaroua, M., & Habaieb, H. (2017). Parameterization of the effect of bench terraces on runoff and sediment yield by SWAT modelling in a small semi-arid watershed in northern Tunisia. *Land Degradation & Development*, 28(6), 1568-1578. <https://doi.org/10.1002/ldr.2685>

- Bieger, K., Hörmann, G., & Fohrer, N. (2015). Detailed spatial analysis of SWAT-simulated surface runoff and sediment yield in a mountainous watershed in China. *Hydrological Sciences Journal*, 60(5), 784-800. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.965172>
- Bracmort, K. S., Arabi, M., Frankenberger, J. R., Engel, B. A., & Arnold, J. G. (2006). Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. *Transactions of the ASABE*, 49(2), 367-374. <https://doi.org/10.13031/2013.20411>
- Briak, H., Mrabet, R., Moussadek, R., & Aboumaria, K. (2019). Use of calibrated SWAT model to evaluate the effects of agricultural BMPs on sediments of the Kalaya River Basin (North of Morocco). *International Soil and Water Conservation Research*, 7(2), 176-183. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.02.002>
- Carvalho-Santos, C., Monteiro, A. T., Azevedo, J. C., Pradinho-Honrado, J., & Nunes, J. P. (2017). Climate change impacts on water resources and reservoir management: Uncertainty and adaptation for a mountain catchment in Northeast Portugal. *Water Resources Management*, 31(11), 3355-3370. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1672-z>
- Chien, H., Yeh, P. J.-F., & Knouft, J. H. (2013). Modeling the potential impacts of climate change on streamflow in agricultural watersheds of the Midwestern United States. *Journal of Hydrology*, 491, 73-88. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.03.026>

- Choukri, F., Raclot, D., Naimi, M., Chikhaoui, M., Nunes, J. P., Huard, F., Hérivaux, C., Sabir, M., & Pépin, Y. (2020). Distinct and combined impacts of climate and land use scenarios on water availability and sediment loads for a water supply reservoir in northern Morocco. *International Soil and Water Conservation Research*, 8(2), 141-153. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.03.003>
- Chung, I.-M., Lee, J., Won, N., Na, H., Woo, S., Kim, Y., & Kim, G.-B. (2015). Estimating exploitable amount of groundwater abstraction using an integrated surface water-groundwater model: Mihocheon watershed, South Korea. *Hydrological Sciences Journal*, 60(5), 863-872. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.980261>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (9 de octubre, 2019). *Usos del agua: uso agrupado abastecimiento público*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/usos-del-agua>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022). *Estadísticas del agua en México 2021*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- De Girolamo, A. M., Bouraoui, F., Buffagni, A., Pappagallo, G., & Lo Porto, A. (2017). Hydrology under climate change in a temporary river system: Potential impact on water balance and flow regime. *River Research and Applications*, 33(8), 1229-1240. <https://doi.org/10.1002/rra.3165>
- Ertürk, A., Ekdal, A., Gürel, M., Karakaya, N., Guzel, C., & Gönenç, E. (2014). Evaluating the impact of climate change on groundwater resources in a small Mediterranean watershed. *Science of the Total Environment*, 499, 437-447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.001>

- Fernández, R. (2017). Utilización del programa "SWAT" para la estimación de la emisión de sedimentos en cuencas. *TRIM: Tordesillas Revista de Investigación Multidisciplinar*, 12, 21-32.
- Fohrer, N., Haverkamp, S., & Frede, H.-G. (2005). Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: Development of sustainable land use concepts for low mountain range areas. *Hydrological Processes*, 19(3), 659-672. <https://doi.org/10.1002/hyp.5623>
- Fohrer, N., Möller, D., & Steiner, N. (2002). An interdisciplinary modelling approach to evaluate the effects of land use change. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 27(9-10), 655-662. [https://doi.org/10.1016/S1474-7065\(02\)00050-5](https://doi.org/10.1016/S1474-7065(02)00050-5)
- Galván, L. (2011). *Modelización hidrológica del río Odiel: aplicación al estudio de la contaminación por drenaje ácido de minas*. Huelva, España: Universidad de Huelva.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., & Arnold, J. G. (2007). The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4), 1211-1250. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>
- Getachew, H. E., & Melesse, A. M. (2012). The impact of land use change on the hydrology of the Angereb watershed, Ethiopia. *International Journal of Water Sciences*, 1(4), 1-7. <https://doi.org/10.5772/56266>

- Godínez, J. (2022). Chapter 3: Unravelling intractable water conflicts: The entanglement of science and politics in decision-making on large hydraulic infrastructure. In: *Paradigm lost: On the value of lost causes in transforming cities and water systems' development pathways* (pp. 43-72). Delft, The Netherlands: IHE Delft Institute for Water Education.
- Goldstein, J., & Tarhule, A. (2015). Evaluating the impacts of climate change and switchgrass production on a semiarid basin. *Hydrological Processes*, 29, 724-738. <https://doi.org/10.1002/hyp.10159>
- González, I. (2023). *Propuesta de punto de acuerdo para que se revise, evalúe, actualice y dé seguimiento al Programa Estatal Hidráulico*. León, México: Congreso del Estado de Guanajuato, Sexagésima Quinta Legislatura.
- Gosain, A. K., Rao, S., & Basuray, D. (2006). Climate change impact assessment on hydrology of Indian river basins. *Current Science*, 90(3), 346-353.
- Hamad, J., Eshtawi, T., Abushaban, A., & Haboub, M. (2012). Modeling the impact of land-use change on water budget of Gaza Strip. *Journal of Water Resource and Protection*, 4(5), 325-333. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2012.46036>
- Haro, D., Palazón, L., & Beguería, S. (2020). Long-term sustainability of large water resource systems under climate change: A cascade modeling approach. *Journal of Hydrology*, 582, 124546, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124546>

- Hernández, M., Miller, S., Goodrich, D., Goff, B., Kepner, W., Edmonds, C., & Jones, B. (2000). Modeling runoff response to land cover and rainfall spatial variability in semi-arid watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64, 285-298. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4343-1_23
- Huang, S., Krysanova, V., & Hattermann, F. F. (2015). Projections of climate change impacts on floods and droughts in Germany using an ensemble of climate change scenarios. *Regional Environmental Change*, 15(3), 461-473. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0606-z>
- Hunink, J. E., Niadas, I. A., Antonaropoulos, P., Droogers, P., & De Vente, J. (2013). Targeting of intervention areas to reduce reservoir sedimentation in the Tana catchment (Kenya) using SWAT. *Hydrological Sciences Journal*, 58(3), 600-614. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.774090>
- Huntjens, P., Pahl-Wostl, C., Rihoux, B., Schlüter, M., Flachner, Z., Neto, S., Koskova, R., Dickens, C., & Kiti, I. (2011). Adaptive water management and policy learning in a changing climate: A formal comparative analysis of eight water management regimes in Europe, Africa and Asia. *Environmental Policy and Governance*, 21(3), 145-163. <https://doi.org/10.1002/eet.571>
- Hussain, S., Niyazi, B., Elfeki, A., Masoud, M., Wang, X., & Awais, M. (2024). SWAT-driven exploration of runoff dynamics in hyper-arid region, Saudi Arabia: Implications for hydrological understanding. *Water*, 16(12), 2043. <https://doi.org/10.3390/w16142043>
- Krysanova, V., & White, M. (2015). Advances in water resources assessment with SWAT. An overview. *Hydrological Sciences Journal*, 60(5), 771-783. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1029482>

- Langhoff, L., Geraldi, A., & Rosell, P. (2017). El concepto de ciclo hidrosocial aplicado a los conflictos por el acceso al agua. El caso de la disputa por el río Atuel entre las provincias de La Pampa y Mendoza, Argentina. *Papeles de Geografía*, (63), 146-160. <https://doi.org/10.6018/geografia/2017/280681>
- López-Ballesteros, A., Senent-Aparicio, J., Srinivasan, R., & Pérez-Sánchez, J. (2019). Assessing the impact of best management practices in a highly anthropogenic and ungauged watershed using the SWAT model: A case study in the El Beal watershed (Southeast Spain). *Agronomy*, 9(10), 576. <https://doi.org/10.3390/agronomy9100576>
- Lorz, C., Volk, M., & Schmidt, G. (2007). Considering spatial distribution and functionality of forests in a modeling framework for river basin management. *Forest Ecology and Management*, 248(1-2), 17-25. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.032>
- Markhi, A., Laftouhi, N.-E., Grusson, Y., & Soulaïmani, A. (2019). Assessment of potential soil erosion and sediment yield in the semi-arid N'fis basin (High Atlas, Morocco) using the SWAT model. *Acta Geophysica*, 67(1), 263-272. <https://doi.org/10.1007/s11600-019-00251-z>
- Martínez-Casasnovas, J. A., Bonilla, M., & Ramos, M. C. (2012). Multi-temporal analysis of sediment yield caused by hydric erosion in a basin of the Anoia-Penedès vineyard region (NE Spain). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 38(1), 95-114. <https://doi.org/10.18172/cig.1277>

- Milewski, A., Wondwosen, S., Elkadiri, R., & Durham, M. (2020). Multi-scale hydrologic sensitivity to climatic and anthropogenic changes in northern Morocco. *Geosciences*, 10(1), 13. <https://doi.org/10.3390/geosciences10010013>
- Mishra, A., Froebrich, J., & Gassman, P. W. (2007). Evaluation of the SWAT model for assessing sediment control structures in a small watershed in India. *Transactions of the ASABE*, 50(2), 469-477. <https://doi.org/10.13031/2013.22637>
- Morales, A. (2012). *La gestión adaptativa de agua ante un contexto de variabilidad y cambio climático: un enfoque operativo*. Tijuana, México: El Colegio de la Frontera Norte.
- Mosbahi, M., & Benabdallah, S. (2020). Assessment of land management practices on soil erosion using SWAT model in a Tunisian semi-arid catchment. *Journal of Soils and Sediments*, 20(2), 1129-1139. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02443-y>
- Mosbahi, M., Benabdallah, S., & Boussema, M. R. (2013). Assessment of soil erosion risk using SWAT model. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(10), 4011-4019. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0658-7>
- Nearing, M. A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., Le Bissonnais, Y., Nichols, M. H., Nunes, J. P., Renschler, C. S., Souchère, V., & van Oost, K. (2005). Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 61(2-3), 131-154. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.03.007>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2005). *Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation: Version 2005*. College Station, USA: Texas Water Resources Institute.

- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2009). *Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation: Version 2009*. College Station, USA: Texas Water Resources Institute.
- Nieto, N. (2011). La gestión del agua: tensiones globales y latinoamericanas. *Política y Cultura*, (36), 155-176.
- Nsanzabaganwa, J., Chen, X., Liu, T., Hakorimana, E., Mind'je, R., Gasirabo, A., Bakayisire, F., Umugwaneza, A., & Schadrack, N. (2024). Impacts of land use and land cover change on non-point source pollution in the Nyabarongo River catchment, Rwanda. *Water*, 16(17), 3033. <https://doi.org/10.3390/w16213033>
- Nunes, J. P., Seixas, J., & Pacheco, N. R. (2008). Vulnerability of water resources, vegetation productivity and soil erosion to climate change in Mediterranean watersheds. *Hydrological Processes*, 22(16), 3115-3134. <https://doi.org/10.1002/hyp.6897>
- Pacetti, T., Lompi, M., Petri, C., & Caporali, E. (2020). Mining activity impacts on soil erodibility and reservoirs silting: Evaluation of mining decommissioning strategies. *Journal of Hydrology*, 589, 125348, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125107>
- Pahl-Wostl, C. (2007). Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water Resources Management*, 21(1), 49-62. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9040-4>
- Pahl-Wostl, C., & Sendzimir, J. (2005). The relationship between IWRM and adaptive water management. Obtenido de N. *Project, New Approaches to Adaptive Water Management Under Uncertainty* (pp. 1-15). Recuperado de <http://www.newater.uniosnabrueck.de/index.php?pid=1020>

- Panagopoulos, Y., Dimitriou, E., & Skoulikidis, N. (2019). Vulnerability of a Northeast Mediterranean island to soil loss. Can grazing management mitigate erosion? *Water*, 11(8), 1491. <https://doi.org/10.3390/w11071491>
- Pascual, D., López, J., Retana, J., & Terradas, J. (2015). Impacts of climate change on water resources in the Mediterranean Basin: A case study in Catalonia, Spain. *Hydrological Sciences Journal*, 60(12), 2132-2147. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.947290>
- Pisinaras, V., Wei, Y., Barring, L., & Gemitzi, A. (2014). Conceptualizing and assessing the effects of installation and operation of photovoltaic power plants on major hydrologic budget constituents. *Science of the Total Environment*, 493, 239-250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.132>
- Pohle, I., Koch, H., Conradt, T., Gädeke, A., & Grünewald, U. (2015). Potential impacts of climate change and regional anthropogenic activities in Central European mesoscale catchments. *Hydrological Sciences Journal*, 60(5), 912-928. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.968571>
- Quiroz, C. (2020). *Sobreexplotación y gestión de sistemas acuíferos*. Chihuahua, México: Universidad Autónoma de Chihuahua.
- Ricci, G. F., De Girolamo, A. M., Abdelwahab, O. M., & Gentile, F. (2018). Identifying sediment source areas in a Mediterranean watershed using the SWAT model. *Land Degradation & Development*, 29(4), 1233-1248. <https://doi.org/10.1002/ldr.2889>

- Rodríguez-Blanco, M. L., Arias, R., Taboada-Castro, M. M., Nunes, J. P., Keizer, J. J., & Taboada-Castro, M. T. (2016). Potential impact of climate change on suspended sediment yield in NW Spain: A case study on the Corbeira catchment. *Water*, 8(10), 444. <https://doi.org/10.3390/w8100444>
- Rosenberg, N. J., Epstein, D. J., Wang, D., Vail, L., Srinivasan, R., & Arnold, J. G. (1999). Possible impacts of global warming on the hydrology of the Ogallala aquifer region. *Climatic Change*, 42(4), 677-692. <https://doi.org/10.1023/A:1005424003553>
- Schmalz, B., Zhang, Q., Kuemmerlen, M., Cai, Q., Jähnig, S. C., & Fohrer, N. (2015). Modelling spatial distribution of surface runoff and sediment yield in a Chinese river basin without continuous sediment monitoring. *Hydrological Sciences Journal*, 60(5), 817-830. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967245>
- Sharpley, A. N., Daniel, T. C., Gibson, G., Bundy, L. G., Cabrera, M. L., Sims, J. T., Stevens, R., Lemunyon, J., Kleinman, P., & Parry, R. (2006). *Best management practices to minimize agricultural phosphorus impacts on water quality*. Washington, DC, USA: Agricultural Research Service of the United States Department of Agriculture (USDA-ARS).
- Sood, A., Muthuwatta, L., & McCartney, M. (2013). A SWAT evaluation of the effect of climate change on the hydrology of the Volta River basin. *Water International*, 38(3), 297-311. <https://doi.org/10.1080/02508060.2013.792404>

- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S., Arnold, J. G., & Bednarz, S. T. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part II: Model application. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 91-101. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05962.x>
- Stefanova, A., Krysanova, V., Hesse, C., & Lillebø, A. I. (2015). Climate change impact assessment on water inflow to a coastal lagoon: The Ria de Aveiro watershed, Portugal. *Hydrological Sciences Journal*, 60(5), 929-948. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.983518>
- Strauch, M., Lima, J. E. F. W., Volk, M., Lorz, C., & Makeschin, F. (2013). The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. *Journal of Environmental Management*, 127, S24-S36. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>
- Sun, H., & Cornish, P. S. (2005). Estimating shallow groundwater recharge in the headwaters of the Liverpool Plains using SWAT. *Hydrological Processes*, 19(3), 795-807. <https://doi.org/10.1002/hyp.5617>
- Suwannachai, L., Sriworamas, K., Sivanpheng, O., & Kangrang, A. (2024). Application of SWAT model for assessment of surface runoff in flash flood areas. *Water*, 16(3), 495. <https://doi.org/10.3390/w16030495>
- Tan, M. L., Ibrahim, A. L., Yusop, Z., Duan, Z., & Ling, L. (2015). Impacts of land-use and climate variability on hydrological components in the Johor River basin, Malaysia. *Hydrological Sciences Journal*, 60(5), 873-889. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967246>

- Tang, Z., Wang, Y., & Chen, W. (2024). Assessment and application of multi-source precipitation products in cold regions based on the improved SWAT model. *Remote Sensing*, 16(24), 4132. <https://doi.org/10.3390/rs16224132>
- Tripathi, M. P., Panda, R. K., & Raghuwanshi, N. S. (2003). Identification and prioritisation of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. *Biosystems Engineering*, 85(3), 365-379. [https://doi.org/10.1016/S1537-5110\(03\)00066-7](https://doi.org/10.1016/S1537-5110(03)00066-7)
- Uribe, N. (2010). *SWAT (Soil and Water Assessment Tool): Conceptos básicos y guía rápida para el usuario. Versión SWAT 2005*. Palmira, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical.
- Vaché, K. B., Eilers, J. M., & Santelmann, M. V. (2002). Water quality modeling of alternative agricultural scenarios in the U.S. corn belt. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(3), 773-787. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2002.tb00996.x>
- Valencia, S., Villegas, J. C., Hoyos, N., Duque-Villegas, M., & Salazar, J. F. (2024). Streamflow response to land use/land cover change in the tropical Andes using multiple SWAT model variants. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 54, 101888, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101888>
- Varanou, E., Gkouvatsou, E., Baltas, E., & Mimikou, M. (2002). Quantity and quality integrated catchment modeling under climate change with use of Soil and Water Assessment Tool model. *Journal of Hydrologic Engineering*, 7(3), 228-244. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2002\)7:3\(228\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2002)7:3(228))

- Wang, R., Kalin, L., Kuang, W., & Tian, H. (2014). Individual and combined effects of land use/cover and climate change on Wolf Bay watershed streamflow in southern Alabama. *Hydrological Processes*, 28(22), 5530-5546. <https://doi.org/10.1002/hyp.10057>
- Weber, A., Fohrer, N., & Möller, D. (2001). Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors. Effects on landscape structures and functions. *Ecological Modelling*, 140(1-2), 125-140. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00261-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00261-7)
- Williams, J. R. (1975). Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resources Bulletin*, 11(5), 965-974. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1975.tb01817.x>
- Wu, Y., Liu, S., Sohl, T. L., & Young, C. J. (2013). Projecting the land cover change and its environmental impacts in the Cedar River Basin in the Midwestern United States. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024025, 1-13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/024025>
- Xu, Y., Fu, B., & He, C. (2013). Assessing the hydrological effect of the check dams in the Loess Plateau, China, by model simulations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(6), 2185-2193. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2185-2013>

Análisis de la variación espacio-temporal de los cuerpos de agua superficiales en el sector noroeste de la región Central de Cuba correspondiente a las escenas Landsat 14-44 y 14-45

Analysis of the spatio-temporal variation of surface water bodies in the northwest sector of the Central region of Cuba corresponding to Landsat scenes 14-44 and 14-45

Daily González¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-3416-6634>

Héctor M. Fernández², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0096-2894>

Marina B. Vega³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6745-5382>

¹Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, La Habana, Cuba, dailygonhen@civil.cujae.edu.cu, dailygh00@gmail.com

²Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, La Habana, Cuba, hector@civil.cujae.edu.cu, dr.hectorfer@gmail.com

³Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, La Habana, Cuba, mvega@civil.cujae.edu.cu, bvega4442@gmail.com

Autora para correspondencia: Daily González,
dailygonhen@civil.cujae.edu.cu, dailygh00@gmail.com

Resumen

El presente trabajo plantea como objetivo general analizar la variación espacio-temporal de los ecosistemas relacionados con el agua en el sector noroeste de la región Central de Cuba correspondiente a las escenas Landsat 14-44 y 14-45. La metodología realizada consistió en crear una base de datos con las imágenes de Landsat 5, 7 y 8 que abarque los quinquenios 2000-2004, 2005-2009 y 2010-2014. El procesamiento de las imágenes se efectuó en el programa *QGIS*, en el cual se confeccionaron combinaciones con diferentes bandas espectrales utilizadas en la identificación del agua y la humedad; se calcularon los índices espectrales (MNDWI y AWEIsh), y se hizo la clasificación supervisada a partir de la aplicación informática *MultiSpecW64* para la posterior extracción de los cuerpos de agua superficiales. Se complementa la información con la cartografía preliminar realizada y el modelo digital de elevaciones. Como resultados, el índice espectral MNDWI y la clasificación supervisada demostraron ser herramientas efectivas para delimitar con precisión los cuerpos de agua superficiales y a partir del procedimiento señalado en el indicador 6.6.1 se obtuvo la variación espacio-temporal de los cuerpos de agua superficiales presentes en cada quinquenio establecido respecto a la línea base, donde el primero (2005-2009) indicó un aumento de 1.40 % y el segundo (2010-2014) presentó una tendencia decreciente de 4.55 %.

Palabras clave: agua superficial, teledetección, vigilancia ambiental, sistema de información geográfica, análisis de datos, política ambiental, Cuba.

Abstract

The present work aims to analyze the spatio-temporal variation of water-related ecosystems in the northwest sector of the Central region of Cuba corresponding to the Landsat 14-44 and 14-45 scenes. The methodology used consisted of creating a database with Landsat 5, 7 and 8 images covering the five-year periods 2000-2004, 2005-2009 and 2010-2014. The images were processed using the *QGIS* program, in which combinations were made with different spectral bands used in the identification of water and humidity; the spectral indices (MNDWI and AWEIsh) were calculated, and the supervised classification was performed, using the *MultiSpecW64* computer application for the subsequent extraction of surface water bodies. The information is complemented with the preliminary cartography carried out and the digital elevation model. As a result, the MNDWI spectral index and supervised classification proved to be effective tools to accurately delimit surface water bodies and from the procedure indicated in indicator 6.6.1, the spatio-temporal variation of the surface water bodies present in each five-year period established with respect to the baseline was obtained, where the first (2005-2009) indicated an increase of 1.40 % and the second (2010-2014) showed a decreasing trend of 4.55 %.

Keywords: Surface water, remote sensing, environmental monitoring, geographic information systems, data analysis, environmental policy, Cuba.

Recibido: 17/06/2024

Aceptado: 14/06/2025

Publicado *ahead of print*: 22/07/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

Los ecosistemas relacionados con el agua poseen un enorme valor biológico, social, educativo y económico. Además de sostener los ciclos del agua, el carbono y los nutrientes de todo el planeta, proporcionan agua dulce natural purificada, y regulan los flujos y las condiciones extremas. Los bienes y servicios derivados de estos ecosistemas abarcan todo el espectro del desarrollo sostenible y además de suministrar agua potable sustentan las actividades de diversos sectores, como la agricultura, generación de energía, navegación, esparcimiento y turismo (ONU-Agua, 2019).

Los cuerpos de agua superficiales, como ríos, lagos, lagunas y océanos, experimentan variaciones espaciales y temporales en su tamaño, forma, profundidad y calidad del agua. Tales variaciones serán naturales o provocadas por actividades humanas. La importancia de monitorearlas está dada por la influencia que tienen en el sustento de múltiples actividades económicas y sociales.

Las variaciones espaciales se refieren a los cambios en la extensión y la forma de los cuerpos de agua. Un río cambia su curso debido a la erosión o la sedimentación; por otra parte, un lago puede disminuir su tamaño debido a la sequía o al uso excesivo del agua. La variación

espacial también es el resultado de la construcción de represas o canales, que altera el flujo de agua y la forma de los cuerpos de agua.

Las variaciones temporales representan los cambios en el volumen y la calidad del agua de estos cuerpos a lo largo del tiempo. En el caso de los ríos, experimentan variaciones estacionales en su caudal y calidad del agua debido a las lluvias y la temperatura; mientras que los lagos experimentan cambios en su nivel de agua por la evaporación y la entrada de agua de lluvia o ríos. Las variaciones temporales también son el resultado del cambio climático y la gestión inadecuada del agua.

Es importante tener en cuenta que las variaciones espacio-temporales de los cuerpos de agua generan impactos significativos en el medio ambiente y en las comunidades que dependen de ellos debido a que la disminución del tamaño de un lago reduce la disponibilidad de agua para la agricultura y el consumo humano, mientras que la contaminación del agua afecta la salud humana y la vida acuática.

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible se compone de 17 objetivos y 169 metas. Para su seguimiento, se diseñaron 232 indicadores que se miden a través de los datos estadísticos que se recogen por las instituciones autorizadas en cada país (INE, 2021).

El objetivo 6 se centra en garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos, por lo que establece como meta 6.6 la protección y el restablecimiento de los ecosistemas relacionados con el agua (ONU, 2023). El indicador 6.6.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) es descrito como el cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua con el paso del tiempo. Tiene por objeto reunir y suministrar datos sobre la extensión de los ecosistemas asociados con el agua, y la cantidad y calidad del agua que

contienen, en apoyo a todos los procesos de adopción de decisiones (ONU-Agua, 2020).

Dichos ecosistemas han sido estudiados a nivel mundial a partir de diversos métodos (hidrológicos, hidráulicos y de tipo holístico) y técnicas estadísticas; destacan las investigaciones de Qadir, Malik y Husain (2008); Mesa (2009), y Chen *et al.* (2018).

La teledetección —técnica empleada en el estudio de los ecosistemas relacionados con el agua— es necesaria y efectiva debido a su capacidad para detectar desde el espacio los cuerpos de agua, lo que hace más económico y sencillo el control de los mismos. Además, resulta muy útil para visualizar zonas de difícil acceso y cubrir extensiones de terreno más amplias. La aplicación de la misma se ha evidenciado en numerosas investigaciones internacionales, como en los trabajos de Sharma, Singh, Singh y Kalla (1989); Ferrer, Ruíz, Dimas y Estrela (1998); Pérez y García (2006); Magdaleno y Martínez (2006); y Alsdorf, Rodríguez y Lettenmaier (2007). Sin embargo, en Cuba, el empleo de la teledetección para estudiar la variación espacio-temporal de los ecosistemas relacionados con el agua ha sido poco frecuente.

En 2022 se iniciaron en Cuba los primeros estudios de variación espacio-temporal de los ecosistemas relacionados con el agua con la aplicación de la teledetección y la minería de datos. Entre los autores que realizaron esta investigación se encuentra Guerra (2022), que calculó los índices AWEI y MNDWI, y efectuó una clasificación no supervisada (K_medias); diseñó un nuevo complemento (*plugin*) para QGIS con el fin de determinar la extensión de aguas superficiales y realizar análisis temporales a partir de imágenes satelitales, donde se emplearon imágenes Landsat para luego comparar los resultados obtenidos con una imagen Sentinel. A partir de imágenes Landsat se determinaron los

índices de vegetación de diferenciación normalizada (NDVI), el índice diferencial de agua normalizada (NDWI) y el índice de diferencia normalizada de humedad (NDMI), con los que se hizo la clasificación no supervisada y supervisada, y se señala que para la cartografía de los ecosistemas relacionados con agua se utilizó la clasificación no supervisada (González, 2022).

Se conocen investigaciones que abarcan algunos sectores dentro de la zona de interés, como la de Hernández (2022), a partir de la aplicación de la teledetección y técnicas de minería de datos. El trabajo con las imágenes satelitales de Landsat 7 ETM y Landsat 8 OLI permitieron el cálculo de los índices NDVI, NDWI y NDMI. Los cuerpos de agua y la humedad se identificaron a través de imágenes de falso color y de índices como NIR-R-G, NIR-SWIR 1-R, SWIR 1-NDVI-NDWI; además, se realizaron clasificaciones supervisada y no supervisada. En el programa WEKA se empleó el clasificador J48 a partir de los valores de reflectancia de las imágenes satelitales. Se obtuvo la cartografía de estos cuerpos y los cambios que se producen en los mismos.

No se conoce la existencia de trabajos previos que realicen el estudio de la variación espacio-temporal de los ecosistemas relacionados con el agua a partir de la aplicación de las técnicas de teledetección y minería de datos que abarque en su totalidad la zona de estudio, lo que imposibilita el control real de la disposición de estos ecosistemas y dificulta la respuesta al indicador 6.6.1 de Cuba dentro de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.

La hipótesis a partir de la cual se desarrolló el presente trabajo consistió en que el procesamiento e interpretación de imágenes satelitales existentes y la aplicación de técnicas de minería de datos permitirá determinar la variación espacio-temporal de los ecosistemas relacionados

con el agua en el sector noroeste de la región Central de Cuba correspondiente a las escenas Landsat 14-44 y 14-45.

Por lo anterior se plantea como objetivo general de la investigación analizar la variación espacio-temporal de los ecosistemas relacionados con el agua en el sector noroeste de la región Central de Cuba correspondiente a las escenas Landsat 14-44 y 14-45.

Los objetivos específicos son los siguientes:

1. Determinar las herramientas efectivas en la delimitación de los cuerpos de agua superficiales.
2. Valorar el crecimiento o decrecimiento de los ecosistemas relacionados con el agua en los quinquenios 2005-2009 y 2010-2014.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se localiza en la región Central, y ocupa gran parte de los territorios de las provincias de Villa Clara, Cienfuegos y Sancti Spíritus (Figura 1). Representa el 17.7 % de la superficie total del territorio nacional. Limita al norte con el océano Atlántico, al sur con el mar Caribe, al este con la provincia Ciego de Ávila y al oeste con la provincia Matanzas.

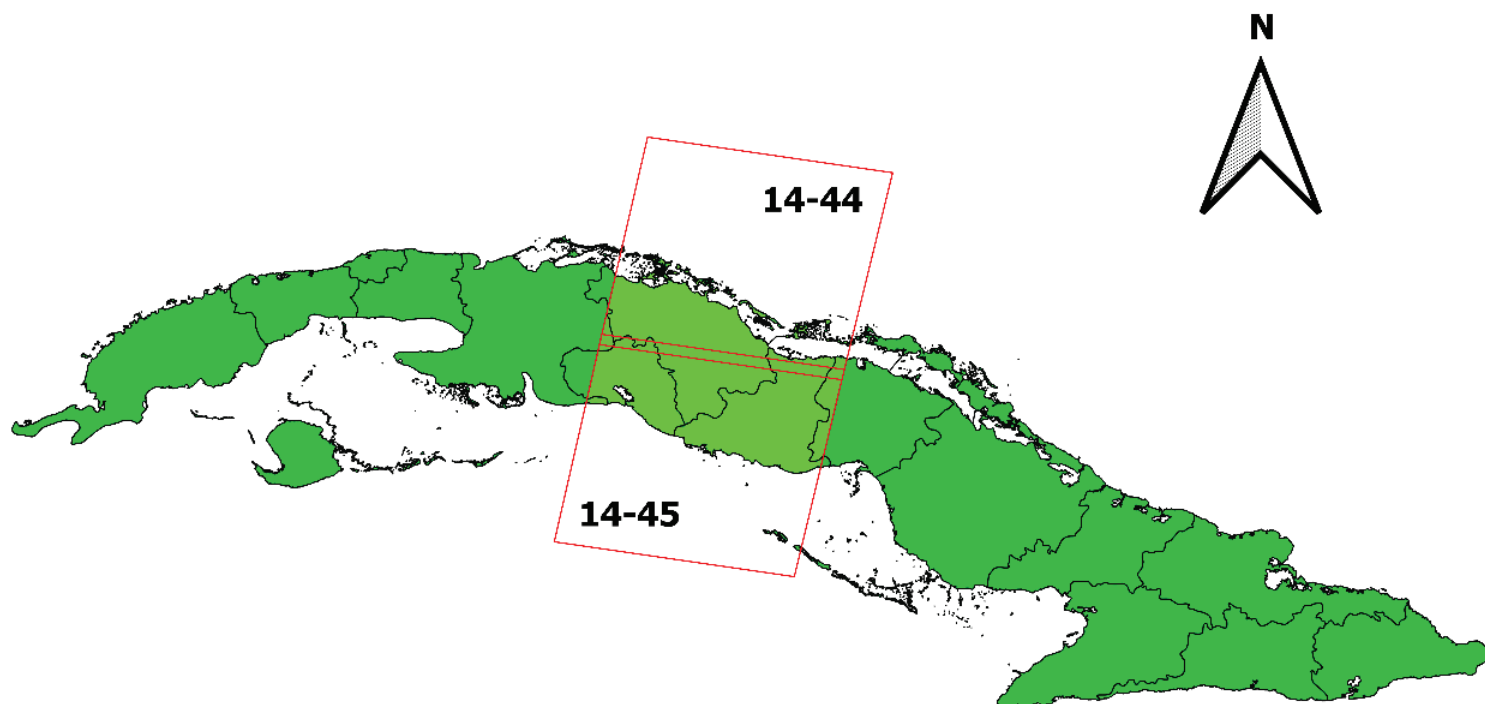


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

El relieve se distingue por su diversidad en gran parte del territorio, debido a la presencia de llanuras, alturas y montañas. Entre ellas se encuentran las alturas del norte de Cuba Central, la llanura del norte de Cuba Central, llanura de Manacas, alturas de Santa Clara (Sierra Alta de Agabama, Sierra del Escambray, Sierra de Mabujina) y Macizo de Guamuhaya.

La provincia de Villa Clara se caracteriza por la presencia de una amplia red fluvial en la que se destacan los principales ríos de la vertiente norte, como Sagua la Grande, con 163 km de longitud, y Sagua la Chica, con 91 km. Los ríos más importantes de Cienfuegos son Arimao, con 82.6 km, y Caunao, con 53.9 km, ambos de la vertiente sur (ONEI, 2022). Sancti Spíritus es la provincia con mayor capacidad de embalse de Cuba.

Existen en el territorio gran cantidad de ríos y arroyos de poca extensión y caudal que se distribuyen en ambas vertientes, especialmente en la sur. Entre los que desembocan en la vertiente sur se destacan los ríos Zaza, Agabama, Jatibonico del Sur e Higuanojo; en la vertiente norte, el río Jatibonico del Norte. El río Zaza es el segundo de mayor extensión, con una longitud de 155 km, que atraviesa diferentes municipios para desembocar en la presa Zaza, que es el mayor lago artificial de agua dulce (Escambray, 2023).

La región investigada está caracterizada por los componentes del substrato plegado: margen continental de Bahamas, arco volcánico cretácico (AVC), terreno Escambray y la asociación ofiolítica, y además la cobertura neoplatafórmica.

Materiales

Las imágenes Landsat 5 (TM), Landsat 7 (ETM) y Landsat 8 (OLI-TIRS) fueron descargadas del sitio *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), correspondiente al Servicio Geológico de EUA (USGS, por sus siglas en inglés). Las imágenes presentan una resolución espacial de 30 x 30 m y se encuentran en formato .TIF. En la Tabla 1, Tabla 2 y Tabla 3 aparecen las bandas de las imágenes multiespectrales con sus correspondientes longitudes de onda.

Tabla 1. Bandas espectrales Landsat 5.

Landsat 5		
Bandas	Rango espectral (micrómetros)	Resolución espacial (metros)
Banda 1- azul	0.45-0.52	30
Banda 2- verde	0.52-0.60	30
Banda 3- rojo	0.63-0.69	30
Banda 4- infrarrojo cercano (NIR)	0.76-0.90	30
Banda 5- infrarrojo de onda corta (SWIR) 1	1.55-1.75	30
Banda 6- térmico	10.40-12.50	120* (30)
Banda 7- infrarrojo de onda corta (SWIR) 2	2.08-2.35	30

Fuente: Jiménez (2016).

Tabla 2. Bandas espectrales Landsat 7.

Landsat 7		
Bandas	Rango espectral (micrómetros)	Resolución espacial (metros)
Banda 1- azul	0.441-0.514	30
Banda 2- verde	0.519-0.601	30
Banda 3- rojo	0.631-0.692	30
Banda 4- infrarrojo cercano (NIR)	0.772-0.898	30
Banda 5- infrarrojo de onda corta (SWIR) 1	1.547-1.749	30
Banda 6- infrarrojo térmico (TIR)	10.31-12.36	60
Banda 7- infrarrojo de onda corta (SWIR) 2	2.064-2.345	30
Banda 8- pancromática	0.515-0.896	15

Fuente: Passucci, Carmona y Rivas (2017).

Tabla 3. Bandas espectrales Landsat 8.

Landsat 8		
Bandas	Rango espectral (micrómetros)	Resolución espacial (metros)
Banda 1- aerosol costero	0.43-0.45	30
Banda 2- azul	0.45-0.51	30
Banda 3- verde	0.53-0.59	30
Banda 4- rojo	0.64-0.67	30
Banda 5- infrarrojo cercano (NIR)	0.85-0.88	30
Banda 6- infrarrojo de onda corta (SWIR) 1	1.57-1.65	30
Banda 7- infrarrojo de onda corta (SWIR) 2	2.11-2.29	30
Banda 8- pancromática	0.50-0.68	15
Banda 9- cirro	1.36-1.38	30
Banda 10- infrarrojo térmico 1 (TIRS 1)	10.60-11.19	100
Banda 11- infrarrojo térmico 2 (TIRS 2)	11.50-12.51	100

Fuente: Jiménez (2016).

Se confeccionó una base de datos con las imágenes disponibles desde el año 2000 al 2021, correspondientes a las escenas 14-44 y 14-45 que conforman el área de estudio, adquiridas en septiembre de 2022. De estas se trabajó el quinquenio 2000-2004 (35 imágenes) establecido como línea base (LB), y los posteriores 2005-2009 (28 imágenes) y 2010-2014 (29 imágenes). El criterio de selección de las mismas se basó en el comportamiento de la nubosidad, es decir, que la nubosidad permitiera la visualización de la gran mayoría de los cuerpos presentes en el área.

Estas pertenecen a la Colección 2, Nivel 2 (C2L2), que tiene como objetivo eliminar el efecto producido por la atmósfera y simplificar el procesamiento de las imágenes, pues las imágenes están dadas en reflectancia de la superficie.

La base geológica de la investigación se tomó del mapa geológico de la República de Cuba a escala 1:100 000 (IGP, 2011). La disposición de los cuerpos de agua registrados a nivel nacional se obtuvo de un mapa hidrogeológico digital vectorial en formato *shapefile* (Geocuba, 2002). El modelo digital de elevaciones (MDE) utilizado tiene una resolución espacial de 25 x 25 m (Geocuba, 2015).

Identificación de los cuerpos de agua en *SASPlanet*

Las escenas correspondientes fueron cargadas en el *SASPlanet*, herramienta gratuita para la visualización y descarga de imágenes de satélites en alta resolución (Morales, 2022), en la que se utilizó el servidor Bing fundamentalmente para delimitar todos los cuerpos de agua lo más detallado posible a través de la opción Agregar Polígono. Se cargó el mapa vectorial para comparar su localización con los cuerpos de agua generados, lo que permitió corregir la base de datos con identificadores (ID). Los cuerpos de agua identificados se guardaron en formato .kml y luego en formato shp.

Metodología de trabajo

El procedimiento que se debe realizar para el estudio de la variación espacio-temporal de estos ecosistemas, según la Organización de las Naciones Unidas-Agua (ONU-Agua, 2020), es el siguiente:

1. Se define un periodo de referencia, por ejemplo, el quinquenio 2000-2004.
2. Se toma el promedio de las observaciones anuales durante el periodo de referencia y se tiene la "línea base" correspondiente para los lagos y ríos.
3. Se toma otro periodo de observaciones de cinco años y se promedia de manera similar al de referencia.
4. Se calcula la variación porcentual del periodo objeto de estudio con relación al periodo de referencia mediante la siguiente expresión modificada:

$$\text{variación (\%)} = \left(\frac{(\beta - \gamma)}{\beta} \right) \times 100 \quad (1)$$

- Sea β el promedio de la extensión nacional en el periodo de referencia (2000-2004).
- Sea γ el promedio de la extensión nacional de cualquier quinquenio posterior.

La metodología realizada (Figura 2) consistió en cargar en el programa QGIS versión 3.22.3, que es un sistema de información geográfica libre y de código abierto (QGIS Equipo de Desarrollo, 2021), las imágenes satelitales y definir su sistema de proyección. Las imágenes de Landsat 7 que presentaban bandeamiento fueron corregidas como parte del preprocesamiento; luego se recortó el área de estudio. Se generaron las imágenes multispectrales (color verdadero y falso color); se procedió a realizar el cálculo de los índices espectrales y la clasificación supervisada, esta última a partir de la aplicación informática

MultiSpecW64, que constituye un sistema gratuito de análisis de datos de imágenes multiespectrales (Purdue University, 2020). Se hizo la extracción de los cuerpos de agua y luego se generaron los mapas vectoriales con el área obtenida de cada cuerpo. El MDE permitió analizar los valores de pendiente y la red de drenaje.

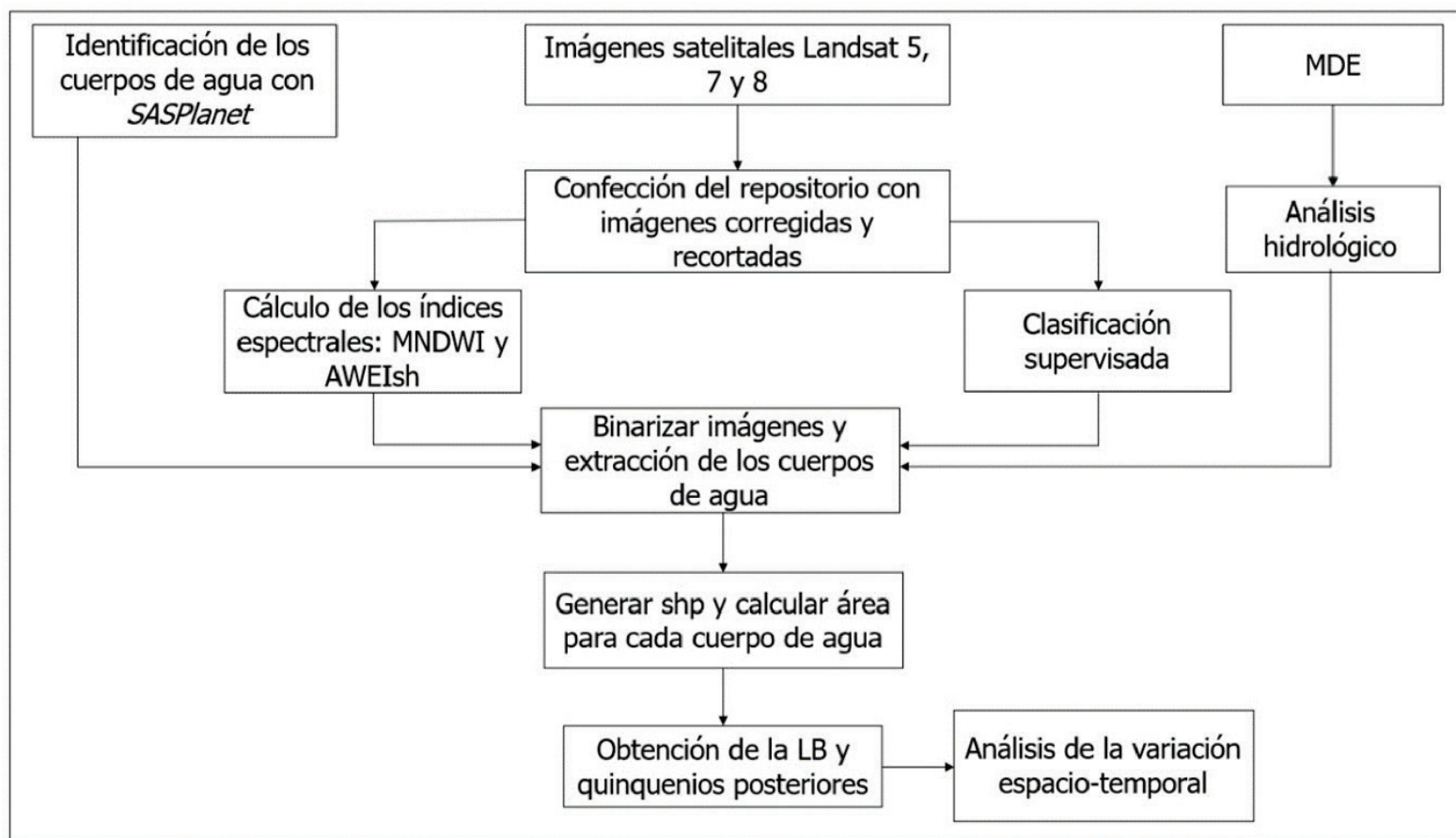


Figura 2. Flujo de trabajo.

Preprocesamiento

Las imágenes de Landsat 7 son reconocidas por sus problemas de bandeo, que genera *gaps* o líneas de ausencia de información con una ligera inclinación hacia los laterales mientras la zona central se muestra de manera correcta. Este problema se debe a un mal calibrado en los detectores que forman el sensor, un error que genera ausencia de datos y muestra la imagen a través de un bandeo de franjas o líneas paralelas entre sí (GIS & Beers, 2019).

Al realizar la corrección mejora de modo significativo la calidad de la imagen, por lo que al corregir las distorsiones se obtiene una imagen más precisa y coherente.

Combinaciones de bandas

Las imágenes multiespectrales disponen de varias bandas donde se almacena información de diversas regiones del espectro electromagnético. Los tres canales RGB (rojo, verde y azul) permiten representar los niveles digitales (ND) de una banda y obtener así una composición de color (IGN, 2018). La combinación de las bandas 3-2-1 para Landsat 5 y 7 es la que más se aproxima a los colores reales; mientras que para Landsat 8 es la combinación 4-3-2. Las bandas visibles según Fernández-Coppel y Herrero (2001) dan respuesta a la luz que ha penetrado con mayor profundidad y por tanto permiten discriminar el agua poco profunda y distinguir aguas turbias, corrientes y zonas con sedimentos.

Las combinaciones de falso color realizadas fueron las siguientes:

- NIR-R-G: Landsat 5 y 7 (bandas 4-3-2) y Landsat 8 (bandas 5-4-3)
- SWIR 1-NIR-R: Landsat 5 y 7 (bandas 5-4-3) y Landsat 8 (bandas 6-5-4)
- NIR-SWIR 1-R: Landsat 5 y 7 (bandas 4-5-3) y Landsat 8 (bandas 5-6-4)

Todas estas combinaciones se generaron a partir de la imagen multiespectral, a través del complemento *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP) del programa *QGIS*.

Índices espectrales

Los índices espectrales son herramientas fundamentales en la teledetección que permiten analizar la información contenida en las imágenes captadas por sensores remotos. Estos índices se basan en las características espectrales de los objetos y superficies, es decir, en cómo reflejan o absorben la radiación electromagnética en diferentes longitudes de onda. Su base teórica se encuentra en la interacción de la radiación electromagnética con la materia y se calculan combinando matemáticamente las reflectancias medidas en diferentes bandas espectrales.

El índice de agua de diferencia normalizada modificado (MNDWI) es una variación del NDWI (McFeeters, 1996) debido a que en zonas modificadas por el hombre la información extraída del agua a menudo se mezcla con el ruido de las zonas construidas; esto significa que algunas de estas presentan valores positivos en la imagen obtenida con la utilización del NDWI. Por ello, para este índice, en vez de utilizar el

infrarrojo cercano, se usarán las bandas SWIR, que son las bandas del infrarrojo de onda corta; en algunos casos sus reflectancias suelen ser más elevadas que las reflectancias de la banda verde (Xu, 2006). De todas maneras, los valores de las zonas modificadas por el hombre seguirán con valores negativos. Así quedaría la ecuación del nuevo índice modificado para Landsat 5 y 7:

$$\text{MNDWI} = \frac{(B2-B5)}{(B2+B5)} \quad (2)$$

B2 = banda 2 (verde)

B5 = banda 5 (SWIR I)

Para Landsat 8, la ecuación sería:

$$\text{MNDWI} = \frac{(B3-B6)}{(B3+B6)} \quad (3)$$

B3 = banda 3 (verde)

B6 = banda 6 (SWIR I)

El índice de extracción de agua automatizada (AWEI) fue desarrollado para aumentar el contraste entre las zonas de agua y zonas de no agua, con el objetivo de diferenciar ambas zonas que añaden y aplican diferentes coeficientes (Feyisa, Meilby, Fensholt, & Proud, 2014). De él se derivan dos índices, en los cuales todos los coeficientes han sido seleccionados a detalle mediante combinaciones aritméticas; también depende de las bandas elegidas por las propiedades reflectantes de diferentes tipos de cubiertas del suelo.

El AWEIsh (*shadow*) se suele usar para mejorar la eliminación de las zonas de sombra que el AWEInsh (*no shadow*) no ha sido capaz de eliminar. Se emplea en aquellas zonas donde las sombras sean un gran problema y se quieran extraer las zonas de agua con la mayor precisión. Sin embargo, aquellas zonas con una alta reflectancia, como en áreas de hielo, nieve o tejados de algunos edificios en zonas urbanas, es probable que sean confundidas y clasificadas como zonas de agua (Dolz, 2020). Para Landsat 5 y 7 sería:

$$\text{AWEIsh} = B1 + 2.5 \times B2 - 1.5 \times (B4 + B5) - 0.25 \times B7 \quad (4)$$

B1 = banda 1 (azul)

B2 = banda 2 (verde)

B4 = banda 4 (NIR)

B5 = banda 5 (SWIR I)

B7 = banda 7 (SWIR II)

Para Landsat 8, la ecuación sería:

$$\text{AWEIsh} = B2 + 2.5 \times B3 - 1.5 \times (B5 + B6) - 0.25 \times B7 \quad (5)$$

B2 = banda 2 (azul)

B3 = banda 3 (verde)

B5 = banda 5 (NIR)

B6 = banda 6 (SWIR I)

B7 = banda 7 (SWIR II)

Los índices se calcularon en la pestaña Ráster mediante la opción Calculadora Ráster, al introducir la ecuación en el programa *QGIS*.

Clasificación supervisada

En la clasificación supervisada, el conocimiento previo de la zona investigada permitió identificar áreas representativas de cada categoría (áreas de entrenamiento). El programa calcula las estadísticas elementales de cada categoría, como la media, rango y desviación estándar, a partir de los ND que definen a cada una de las clases, para luego asignar el resto de los píxeles de la imagen a una de esas categorías en función de sus ND (Parimbelli, 2005).

En la aplicación de análisis de imágenes satelitales *MultiSpecW64*, se comienza por abrir la imagen con cualquier combinación de banda. Se selecciona *New Project* y a continuación se definen las áreas de entrenamiento en la que se establece qué áreas de la imagen de las que se conoce su cobertura corresponden a las distintas clases a las que debe asignar todos los píxeles de la imagen. Al seleccionar las muestras, es importante tener en cuenta los límites entre los cuerpos de agua y la tierra para asignarlo como agua. Para realizar la clasificación supervisada se seleccionó el método *Gaussian Maximum Likelihood* (máxima verosimilitud Gaussiana), que asemeja la distribución real de los niveles digitales (ND), por lo que es útil para calcular la probabilidad de que un píxel (con un determinado ND) sea miembro de cierta cobertura. Es el clasificador más complejo y el que demanda mayor volumen de cálculo, pero es el más empleado por su robustez y por ajustarse con más rigor a la disposición original de los datos (Castañeda, 2014). Este algoritmo de

clasificación se considera el de preferencia debido a su precisión al calcular la probabilidad de pertenencia de una muestra a cada clase y luego asignar la muestra a la clase con la mayor probabilidad. Se obtiene el mapa como resultado de la clasificación supervisada en formato .TIF.

Extracción de cuerpos de agua superficiales y cálculo de la variación porcentual

A partir del cálculo de los índices de cada imagen procesada se pudo realizar la extracción de los cuerpos de agua en el programa *QGIS*. En la opción Calculadora Ráster se introdujo el índice correspondiente para filtrar los valores que sean mayores a cero. Se obtiene una imagen booleana donde el valor uno representa las aguas superficiales y el valor cero las que no lo representa. Esta imagen se vectorizó y mediante la tabla de atributos se calculó el área de los cuerpos de agua obtenidos; esto contribuyó a un filtrado de los datos en los que se eliminaron los valores menores a 4 500 m² (menor de cinco píxeles) que no fueron considerados cuerpos de agua. La superposición del mapa vectorial de los cuerpos obtenidos en el *SASPlanet*, el mapa vectorial de la extracción realizada y los índices calculados facilitó la eliminación de nubes, sombras y otros cuerpos. Mediante la opción Unir atributos por localización, se pudieron añadir los identificadores, al emplear los dos *shapefile* ya mencionados.

Se obtiene además un archivo .xlsx que contiene información detallada sobre las áreas de los cuerpos de agua presentes en la línea base, así como en los quinquenios posteriores. Lo anterior permite calcular la variación porcentual de los ecosistemas relacionados con el

agua mediante la ecuación establecida en el procedimiento de la ONU-Agua (2020).

Resultados

Se obtuvieron de forma preliminar con *SASPlanet* alrededor de 1 100 cuerpos de aguas superficiales que abarcan el área de estudio, entre los que destacan los embalses Hanabanilla, Alacranes y Zaza como algunos de los principales embalses de la región y del territorio nacional. Estos resultados se tomaron como referencia para hacer la comparación en cuanto a extensión y obtener la variación espacio-temporal.

A partir del modelo digital de elevaciones se realizó el análisis de pendiente que proporciona la distribución de ese parámetro en la región investigada, en la cual los sectores con pendientes entre 30 y 45 grados responden a las montañas de Guamuhaya, lo cual indica que en las mismas el agua escurre y no hay posibilidades de almacenamiento, razón por la cual la presencia de ecosistemas relacionados con el agua está limitada al embalse Hanabanilla, ubicado en la cúpula Trinidad, en antiguos valles anegados con el embalse. Además, predominan los sectores llanos, con pendientes menores a 30 grados, lo que justifica la presencia de los numerosos cuerpos de agua identificados. Se determinaron las zonas favorables para la acumulación de agua, en la que se superpusieron los cuerpos identificados con *SASPlanet* (Figura 3). Al considerar el análisis de pendiente, se observó que el intervalo de 0 a 15 grados contiene los valores bajos. Por lo tanto, se consideró filtrar con un valor umbral de 10 grados para identificar las zonas favorables y así establecer la correlación con la ubicación de todos los ecosistemas detectados.

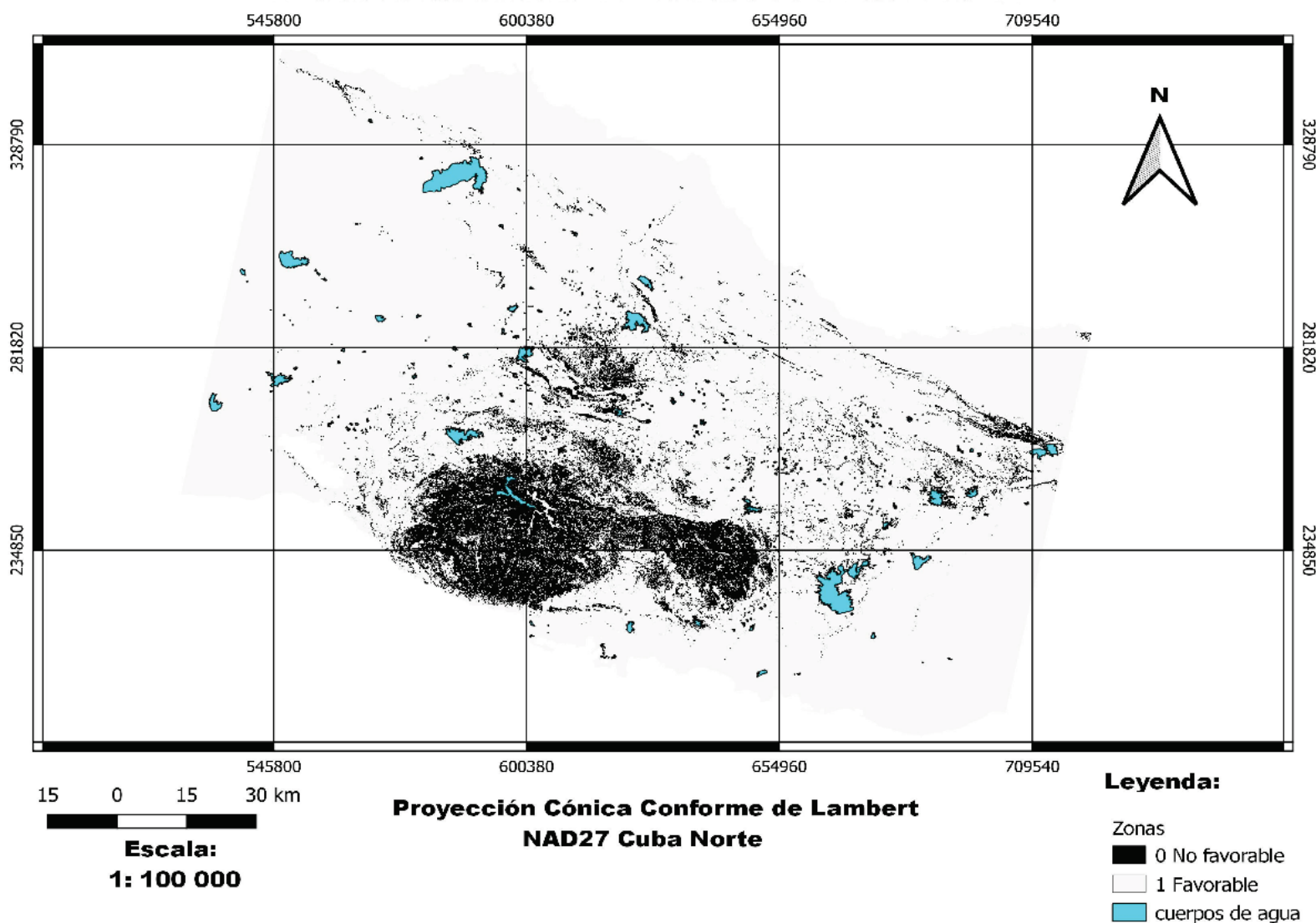


Figura 3. Mapa de zonas favorables para la acumulación de agua.

La red de drenaje representa el conjunto de canales naturales o artificiales que conforman el sistema de transporte de agua en la región (Figura 4). Esta red se forma a partir de los ríos y arroyos que recogen y conducen el agua de lluvia hacia los cuerpos de agua identificados o al mar. No presenta una configuración homogénea, lo cual indica que

transcurre por zonas de litología variable; permite la interpretación de algunas fallas al norte de la región y la identificación de configuraciones radiales que coinciden con las cúpulas Trinidad y Sancti Spíritus; además se observan sectores de cursos inconexos asociados con procesos de carstificación, en los cuales no es posible la acumulación de agua.

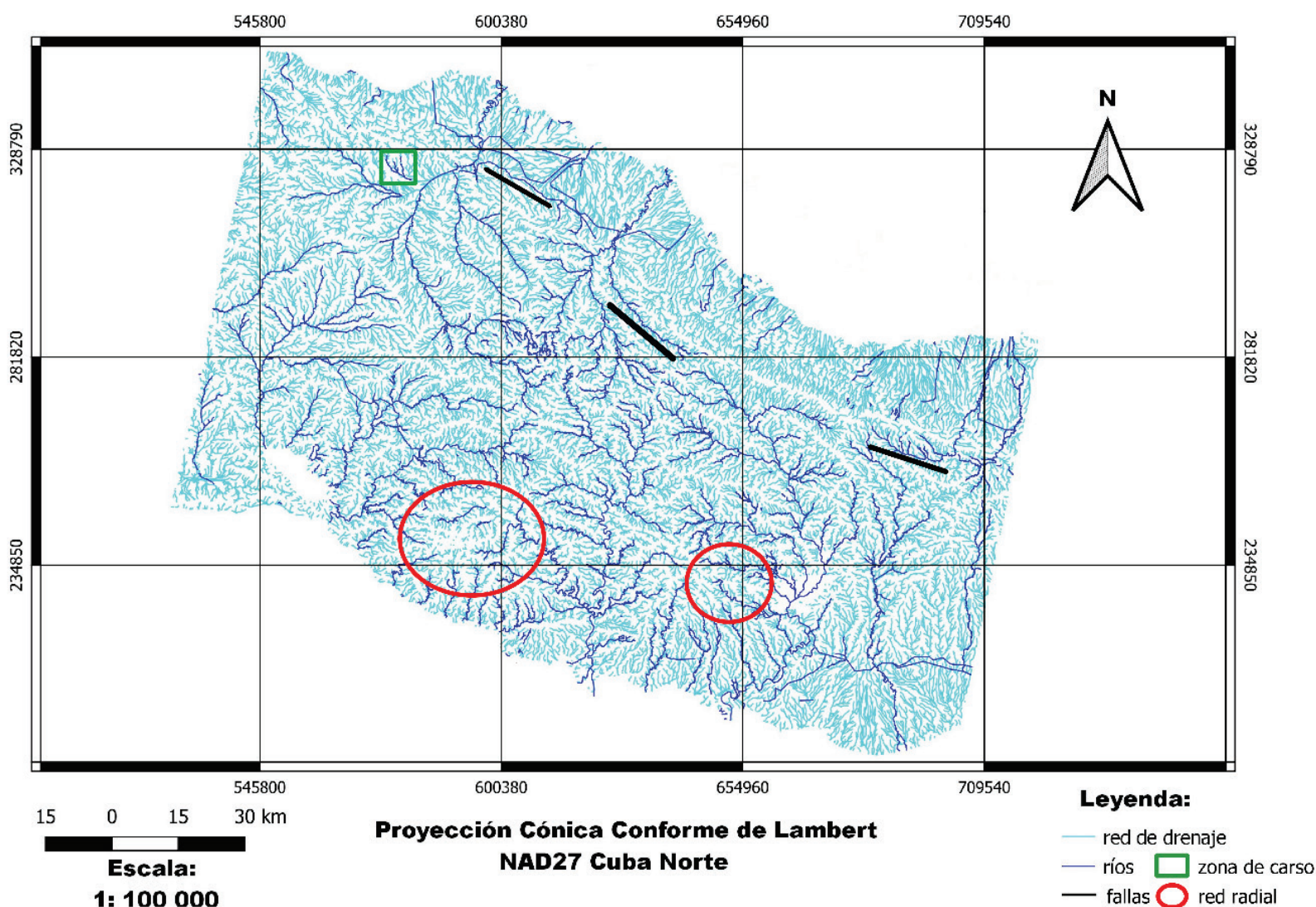


Figura 4. Mapa de red de drenaje del área de estudio.

Para realizar la extracción de los cuerpos de agua superficiales se emplearon los índices espectrales MNDWI y AWEIsh en dependencia de las características del área. En ambos casos, estos cuerpos están representados por valores positivos (color negro). Al filtrar los valores mayores se genera una imagen booleana que solo contiene dos valores posibles: cero y uno. Esto permite identificar agua y no agua, al tener en cuenta que el valor uno representa el color blanco (presencia) y el valor cero el color negro (ausencia).

Para la clasificación supervisada de las imágenes satelitales del quinquenio 2010-2014, se utilizó un conjunto de áreas de entrenamiento para reconocer los cuerpos de agua. Se seleccionaron cuatro clases (agua, tierra, nubes y sombras) basadas en una combinación de falso color (NIR-R-G), conocimiento previo del área de interés e interpretación visual de la imagen.

A partir de la aplicación *Análisis SHP*, se obtuvo el área máxima y mínima de cada cuerpo de agua superficial. La Tabla 4 muestra la cantidad de cuerpos distintos identificados en las dos escenas de trabajo durante los tres quinquenios de análisis. Se observa cómo la cantidad de identificadores varía tanto entre escenas como entre quinquenios.

Tabla 4. Cuerpos de agua con diferente ID identificados en *Análisis SHP*.

Quinquenios	Escenas	Cantidad de ID diferentes	Total
2000-2004	14-44	71	374
	14-45	303	
2005-2009	14-44	82	380
	14-45	298	
2010-2014	14-44	178	601
	14-45	423	

La Figura 5 muestra el valor total de área mínima, media y máxima para cada año correspondiente a la línea base. En el año 2000 se registró el área mínima con 74.43 km², la media fue de 176.87 km² y la máxima 294.84 km² en 2001; lo mismo se aplicó para los quinquenios posteriores.

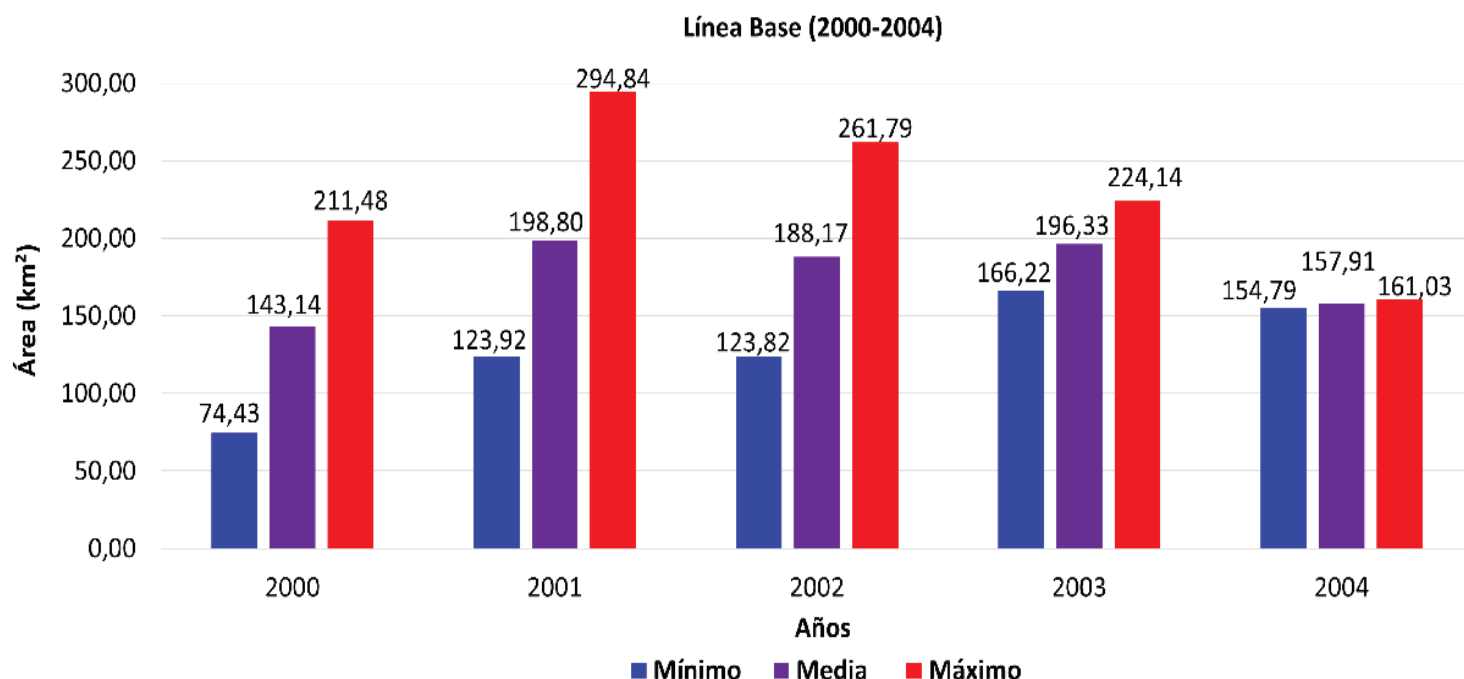


Figura 5. Representación gráfica de los valores de extensión de los cuerpos de agua superficiales en la línea base.

En la Figura 6 se presenta el valor total de área mínima, media y máxima para cada quinquenio de estudio. El quinquenio 2005-2009, según los valores mínimos, disminuyó con respecto a la línea base en 18.68 km²; mientras que el quinquenio 2010-2014 aumentó en unos 3.15 km². En cuanto a los valores máximos registrados, ambos quinquenios se incrementaron con respecto a la LB; el primero en 11.55 km² y el segundo en 45.47 km².

Comportamiento en cada quinquenio

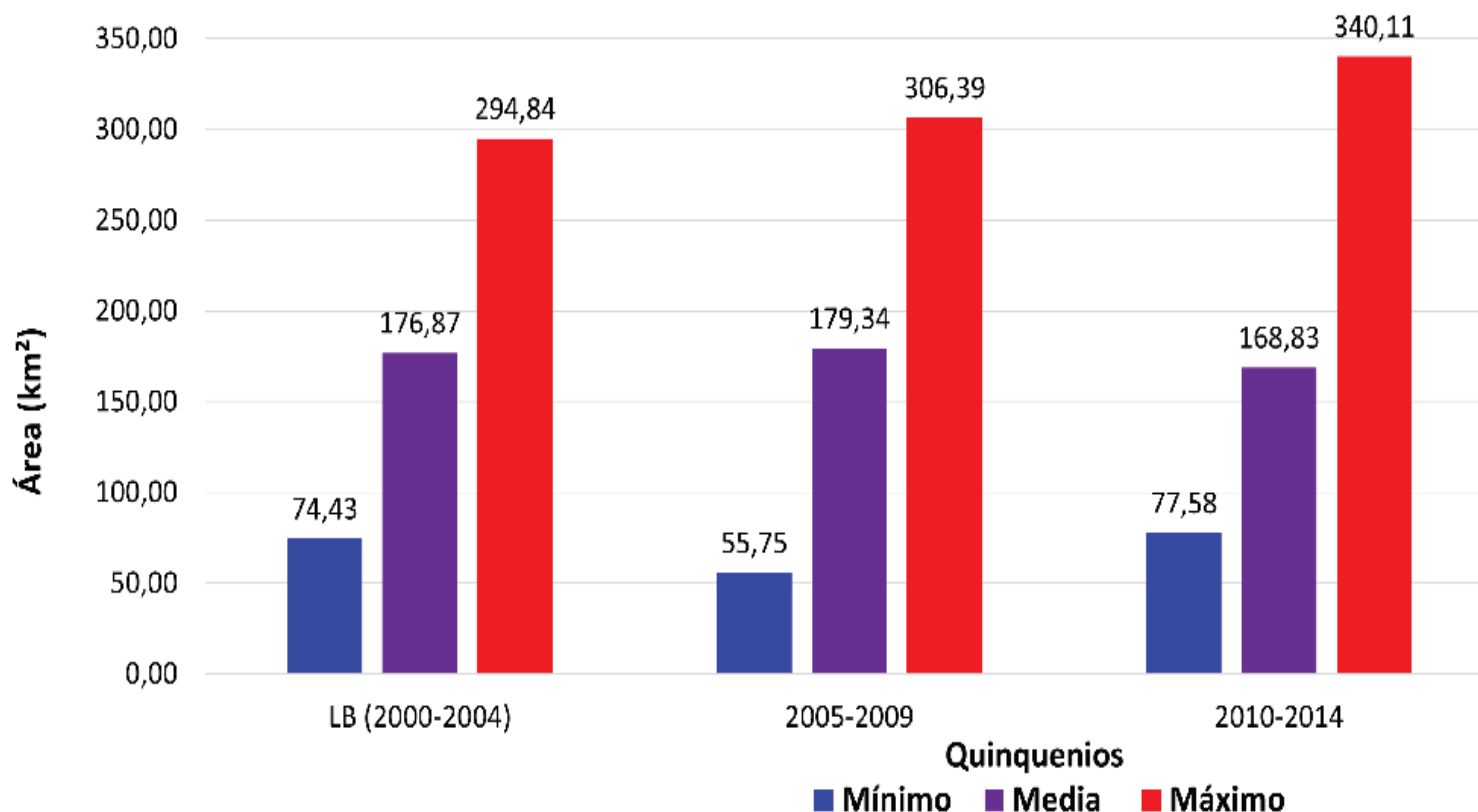


Figura 6. Representación gráfica de los valores de extensión de los cuerpos de agua superficiales en cada quinquenio de estudio.

El procedimiento descrito en el indicador 6.6.1 para el estudio de la variación espacio-temporal de estos ecosistemas permitió determinar el porcentaje de pérdida (valores positivos) o aumento (valores negativos) en cuanto a la extensión de estos cuerpos, a partir del periodo de referencia establecido (2000-2004). La línea base está representada por la línea cero; mientras que las barras de color azul y rojo representan los quinquenios 2005-2009 y 2010-2014, respectivamente (Figura 7). El comportamiento muestra una tendencia creciente en el primer quinquenio

de 1.4 %, mientras que el último quinquenio de análisis indica una tendencia decreciente de 4.55 %.

Variación espacio-temporal

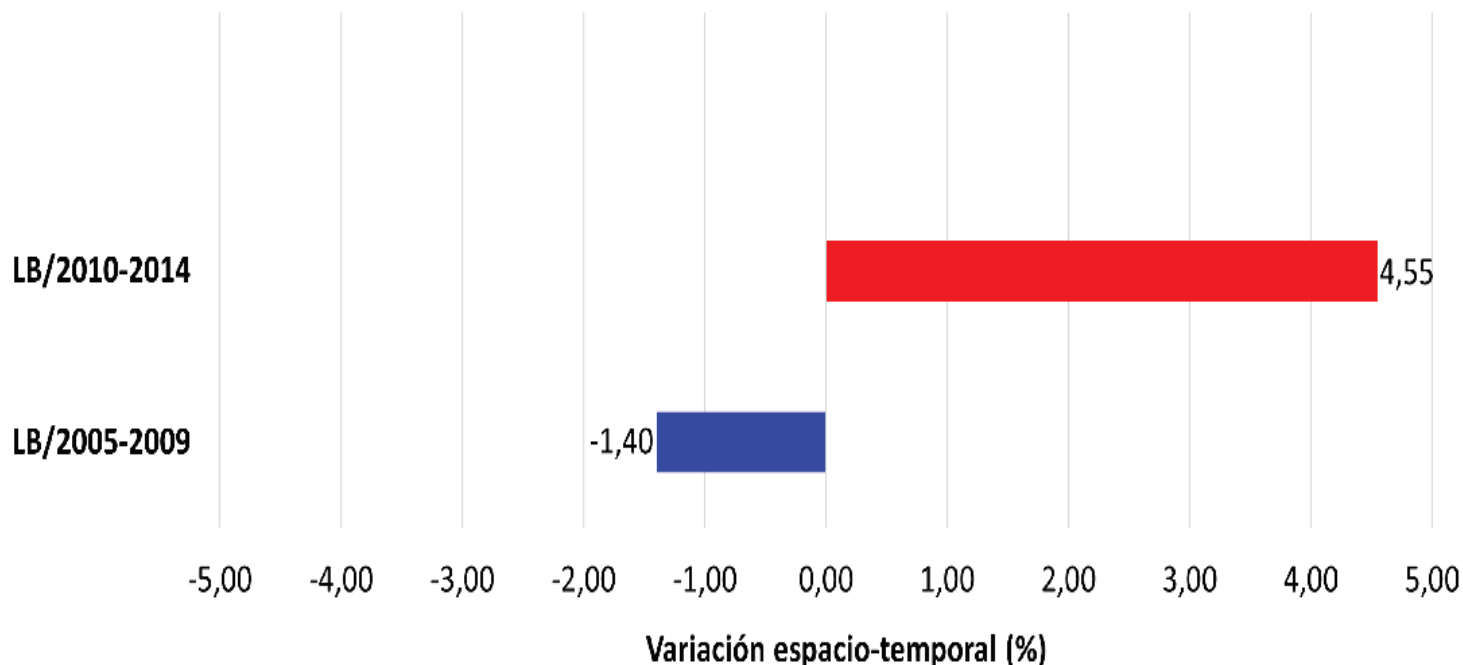


Figura 7. Variación espacio-temporal de los cuerpos de agua superficiales de los quinquenios 2005-2009 y 2010-2014 respecto a la línea base.

Para una representación más detallada se seleccionaron los embalses Hanabanilla, Alacranes y Zaza debido a su extensión y relevancia a nivel nacional por su capacidad de almacenamiento. La Tabla 5 presenta el promedio en extensión, expresado en kilómetros cuadrados (km^2) de estos embalses para los tres quinquenios y el cambio porcentual con respecto a la línea base.

Tabla 5. Variación espacio-temporal de los embalses Hanabanilla, Alacranes y Zaza.

Nombres (embalses)	ID	Promedio (km ²)			Cambio porcentual		Aumento o pérdida	
		LB	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014
Hanabanilla	1 078	11.82	13.74	9.66	-16.25	18.29	Aumento	Pérdida
Alacranes	1 069	41.18	52.45	49.39	-27.36	-19.94	Aumento	Aumento
Zaza	1 090	41.34	44.54	39.20	-7.75	5.17	Aumento	Pérdida

En la Figura 8 se muestra la variación espacio-temporal (%) obtenida. De esta se puede indicar, a modo general, que tanto el embalse Hanabanilla como Zaza sufrieron un incremento durante el primer quinquenio y un decrecimiento durante el segundo con respecto a la LB. Alacranes, sin embargo, aumentó su extensión en ambos quinquenios.

Variación espacio-temporal

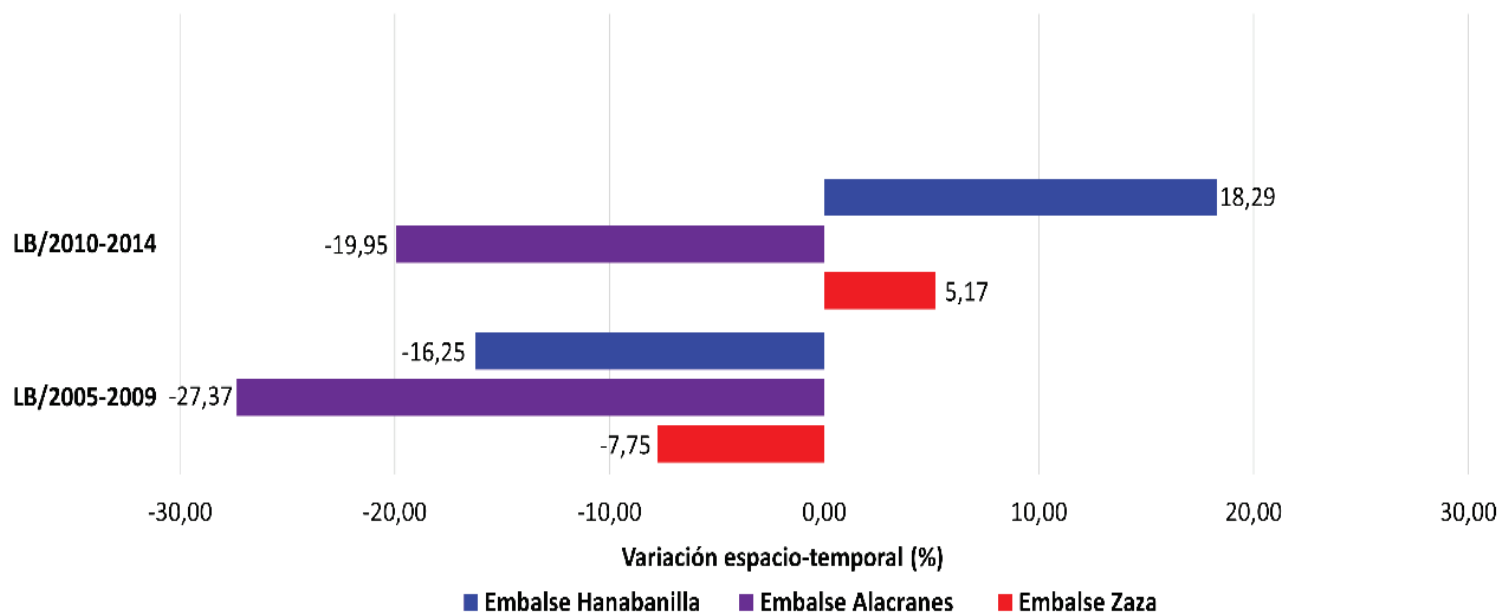


Figura 8. Variación espacio-temporal de los embalses Hanabanilla, Alacranes y Zaza en los quinquenios 2005-2009 y 2010-2014 respecto a la línea base.

Discusión

Según la base de datos suministrada por la empresa Geocuba, al delimitar los ecosistemas relacionados con el agua mediante el empleo del *SASPlanet*, se evidenciaron en un primer momento cambios en su extensión, además de que se identificó un número mayor de cuerpos a los registrados con anterioridad.

El modelo digital de elevación permitió obtener la pendiente y configuración de la red de drenaje, que constituyen datos útiles en las investigaciones hidrológicas. Ellos proporcionan información sobre la dirección de la escorrentía superficial, la posible ubicación de los

ecosistemas relacionados con el agua y las zonas donde estos no pueden encontrarse debido al desarrollo de procesos de carstificación.

La confección de imágenes satelitales de color verdadero y falso color permite visualizar y analizar la distribución espacial de la vegetación y el agua en la región. Además, las combinaciones de falso color resaltan las diferencias sutiles en la reflectancia de la superficie, lo que se considera útil para identificar áreas con diferentes tipos de vegetación, humedad del suelo y cuerpos de agua, al ser este último el de particular interés. También ayudan a identificar los cambios en el agua a lo largo del tiempo. Así, las combinaciones seleccionadas se hicieron con el propósito de comprobar de manera visual la presencia de estos cuerpos y posibles variaciones.

El índice AWEIsh logra dar mejores resultados que el MNDWI, al tomar en cuenta la presencia de sombras en la imagen, lo que afecta la precisión de la detección de cuerpos de agua. No obstante, es posible que el MNDWI ofrezca mejores resultados en áreas donde la presencia de sombras no es un problema importante y donde la vegetación circundante no afecta significativamente la identificación de estos cuerpos. Por lo anterior, la elección del índice espectral adecuado dependerá de las condiciones específicas y del área de estudio.

El empleo de la combinación de falso color (NIR-R-G) es ventajoso para identificar los límites entre el suelo y el agua al resaltar determinadas características de los datos de la imagen, que son relevantes para la clasificación supervisada. La selección adecuada permite mejorar la separación de las clases y aumentar la precisión.

Según los resultados obtenidos de la extracción de los ecosistemas relacionados con el agua mediante las dos técnicas empleadas, la

clasificación supervisada presenta mayor precisión al extraer los cuerpos de agua superficiales debido a que estos poseen una firma espectral única y distintiva. Ello significa que la reflectancia de la luz en la superficie del agua es diferente a la reflectancia de la luz en la superficie del suelo o de la vegetación circundante. Además, de la alta resolución espacial de las imágenes, en este caso se trabaja con imágenes de Landsat que, aunque la resolución espacial oscila entre los 30 y 60 metros, logra detectar cuerpos pequeños o con formas irregulares. Por tanto, al utilizar esta técnica de clasificación se consiguen identificar y separar más fácil los cuerpos de agua de otras clases de cobertura terrestre.

El cálculo de los índices espectrales y la clasificación supervisada realizada en esta investigación se destaca entre los métodos más empleados para la extracción de agua superficial, según Huang, Chen, Zhang y Wu (2018), además del empleo de las imágenes Landsat como fuente de datos más común para calcular estos índices debido a sus bandas espectrales adecuadas, así como a su resolución espacial media.

Algunos cuerpos de agua identificados en la región sur de la escena 14-45 coinciden con los resultados de Hernández (2022), aunque este estudio empleó una metodología diferente y no se pueden comparar las extensiones debido, entre otras causas, a que el estudio previo solo analizó los años 2011, 2016 y 2020. El presente trabajo se distingue por aplicar índices espectrales y un algoritmo de clasificación supervisada distintos que abarca una mayor área de estudio de esa región; además, la aplicación de la metodología 6.6.1 de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) es pionera en esta zona y sienta las bases para futuras investigaciones.

La tendencia de incremento en la extensión es probable que sea causada por diversas razones: un incremento del caudal de agua que llega

al embalse por lluvias intensas; la construcción de nuevas presas aguas arriba del embalse, lo que aumenta el volumen de agua almacenado; cambios en la topografía del terreno que permiten la expansión del embalse, como la excavación de nuevos canales o la eliminación de obstáculos naturales; modificaciones en la gestión del agua, como la reducción de la descarga de agua del embalse para mantenerlos más altos, y cambios en el clima que pueden aumentar el nivel de los ríos y lagos que lo alimentan. Las causas que generan la pérdida de extensión probablemente se asocian, en primer lugar, con la extracción excesiva del agua para uso humano, agrícola o industrial, lo que reduce el volumen almacenado; la sedimentación del embalse debido a la erosión del suelo aguas arriba, y otros comportamientos contrarios a las causas que se mencionan con anterioridad, que propician el aumento de los mismos. El análisis se centró en la descripción de los cambios observados. Debido al gran volumen de datos y al hecho de que no forma parte de los objetivos planteados, no se llevó a cabo un estudio en profundidad de las causas que lo provocaron.

La base de datos no dispone de imágenes para todos los meses de cada año, lo que impide un análisis de calidad homogéneo entre periodos lluviosos y pocos lluviosos. Esta falta de uniformidad, sumada a la influencia de las nubes en el procesamiento de imágenes, puede afectar la precisión en la determinación de la extensión de los cuerpos de agua. En algunos casos, el proceso de extracción fue afectado por la inclusión de nubes en los bordes, lo que resultó en la sobreestimación del área y la consecuente eliminación del cuerpo de agua del análisis. Si bien no se realizó la validación en esta etapa, los resultados obtenidos proporcionan una base sólida para futuras investigaciones que incluyan procesos de validación rigurosos.

Conclusiones

El análisis del modelo digital de elevación permitió identificar áreas propensas para la acumulación de agua y corroborar la presencia de los cuerpos cartografiados a partir de la identificación en *SASPlanet*. El índice espectral MNDWI y la clasificación supervisada demostraron ser herramientas efectivas para delimitar con precisión los cuerpos de agua superficiales.

Se observó un crecimiento del 1.40 % de los ecosistemas relacionados con el agua entre 2005 y 2009, seguido de un decrecimiento del 4.55 % entre 2010 y 2014, en comparación con la línea base. Resultó fundamental conocer el comportamiento de los principales embalses, como Hanabanilla, Alacranes y Zaza, para una gestión sostenible y eficiente de los recursos hídricos, y el bienestar de las poblaciones que dependen de ellos, por lo que su monitoreo continuo es de vital importancia.

El empleo de imágenes Landsat, índices espectrales y clasificación supervisada proporcionó buenos resultados sobre los cambios en la extensión de los cuerpos de agua a lo largo del tiempo. Por tanto, la investigación contribuyó al cumplimiento del indicador 6.6.1 para la zona de estudio. No obstante, se podría profundizar en temas como el análisis de la calidad de agua, modelación hidrológica, estudios de la vulnerabilidad y adaptación al cambio climático, análisis de la demanda y uso del agua, que ha cambiado con el tiempo, y cómo esto podría afectar la disponibilidad de recursos hídricos en el futuro.

Referencias

- Alsdorf, D. E., Rodríguez, E., & Lettenmaier, D. P. (2007). Measuring surface water from space. *Reviews of Geophysics*, 45(2), 1-24. <https://doi.org/10.1029/2006RG000197>
- Castañeda, E. D. (2014). *Análisis multitemporal del cuerpo de agua de la laguna El Sonso mediante imágenes satelitales Landsat*. Bogotá, Colombia: Universidad Militar Nueva Granada. Recuperado de <https://repository.umng.edu.co/server/api/core/bitstreams/84586b67-d4be-4e1c-9b6f-71a030804d19/content>
- Chen, J., Cui, T., Wang, W., Liu, G., Gilfedder, M., & Bai, Y. (2018). Spatio-temporal evolution of water-related ecosystem services: Taihu Basin, China. *PeerJ*, 6(e5041). <https://doi.org/10.7717/peerj.5041>
- Dolz, S. (2020). *Cartografía de masas de aguas utilizando imágenes WorldView-3 en el Marjal de Gandía* (tesis de grado). Universitat Politècnica de València, Gandia, España.
- Escambray. (2023). *Cuando el agua se pone jíbara*. Recuperado de <http://www.escambray.cu/especial-agua-jibara/rios-sancti-spiritus/>
- Fernández-Coppel, I., & Herrero, E. (2001). *El satélite Landsat: análisis visual de imágenes obtenidas del sensor ETM+satélite Landsat*. Universidad de Valladolid. Valladolid, España: Recuperado de https://almena.uva.es/permalink/34BUC_UVA/12tq2h1/alma991006510069705774

- Ferrer, M., Ruíz, A., Dimas, M., & Estrela, T. (1998). Aportación de la teledetección para la determinación del parámetro hidrológico del número de curva. *Ingeniería del Agua*, 5(1), 35-46. <https://doi.org/10.4995/ia.1998.2742>
- Feyisa, G. L., Meilby, H., Fensholt, R., & Proud, S. R. (2014). Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environmental*, 140, 23-35. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.029>
- Geocuba. (2002). *Mapa digital de hidrología superficial*. La Habana, Cuba: Geocuba.
- Geocuba. (2015). *Modelo digital de elevaciones*. La Habana, Cuba: Geocuba.
- GIS & Beers. (2019). *Cómo corregir el bandeo de imágenes Landsat 7*. Recuperado de <http://www.gisandbeers.com/corregir-bandeado-imagenes-landsat-7/>
- González, D. (2022). *Aplicación de la teledetección al estudio de la variación espacio temporal de los ecosistemas relacionados con el agua en el sector Las Tunas-Holguín de la República de Cuba* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", La Habana, Cuba.
- Guerra, M. (2022). *Aplicación de la teledetección en el estudio de las variaciones espacio-temporales de los cuerpos de agua superficial. Caso de estudio: Región Suroriental de Cuba* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", La Habana, Cuba.

- Hernández, C. (2022). *Aplicaciones de la teledetección al estudio de la variación espacio temporal de los ecosistemas relacionados con el agua en un sector de la región Centro-Occidental de Cuba* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", La Habana, Cuba.
- Huang, C., Chen, Y., Zhang, S., & Wu, J. (2018). Detecting, extracting, and monitoring surface water from space using optical sensors: A review. *Reviews of Geophysics*, 56, 333-360. <https://doi.org/10.1029/2018RG000598>
- IGP, Instituto de Geología y Paleontología. (2011). *Mapa geológico de Cuba*. La Habana, Cuba: Instituto de Geología y Paleontología.
- INE, Instituto Nacional de Estadística. (2021). *Indicadores de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible*. Recuperado de <https://www.ine.es/dyngs/ODS/es/index.htm>
- Jiménez, S. (2016). *Combinación RGB con bandas del satélite Landsat 5, 7 y 8*. Recuperado de <https://www.hidraulicafacil.com.mx/2016/03/Com.Landsat7.html>
- Magdaleno, F., & Martínez, R. (2006). Aplicaciones de la teledetección láser (LiDAR) en la caracterización y gestión del medio fluvial. *Ingeniería Civil*, (142), 1-15.
- McFeeters, S. K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7). <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>

- Mesa, D. J. (2009). Algunos atributos de los factores a favor y en contra en las técnicas y métodos utilizados para la estimación de caudales ambientales en Colombia. *Umbral Científico*, (15), 81-93. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30415144010>
- Morales, A. (2022). *SAS Planet: descarga imágenes de Google, Bing, etc.* Recuperado de <https://mappinggis.com/2024/01/como-descargar-imagenes-de-google-bing-etc/>
- IGN, Instituto Geográfico Nacional. (2018). *El programa Copernicus aplicado a la producción y gestión de la información geoespacial: Fundamentos de teledetección aplicada*. Recuperado de <https://www.ign.es>
- ONEI, Oficina Nacional de Estadística e Información. (2022). *Anuario estadístico de Cuba 2021*. Recuperado de <https://www.onei.gob.cu/anuario-2021>
- ONU-Agua, Organización de las Naciones Unidas-Agua. (2019). *Informe de políticas de ONU-AGUA sobre el cambio climático y el agua, septiembre de 2019*. Recuperado de https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2019/12/UN-Water_PolicyBrief_Water_Climate-Change_ES.pdf
- ONU-Agua, Organización de las Naciones Unidas-Agua. (2020). *Cálculo del cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua con el paso del tiempo: metodología de seguimiento del indicador 6.6.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Recuperado de https://files.habitatseven.com/unwater/SDG-indicator-661-methodology_Spanish.pdf

- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2023). *Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos*. Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/>
- Parimbelli, M. H. (2005). *Clasificación supervisada - Multispec*. Recuperado de <https://portal.ingemmet.gob.pe/documents/59082/67332/Tutorial%20Multispec.%20Clasificación%20Supervisada>
- Passucci, V., Carmona, F., & Rivas, R. (2017). Identificación de zonas anegadas y no anegadas mediante técnicas de teledetección. *Estudios Ambientales*, 5(2), 51-78. <https://doi.org/10.47069/estudios-ambientales.v5i2.715>
- Pérez, M. E., & García, P. (2006). Aplicaciones de la teledetección en hidrología. *Observatorio Medioambiental*, (9), 171-186.
- Purdue University. (2020). *MultiSpec Application* (v. 2020.02.29). Recuperado de https://engineering.purdue.edu/~biehl/MultiSpec/download_win.html
- Qadir, A., Malik, R. N., & Husain, S. Z. (2008). Spatio-temporal variations in water quality of Nullah Aik-tributary of the river Chenab, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 140(1), 43-59. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9846-4>
- QGIS Equipo de Desarrollo. (2021). *QGIS* (v. 3.22.3-Białowieża). Recuperado de <https://www.qgis.org/>

- Sharma, K. D., Singh, S., Singh, N., & Kalla, A. K. (1989). Role of satellite remote sensing for monitoring of surface water resources in an arid environment. *Hydrological Sciences Journal*, 34(5).
<https://doi.org/10.1080/02626668909491360>
- Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 27(14).
<https://doi.org/10.1080/01431160600589179>

Variación espacio-temporal del uso de suelo y las inundaciones en el contexto de cambio climático
Spatio-temporal variation of land use and flooding in the context of climate change

Samuel Rodríguez-Flores¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0885-5022>

Carlos Muñoz-Robles², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4744-3602>

Patricia Julio-Miranda³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8379-4528>

José Antonio Quevedo-Tiznado⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6963-2012>

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Morelos, México, samuel_rodriguez@tlaloc.imta.mx

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, San Luis Potosí, México, carlos.munoz@uaslp.mx

³Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, San Luis Potosí, México, patricia.julio@uaslp.mx

⁴Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Ciudad de México, México, aquevedo@xanum.uam.mx

Autor de correspondencia: Samuel Rodríguez-Flores,
samuel_rodriguez@tlaloc.imta.mx

Resumen

Las modificaciones en las variables climatológicas, en específico la precipitación en contexto de cambio climático, pueden repercutir en una variabilidad en la escorrentía de las cuencas. Esta variabilidad puede evaluarse mediante modelos hidráulicos de inundaciones, ya que consideran la distribución espacial y temporal del agua en la cuenca. Las inundaciones se estimaron a través de modelación hidráulica con el *software Iber 2.6*, donde se analizaron escenarios históricos y proyectados durante un periodo de 42 años. El análisis de cambio climático para el año 2027 fue proyectado mediante el escenario *ECHAM-5* en su versión A2. Los resultados indicaron inundaciones importantes en las zonas montañosas ($Y = 10.69$ m y $v = 21.08$ m/s), especialmente donde se presentan cambios de cobertura vegetal, cambios de usos de suelo o asentamientos humanos. La validación se realizó por medio de información de campo y entrevistas, y se compararon los resultados obtenidos con el modelo contra las observaciones de la población. Los resultados se presentan en mapas donde se observan los tirantes y las velocidades correspondientes a cada zona de inundación. Este tipo de modelos puede utilizarse para evaluar la interacción de la cobertura vegetal, usos de suelo y asentamientos humanos con las inundaciones a fin de proponer medidas de gestión, restauración y/o mitigación contra este tipo de eventos. Dicha investigación tiene como objetivo caracterizar la variabilidad espacio-temporal de la escorrentía mediante modelación hidráulica (*Iber*) en el contexto del cambio climático para identificar zonas

potenciales de inundación en la subcuenca de Santa Cruz de Aquismón, San Luis Potosí, México.

Palabras clave: vegetación, utilización de la tierra, ingeniería hidráulica, mecánica de fluidos, hidrología, modelos matemáticos, cuenca, México.

Abstract

Changes in climatological variables, specifically precipitation in the context of climate change, can have an impact on runoff variability in watersheds. This variability can be evaluated by means of hydraulic flood models, since they take into account the spatial and temporal distribution of water in the basin. Floods were estimated through hydraulic modeling with Iber 2.6 software where historical and projected scenarios were analyzed over a period of 42 years. The climate change analysis for the year 2027 was projected using the ECHAM-5 scenario in its A2 version. The results indicated significant flooding in mountainous areas ($Y=10.69$ m and $v=21.08$ m/s), especially where there are changes in vegetation cover, changes in land use or human settlements. The validation was carried out by means of field information and interviews, comparing the results obtained with the model against the observations of the population. The results are presented in maps showing the flows and velocities corresponding to each flood zone. This type of model can be used to evaluate the interaction of vegetation cover, land use and human settlements with floods in order to propose management, restoration and/or mitigation measures against this type of event. This research aims to characterize the spatio-temporal variability of runoff through hydraulic modeling (Iber) in the context of climate change to identify potential flood zones in the Santa Cruz de Aquismón sub-basin, San Luis Potosí, Mexico.

Keywords: Vegetation, land use, hydraulic engineering, fluid mechanics, hydrology, mathematical models, basin, Mexico.

Recibido: 25/09/2024

Aceptado: 27/06/2025

Publicado *ahead of print*: 16/07/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

Las inundaciones son el resultado del desbordamiento del agua, cuando el cauce no tiene la suficiente capacidad para transitar ese flujo, lo cual provoca que zonas que normalmente no estén sumergidas presenten una acumulación de agua sobre esas áreas. Este tránsito excesivo del flujo puede ser provocado por diversos factores, como el exceso de precipitación, ciclones tropicales, fallas en la infraestructura hidráulica y por las actividades antrópicas presenten en la zona (Cenapred, 2001; Roblero-Hidalgo, Chávez-Morales, Ibáñez-Castillo, & Palacios-Vélez, 2022; Alarcón-Neva, Chavez-Morales, Palacios-Vélez, & Ibañez-Castillo, 2020). Las inundaciones son una problemática que se ha presentado a lo largo de los años, por lo que son asociadas como los desastres más dañinos en el contexto global. Se estima que en el periodo 1995-2015, las inundaciones han afectado alrededor de 2.3 billones de personas (Ward *et al.*, 2020). Además, sus afectaciones se han incrementado en el siglo XXI debido al cambio climático y las actividades antrópicas relacionadas con el crecimiento poblacional y económico que modifican la cobertura y el uso de suelo (Zhao, Weng, Chen, & Yang, 2020). Dicha

situación genera la necesidad urgente de manejar o controlar las inundaciones mediante la aplicación de medidas, estrategias, gestiones y restauraciones destinadas a reducir los riesgos presentes y futuros (Ward *et al.*, 2020). La situación es reconocida por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) en el Marco de Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres, que promueve metodologías e investigaciones que ayuden a mitigar los efectos de las inundaciones (UNDRR, 2020).

Las investigaciones recientes se han centrado en metodologías para la gestión del agua en escenarios de cambio climático, y mediante el desarrollo y la aplicación de modelos numéricos y simulaciones (Le Coz *et al.*, 2016; Ramadan, Shalash, Fahmy, & Abdel-Aal, 2019; Wang *et al.*, 2025). Una manera efectiva de cuantificar la variabilidad y evolución de las inundaciones es por medio de la modelación, debido a las representaciones sistematizadas que relacionan la precipitación y la escorrentía, permitiendo simular diversos eventos de precipitación dentro de una cuenca (Roblero-Hidalgo *et al.*, 2022; Oropeza, 1999). Dado que las cuencas son espacios geográficos heterogéneos con características particulares y que tienen una complejidad relacionada con la delimitación del espacio físico para los procesos sociales y las cuestiones relacionadas con los límites políticos y administrativos. El análisis de cuenca o subcuenca es relevante desde una perspectiva de gestión, manejo o restauración, pues integra diferentes actores y variables que interactúan para generar cambios (Burgos & Bocco, 2015). Además, en muchos casos, un análisis de este tipo permite una mayor participación de los usuarios (gobierno y autoridades sociales), una mayor precisión en la información sobre los problemas y fortalece la participación ciudadana (Pimentel-Equihua & Velázquez-Machuca 2015).

Existen diversos estudios asociados con las inundaciones en contexto con las condiciones sociales del sitio, como la de Jia *et al.* (2022), cuya investigación analiza los impactos de las inundaciones en la agricultura y como esta se relaciona con las condiciones de marginación; o las de Tate, Rahman, Emrich y Sampson (2021), y Avand, Moradi y Ramazanzadeh-lasboyee (2022), que analizan la susceptibilidad de las comunidades rurales. Sin embargo, las investigaciones anteriores no analizan la integración de escenarios históricos y proyectados ni integran el cambio climático. Por otra parte, existen investigaciones como las de Shadmehri-Toosi, Doulabian, Ghasemi-Tousi, Humberto-Calbimonte y Sina-Alaghmand (2020), que analizan la variabilidad del peligro de inundación bajo distintos escenarios de cambio climático, y la de Janizadeh *et al.* (2021), que realiza evaluaciones de la vulnerabilidad ante inundaciones; pero estas investigaciones no incorporan escenarios históricos ni los cambios de cobertura y uso de suelo. Así, es importante la incorporación de algoritmos o metodologías para reproducir los posibles cambios en la cobertura y uso de suelo en escenarios históricos y proyectados de cambio climático. Para ello, se han implementado diversos algoritmos de proyección, como el de Markov (Acharya, Hori, & Karki, 2023; Guédet-Guédé *et al.*, 2025); este algoritmo se ha usado en estudios para analizar las condiciones históricas y futuras de la vegetación, pero son necesarias calibraciones y validaciones del algoritmo (Rodríguez-Flores, Muñoz-Robles, Quevedo-Tiznado, & Julio-Miranda, 2024).

En el caso de México, las investigaciones se han centrado en los eventos extremos que provocan desastres, a partir de un gran número de eventos importantes, entre los que destacan las inundaciones por los huracanes Ingrid y Manuel en 2013 (Alcántara-Ayala *et al.*, 2019), lo

cuales se agravaron por la ausencia de un ordenamiento territorial y los efectos del cambio climático en el aumento de las precipitaciones (Arreguín-Cortés, López-Pérez, & Marengo-Mogollón, 2016). La importancia de tales eventos llevó a la elaboración de un atlas de vulnerabilidad hídrica de México. Sin embargo, son escasas las investigaciones que integran en una misma propuesta los efectos del cambio de cobertura vegetal y usos de suelo con los cambios de la magnitud y distribución espacial de las precipitaciones en forma de inundaciones, a pesar de que las afectaciones conjuntas de dichos factores pueden alterar irreversiblemente los ecosistemas y las actividades humanas (Shah *et al.*, 2020). Es por ello que nuestra investigación aprovecha esta situación para realizar una evaluación de cuenca donde intervengan escenarios históricos y proyectados que puedan generar información útil y precisa en el contexto de manejo de cuencas.

La problemática identificada en la subcuenca de Santa Cruz de Aquismón incluye el suministro limitado de agua, la falta de gestión integrada y las frecuentes inundaciones y sequías, entre otros (Soto-Galera, Alcántara-Soria, & Paulo-Maya, 2018; UASLP, 2018). Esto constituye una oportunidad para evaluar los problemas relacionados con el exceso de escorrentía y los efectos del cambio climático que tienden a modificar la precipitación. Una modelación de inundaciones proporcionará información relevante sobre la dinámica de las cuencas y puede fundamentar posibles políticas o acciones para mitigar o gestionar sus problemas asociados con el exceso de escorrentía. El objetivo de esta investigación fue caracterizar la variabilidad espacio-temporal de las inundaciones en el contexto del cambio climático y relacionarlas con el cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la subcuenca Santa Cruz

de Aquismón, San Luis Potosí, México, utilizando modelos hidrológicos y pronósticos a 42 años, desde los años 1985, 1999, 2013 y escenarios futuros para 2027. La proyección del escenario de cambio climático de este estudio puede incluirse en el nuevo plan de desarrollo de la subcuenca, pues el plan actual termina en 2027 (Coplade, 2021); también se eligió este horizonte de tiempo por las implicaciones metodológicas descritas en Rodríguez-Flores, Muñoz-Robles, Ortiz-Rodríguez, Quevedo-Tiznado y Julio-Miranda (2022).

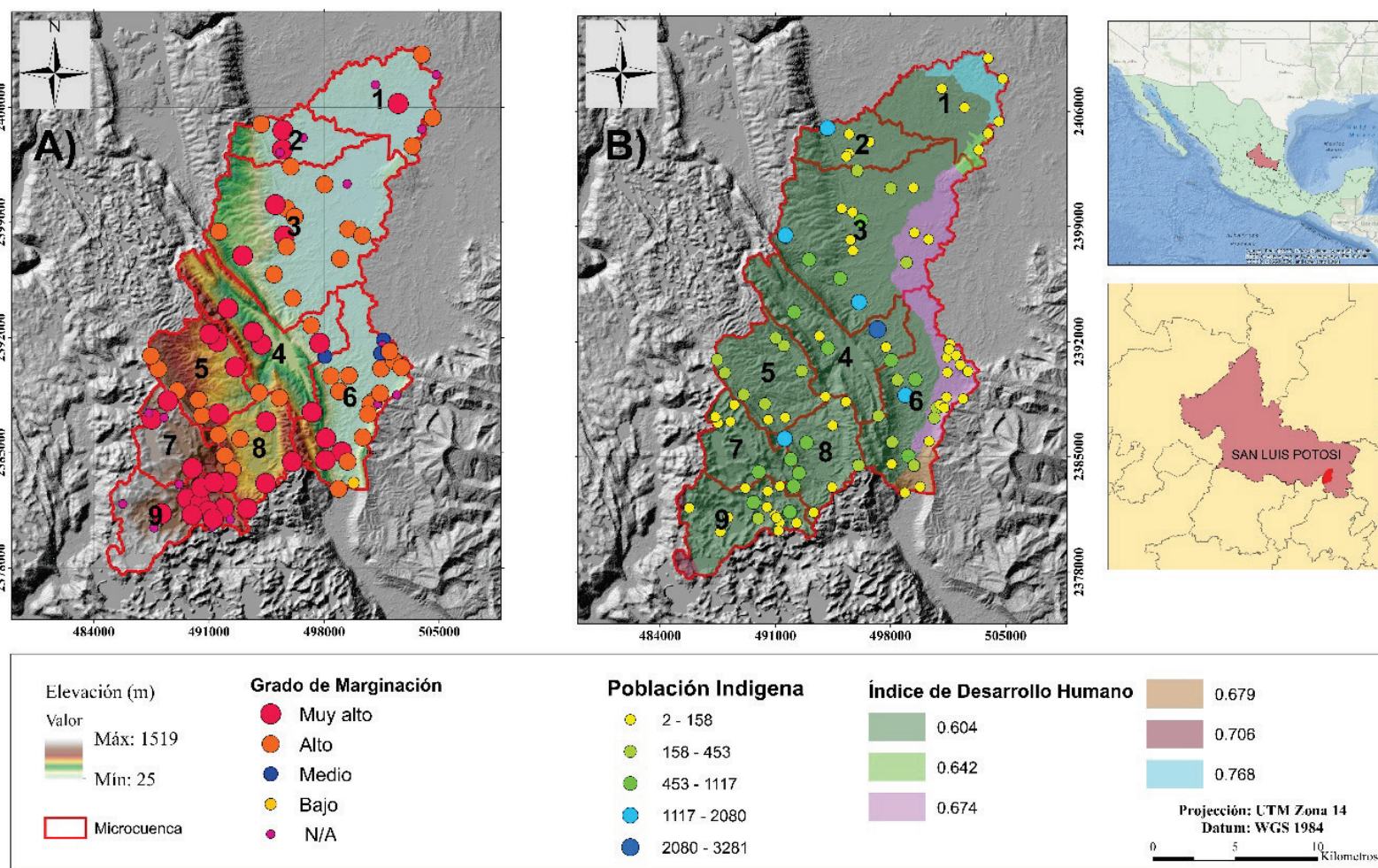
Materiales y métodos

En esta sección se presenta el área de estudio, procesamiento de imágenes satelitales, proyección de imágenes satelitales, escenario de cambio climático, recolección de información de campo, y el modelo de inundaciones y consideraciones que se tomaron en cuenta durante la investigación.

Área de estudio

El estudio se realizó en la subcuenca de Santa Cruz de Aquismón, en la región Huasteca de San Luis Potosí, México (Figura 1A). La subcuenca tiene una superficie de 329.39 km², que se divide en nueve microcuencas, y comprende los municipios de Aquismón, Ciudad Valles, Tanlaajás y Tancanhuitz. La subcuenca está contenida dentro de la zona fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, formada por rocas sedimentarias cuya configuración morfológica ha sido determinada por rasgos tectónicos y cambios morfoclimáticos (Lugo-Hubp, 1990; Palacio-Aponte & Julio-Miranda, 2018). El clima predominante es cálido húmedo A(f), con

precipitación media anual de 500 a 3 000 mm y temperatura media anual mayor a 18 °C (García, 2004).



Los suelos predominantes son vertisoles eutróficos y leptosoles cálcicos de alta erosionabilidad (FAO, 2007). La vegetación natural de la subcuenca es principalmente selva alta y mediana perennifolia, con diferentes etapas sucesionales de vegetación secundaria. Los usos

dominantes de la tierra son los cultivos y pastos. Esta región ha sufrido cambios en el uso de suelo y vegetación, provocando alteraciones y reducción de los ecosistemas forestales característicos (Reyes-Hernández, Aguilar-Robledo, Aguirre-Ribera, & Trejo-Vázquez, 2006) debido a una serie de transformaciones urbanas, económicas y sociales, en las que las actividades turísticas, petroleras y empresariales han generado un mal manejo de la red hídrica (Alberto-Velázquez & Talledos-Sánchez, 2019).

En cuanto a la condición social de la subcuenca (Figura 1B), el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) señala la existencia de asentamientos humanos de habla indígena en toda la subcuenca, con poblaciones que van de 2 a 3 251 habitantes, con un grado de marginación alto y muy alto (INEGI & Conabio, 2017; Coespo, 2018; Coneval, 2020), y un índice de desarrollo humano que va de 0.604 a 0.768, lo que indica grados de desarrollo de medio a alto (PNUD, 2019).

En la subcuenca se presentan diversas condiciones hidrometeorológicas asociadas con ciclones tropicales y sequías meteorológicas que afectan la forma en que grupos y sectores de la población desarrollan sus actividades económicas (Algara-Siller, Galindo-Mendoza, Contreras-Servin, & Mejia, 2009; Santillán-Fernández, Santoyo-Cortés, García-Chávez, Covarrubias-Gutiérrez, & Merino, 2016; Alberto-Velázquez & Talledos-Sánchez, 2019).

Procesamiento de imágenes satelitales

Los mapas de uso de suelo y cobertura vegetal se elaboraron utilizando imágenes del satélite Landsat 4-5 (resolución espacial de 30 m) de 1985, 1999 y 2013. Todas las imágenes se tomaron en febrero, en la estación

seca, para minimizar los errores de verborreo debidos a las condiciones asociadas con la estación húmeda. Se detectaron nueve tipos de uso de suelo y vegetación: tierras de cultivo, pastos cultivados, bosque de robles, bosque tropical, vegetación arbórea secundaria de bosque tropical, vegetación arbustiva secundaria de bosque tropical, suelo desnudo, agua y zonas urbanas. Las imágenes de satélite se clasificaron utilizando árboles de clasificación y regresión (CART), que se construyeron y procesaron en *RStudio* con la biblioteca *rpart* (Therneau, Atkinson, & Ripley, 2019). Las variables independientes utilizadas en cada clasificación de CART fueron el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), la topografía y la pendiente obtenida del modelo digital de elevación (MDE) descargado del satélite ALOS PALSAR (<https://search.asf.alaska.edu>) con una resolución espacial de 12.5 m.

Proyección de imágenes satelitales

Para proyectar el uso de suelo y la vegetación al año 2027, se utilizó el modelo de cambio de uso del suelo del *software* geoespacial y de monitoreo *IDRISI Andes*. El modelo utiliza el algoritmo de Markov, que describe los cambios en el uso de la tierra y la vegetación utilizando matrices que consideran el cambio y la permanencia (Noszczyk, 2019). Para crear el algoritmo de cambio se necesitan dos periodos de uso de suelo y vegetación para simular el futuro: un primer periodo base como el estado previo y un segundo periodo como la probabilidad de cambio (Kumar, Radhakrishnan, & Mathew, 2014). Además, esta proyección se realizó en dos partes: calibración del algoritmo y la respectiva proyección al año 2027.

El algoritmo de Markov se calibró utilizando las imágenes clasificadas de 1985 y 1999, con 1985 como estado previo y 1999 como imagen de probabilidad, dando como resultado la imagen proyectada de 2013. Una vez obtenida esta proyección de 2013, se incrementó la probabilidad de cambio para los usos de selva alta y mediana perennifolia y vegetación arbórea secundaria de selva alta y mediana perennifolia con tendencia a convertirse en tierras de cultivo. Para evaluar esta proyección, se calculó el coeficiente kappa con la imagen clasificada de 2013, obteniendo un valor de 0.72. Una vez calibrado el algoritmo de Markov, se realizó una proyección para el año 2027, tomando como base las imágenes de 1999 y 2013.

Escenario de cambio climático

Actualmente, el cambio climático es uno de los retos globales más importantes, ya que puede modificar los patrones espaciales de precipitación y temperatura, lo cual afecta los procesos que involucran al agua, suelo y vegetación (Yifru, Chung, Kim, & Chang, 2021). En este estudio se utilizó el escenario de cambio *MPI ECHAM 5* en su versión A2 para México. Fue descargado del repositorio del Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático (<http://uniatmos.atmosfera.unam.mx/atlas>). El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) señala que este escenario se genera mediante modelos de circulación general considerando emisiones de gases de efecto invernadero y diversos desarrollos económicos y sociales, dando como resultado las versiones A1B, A2, B1 y B2 en horizontes corto (2030), medio (2050) y largo (2080) (Magaña & Caetano, 2007; Fernández-Eguiarte, Zavala-Hidalgo, Romero-

Centeno, Conde-Álvarez, & Trejo-Vázquez, 2015; Suástegui-Cruz, 2021). Se seleccionó el escenario *MPI ECHAM 5* en su versión A2 (2030) y (2050) debido a que presenta las mayores magnitudes de cambio con respecto a la precipitación, así como un crecimiento poblacional acelerado y poco desarrollo económico (IPCC, 2007).

Recolección de información de campo

Para recopilar datos de la subcuenca se realizaron visitas de campo en 2022, a fin de recopilar alturas de tirantes de inundaciones y testimonios de las localidades afectadas. La información se recopiló durante visitas de campo a 14 sitios ubicados en toda la subcuenca, que se seleccionaron por los problemas identificados por los modelos de inundación y los índices utilizados en esta investigación. Los 14 sitios visitados incluyeron centros de reunión comunitarios, puentes, campos deportivos, áreas de cultivo y áreas de vegetación natural, entre otros, asegurando así una amplia recolección de datos de diversas zonas.

Modelo de inundaciones

Para el análisis de inundaciones se utilizó el *software* de modelación bidimensional *Iber 2.6*. La base de datos de entrada para correr este modelo se obtuvo de diversas fuentes, como la estación hidrométrica del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) para datos de escurrimientos, el DEM ALOS PALSAR, uso de suelo y vegetación a partir del procesamiento de imágenes satelitales, y características del suelo a partir de mapas del INEGI con la adición de información de suelos de la FAO. La delimitación de la subcuenca se realizó con el *software ArcGIS*

10.3 y se trazaron nueve microcuencas con la finalidad de dividir y visualizar los resultados obtenidos en esta investigación.

Los datos de precipitación diaria para septiembre de 2013 se analizaron debido a que se presentó un evento extraordinario relacionado con los huracanes Ingrid y Manuel, que causó severas inundaciones, que derivaron en una declaratoria nacional de desastre (Gobierno de México, Diario Oficial de la Federación, 2013). Esta precipitación se revisó y comparó con la base de datos (Isoyetas) de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT) (<https://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-servicios-tecnicos/isoyetas>), dando como resultado una precipitación correspondiente al evento extraordinario (lluvia a 24 h y periodo de retorno a 10 años). Una vez obtenidas las características de la precipitación, se descargó el escenario del Atlas Nacional de Riesgos con un periodo de retorno de tormenta de 10 años y una duración de 24 horas.

Las magnitudes de las áreas obtenidas del Atlas Nacional de Riesgos por Inundación (ANRI) se compararon con las áreas obtenidas por la simulación *Iber* con el fin de realizar una calibración. Para esta calibración se consideró el número de curva (NC) con relación a la humedad antecedente y el coeficiente de Manning. Cabe resaltar que este tipo de calibración se considera debido a la falta de información oficial (tirantes y velocidades), pero emplea otro tipo de información, como el ANRI, perteneciente a la Comisión Nacional del Agua (Conagua).

Una vez calibrado el modelo en torno a las áreas de inundación, se emplea una validación social con base en la información de campo y fotografías. Para ello, se identificaron los tirantes que se presentaron en la simulación y se compararon con la información que se proporciona en las localidades. Con esta información se puede inferir que las

inundaciones alcanzaron aproximadamente de 0.20 a 1 m en algunas zonas de interés y que se visitaron (Figura 2). Esto se debe a que la población local afirmó que la profundidad del agua alcanzada en el campo recreativo fue del tamaño de un escalón (10-20 cm), en contraste en el puente, que se afirmó alcanzó una profundidad de 1 m, e impidió el acceso a caminos fuera de la comunidad.



Figura 2. Fotografías de Aquismón. Izquierda: casa comunal de Santa Bárbara; derecha: puente vehicular junto a un asentamiento.

Resultados

Cambios de uso de suelo y cobertura

Los cambios en el uso de suelo y la cobertura vegetal se analizaron por periodos de años, de manera que los periodos de análisis fueron 1985-1999, 1999-2013 y 2013-2027 (Tabla 1).

Tabla 1. Uso de suelo y cobertura vegetal para los periodos de tiempo analizados.

	USC	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total
1999 (% de área total)											
1985 (% de área total)	Selva alta y mediana subperennifolia	0	0.03	0	21.09	0	0.02	0.03	0.03	0	21.21
	Pastizales cultivados	0	0.4	0	0	16.63	0.13	0.23	3.24	0.07	20.7
	Vegetación secundaria arbórea de alta y mediana subperennifolia	0	0.16	0	0.01	0.06	18.74	0.12	0.15	0.48	19.72
	Secundaria arbustiva de alta y mediana subperennifolia	0	0.08	0.01	2.97	1.86	8.21	0.07	16.28	0	29.47
	Agricultura	0	0.09	0	0	0.04	0.4	0.08	0	1.68	2.29
2013 (% de área total)											
1999 (% de área total)	Selva alta y mediana subperennifolia	0	0	0	17.32	0	0.03	0	0.27	0	17.62
	Pastizales cultivados	0.01	0.19	0	0	13.24	1.12	0.02	1.75	0.83	17.15
	Vegetación secundaria arbórea de alta y mediana subperennifolia	0	0.05	0	0.02	0.05	8.9	0.01	0.22	0.08	9.32
	Secundaria arbustiva de alta y mediana subperennifolia	0	0.01	0.2	3.7	4.59	7.13	0	26.58	0	42.22
	Agricultura	0	0.08	0	0	0.06	1.16	0.02	0	0.92	2.23
1999 (% de área total)											
2013(% de área total)	Selva alta y mediana subperennifolia	0	0	0	14.53	0	0	0	0	0	14.53
	Pastizales cultivados	0	0	0	0	14.86	0.53	0	2.51	0	17.89
	Vegetación secundaria arbórea de alta y mediana subperennifolia	0	0	0	0.02	0	4.87	0	0	0	4.89
	Secundaria arbustiva de alta y mediana subperennifolia	0	0	0.19	3.08	0	3.37	0	39.72	0	46.36
	Agricultura	0	0	0	0	0.05	0.55	0.04	0	1.81	2.45

Las celdas grises indican el porcentaje del área total que no presenta cambios en la subcuenca.

Los usos de suelo y cobertura vegetal que se presentaron a lo largo de los años y que cubren entre el 80 y 90 % de la superficie de la subcuenca son los siguientes: pastizales cultivados; selva alta y mediana subperennifolia; vegetación secundaria arbórea de selva alta y mediana subperennifolia; vegetación secundaria arbustiva de selva alta y mediana subperennifolia, y agricultura. En la zona norte de la subcuenca, los cambios se relacionaron con el desplazamiento de los pastizales cultivados, la selva alta y mediana subperennifolia por áreas de cultivo o infraestructura en asentamientos humanos. En contraste, en la zona sur de la subcuenca, la selva alta y mediana subperennifolia está cambiando a vegetación secundaria arbórea o arbustiva de selva alta y mediana subperennifolia debido a deforestación y a la elaboración de áreas de cultivo de subsistencia (Rodríguez-Flores *et al.*, 2022).

Zonas de inundación

A lo largo del tiempo, las zonas inundables se han mantenido en las mismas áreas de la cuenca, lo que corrobora el Atlas Nacional de Riesgos, pero con un cambio considerable en la magnitud de los tirantes, producto de los escurrimientos. En 1985 y 1999, los tirantes máximos eran de aproximadamente 8 m, pero con el tiempo han aumentado de modo considerable, alcanzando los 10.33 m en la microcuenca 4 (Figura 2).

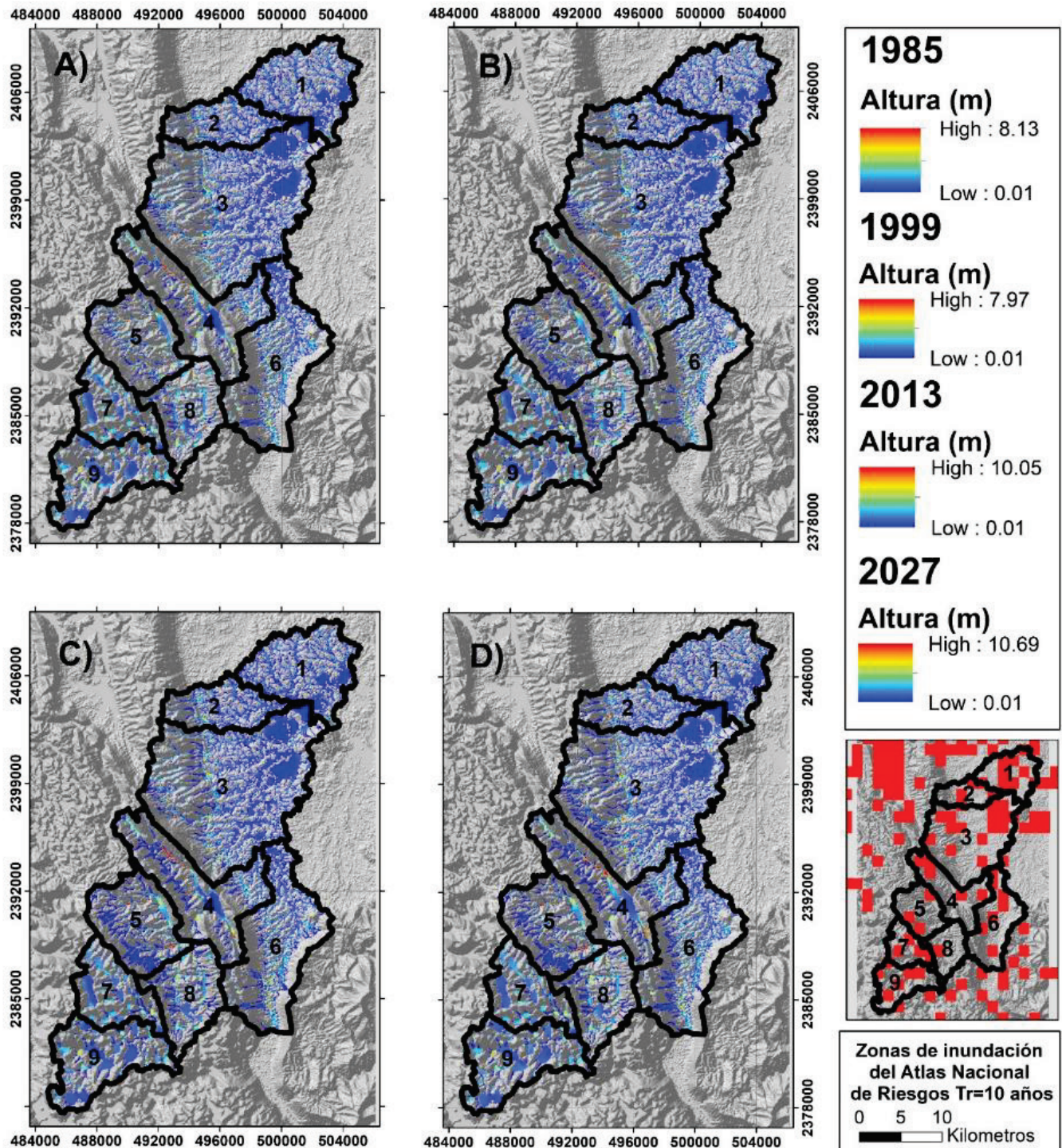


Figura 2. Zonas de inundación por microcuena para los años de análisis: A) 1985, B) 1999, C) 2013 y D) 2027.

Las zonas con mayores tirantes se encuentran en las microcuencas 3, 4 y 5; tales zonas son de suma importancia por la presencia de asentamientos indígenas con alto grado de marginación e índice de desarrollo humano medio, como Aquismón, O'c Tzén, La Linjá, Mantetzulel, Puhuitzé, Tampate, Tancuime y Tanute (Figura 3).

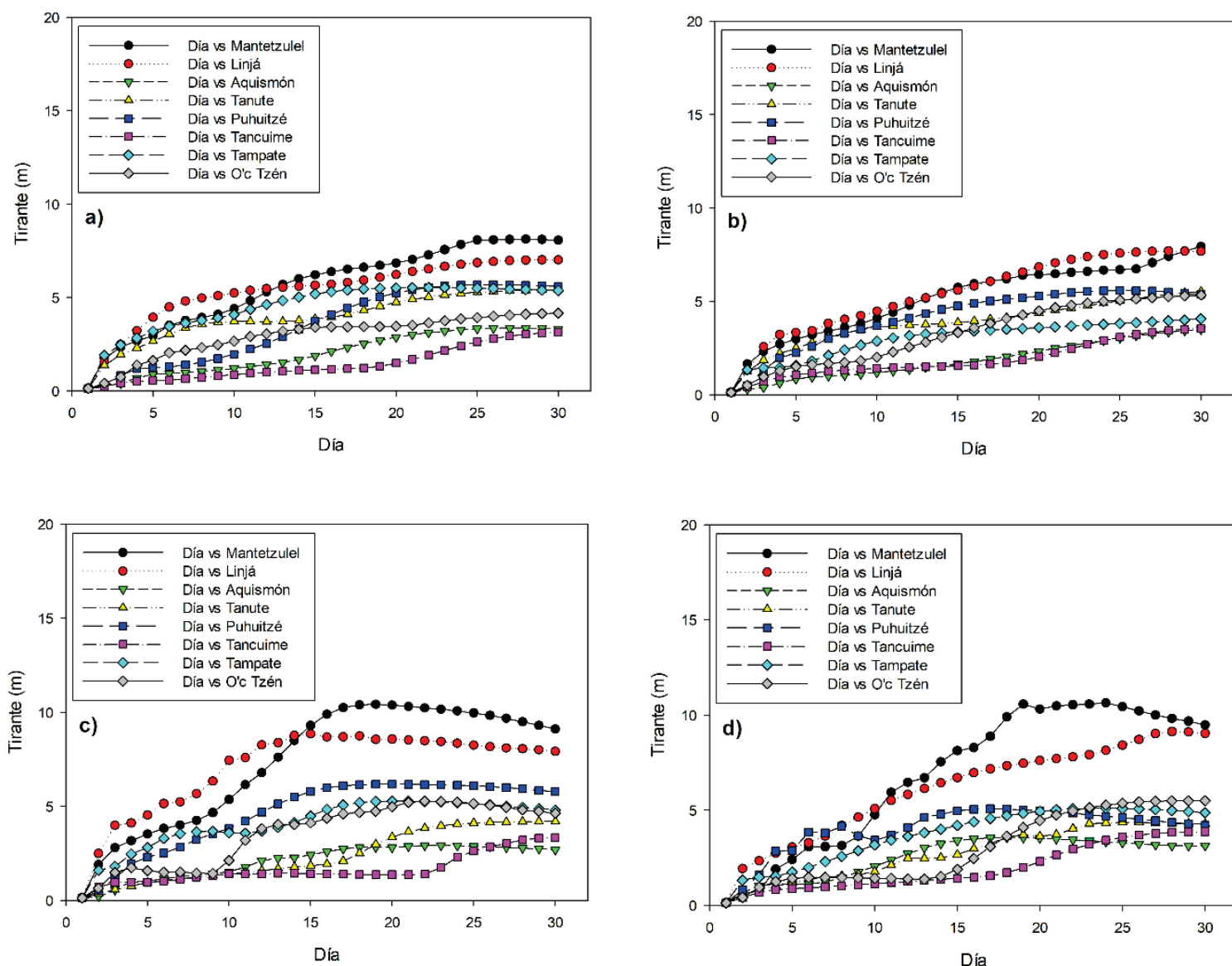


Figura 3. Tirantes de las localidades con asentamientos indígenas: A) 1985, B) 1999, C) 2013 y D) 2027.

Estos tirantes son de mínimo 3 m. Las localidades de La Linjá y Mantetzulel son las que poseen los tirantes más grandes, con alturas de unos 7 y 8 metros, respectivamente, para el año 1985. En el caso del escenario de cambio climático, estas mismas localidades alcanzan tirantes de 9 y 9.50 metros. En cuanto a la zona norte de la cuenca, los tirantes que se presentan para todas las fechas de análisis son del orden de 0.20 cm.

Las microcuencas con mayor superficie afectada son la 1, 2 y 3, cuyas inundaciones ocupan casi la totalidad de su superficie. Las inundaciones en la zona montañosa se presentan en las microcuencas 4 y 5, con tirantes de unos 10 m altura, como se muestra en el modelo (Figura 2). En cuanto a las velocidades en las zonas inundables con mayores tirantes, la magnitud de la velocidad se ha modificado con el paso de los años, en especial en las microcuencas 3, 4 y 5. En estas microcuencas, la velocidad cambiaría de 13.02 m/s para 1985 a 21.08 m/s para 2027, lo que implicaría un posible incremento a futuro del 61.90 % (Figura 4).

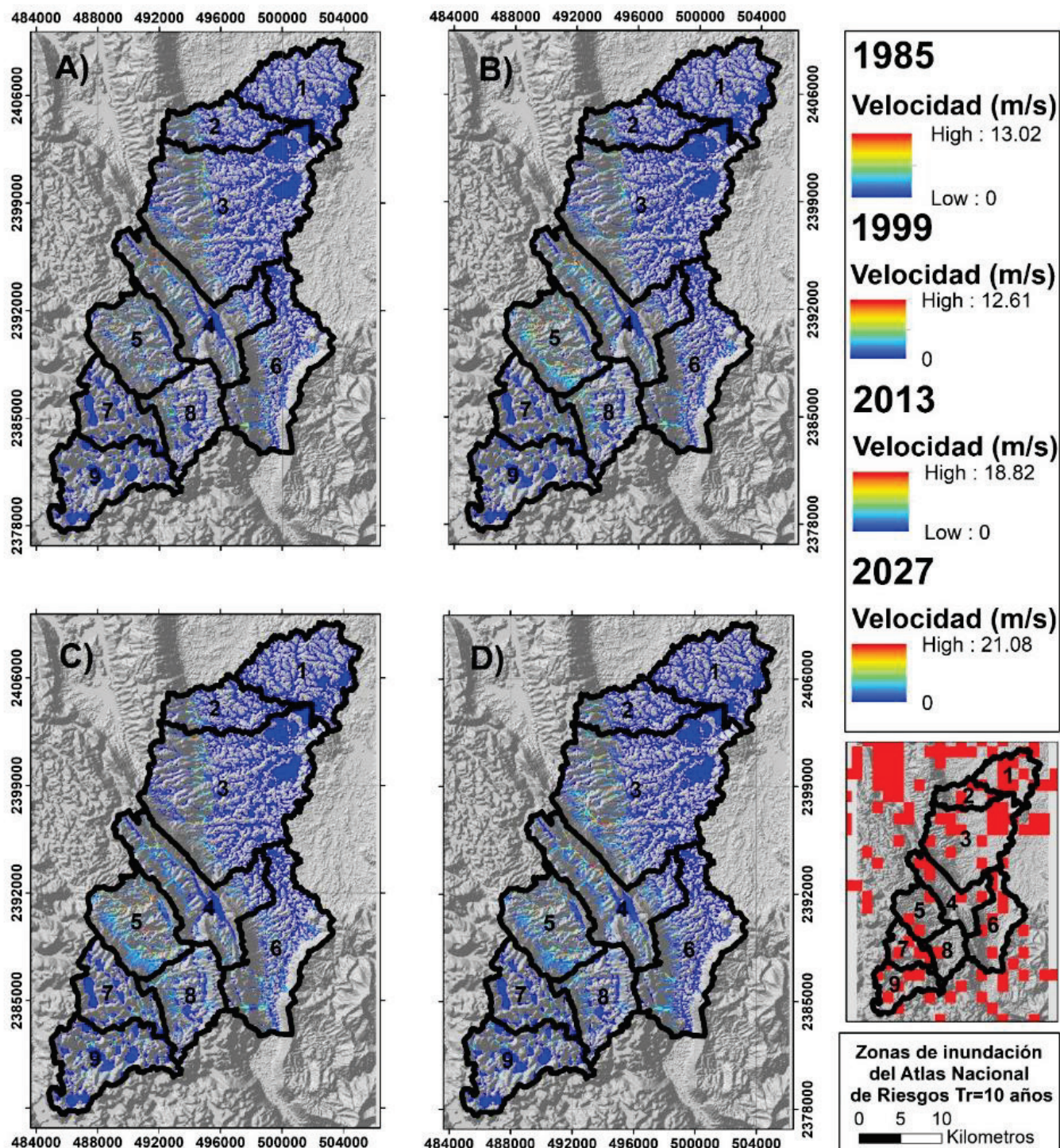


Figura 4. Velocidades de los tirantes de inundación por microfrecuencia para los años de análisis: A) 1985, B) 1999, C) 2013 y D) 2027.

En cuanto a las localidades de La Linjá y Mantetzulel, que son las que poseen mayores tirantes de las localidades indígenas, sus velocidades llegan al orden de 8.10 y 9.15 m/s para 1985; pero para 2027, sus velocidades aumentan considerablemente hasta los 15 y 20 m/s, respectivamente (Figura 5). Por último, en la parte norte de la subcuenca, las velocidades son de unos 0.05 m/s para todas las fechas de análisis.

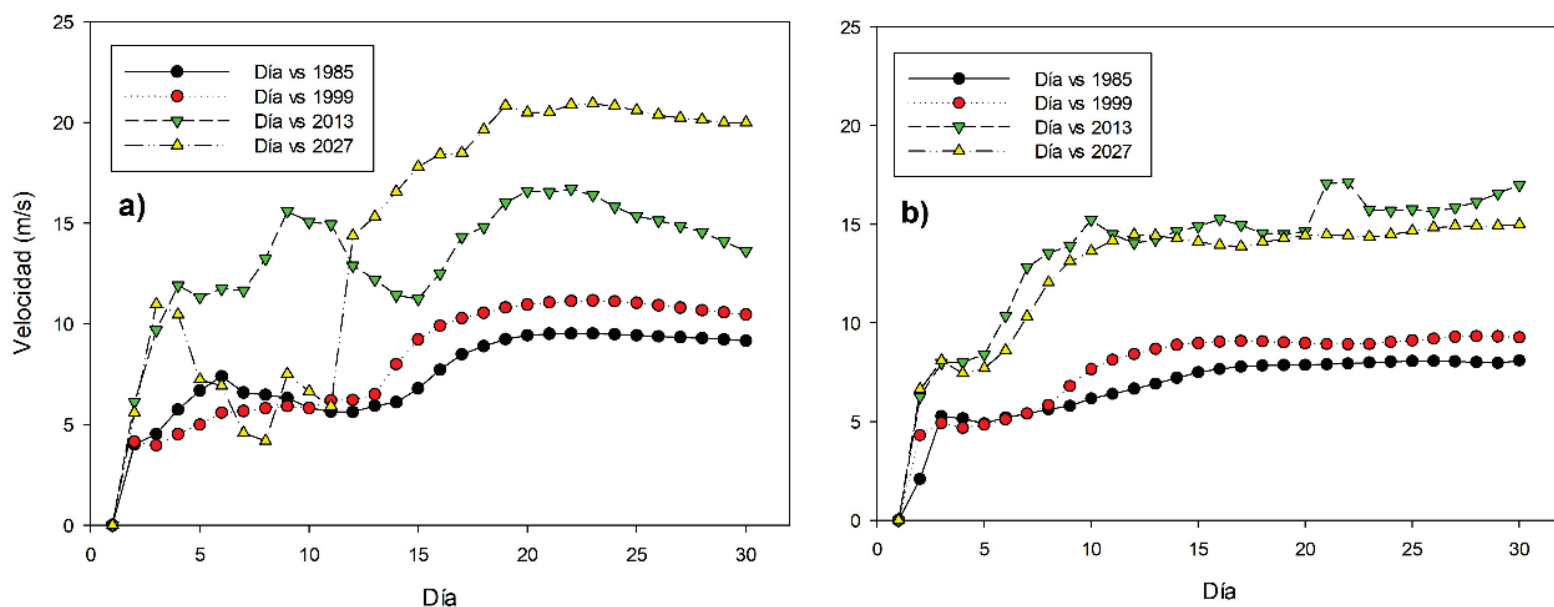


Figura 5. Velocidades de las localidades: A) Mantetzulel y B) La Linjá.

Discusión

El agua es fundamental para la conservación de los sistemas ambientales e hidrológicos debido a su influencia en la estructura y el funcionamiento de las cuencas hidrográficas, pues causa modificaciones en el volumen, la calidad y la cantidad de la escorrentía; además, se ve agravada por las perturbaciones antrópicas (El-Mahdy 2022; You *et al.*, 2022). Cuando se

incluyen los efectos del cambio climático, puede generarse una serie de problemas relacionados con el desarrollo económico y los procesos ecológicos de una cuenca (Guo *et al.*, 2019). Por ello, es necesario abordar el estudio del agua a través de enfoques que apliquen una variedad de metodologías que analicen las distintas situaciones que se puedan presentar en la zona de estudio.

Las inundaciones se han analizado a través del desbordamiento de ríos o la acumulación en áreas que normalmente no deberían estar sumergidas, incluyendo inundaciones urbanas, costeras y repentinas (IPCC, 2012). Con el paso del tiempo, estas zonas inundables han aumentado debido a los cambios hidrológicos y de uso del suelo, impactando en gran medida los asentamientos humanos en condiciones de pobreza, alta marginación y falta de servicios (Chang, Yip, van Zijll-de-Jong, Chaster, & Lowcock, 2015; Tate *et al.*, 2021). En la subcuenca de análisis consideramos este ámbito social debido a que las zonas donde se presentan mayores afectaciones son efectivamente localidades con nivel de desarrollo medio-bajo, alta marginación y donde se encuentra el mayor número de asentamientos humanos indígenas, lo que puede afectar su vida cotidiana y sus actividades económicas por los altos tirantes que se presentan en época de lluvias (microcuencas 3, 4 y 5). La mayor afectación por inundaciones puede originarse por lo que mencionan Tate *et al.* (2021) y Avand *et al.* (2022) en cuanto a que son localidades de difícil acceso, poseen escasa o nula infraestructura hidráulica, y en conjunto con la poca diversificación de actividades económicas, pueden llegar a comprometer el control de los escurrimientos. Sin embargo, actualmente la investigación sobre las características de las cuencas bajo un contexto social en conjunto con las zonas de cobertura y usos de suelo que presentan cambios o transiciones y su integración con el cambio

climático todavía es escasa, por lo que es un área para futuras investigaciones (Turnbull & Wainwright, 2019).

En los últimos años, los estudios relacionados con la evolución temporal y espacial de las inundaciones se han convertido en una tendencia (Wang *et al.*, 2014; Luo *et al.*, 2015; Itsukushima, 2018; Espinoza, Marengo, Schongart, & Jimenez, 2022); de particular interés son los estudios que relacionan el análisis histórico con el cambio climático con fines de desarrollo de políticas y gestión de riesgos (Liu, Chen, Mao, Irannezhad, & Pokhrel, 2022). Nuestra investigación aprovecha esta oportunidad de investigación aplicándola en México debido a que no se han realizado muchos estudios que integren un análisis espacio-temporal de inundaciones en contexto con el cambio climático. Para ello, esta investigación considera un análisis histórico y proyectado de 42 años, y presenta importantes hallazgos que en términos de un análisis actual o puntual con una sola fecha no podrían analizarse de manera concluyente o eficaz. Además, en términos de cambios de cobertura y uso de suelo permite visualizar y considerar la evolución espacio-temporal de las inundaciones en cuencas montañosas.

El análisis histórico integrado con el cambio climático muestra cómo las zonas inundables se modifican en dimensión (área cubierta) y en magnitud (altura del tirante), en específico en las zonas montañosas, a pesar de que esta zona tenga una pendiente pronunciada. Esta condición particular puede tener su origen en los procesos de erosión debido a que como lo mencionan Rodríguez-Flores *et al.* (2022), la cuenca de análisis ha presentado cambios en sus patrones de erosión y las montañas son las que presentan menor potencial erosivo. Además, en esta zona montañosa se identifican las áreas con mayores cambios con respecto a su cobertura vegetal y uso de suelo; especialmente se encuentran sitios

de transición de vegetación natural a vegetación secundaria, o en algunos casos a agricultura. Estos cambios en su cobertura y uso de suelo propician un aumento en los procesos de escurrimiento, que conlleva a mayores tirantes y una mayor cobertura de aguas por agua, cuestiones confirmadas con información de campo y en investigaciones como las de Janizadeh *et al.* (2021) y Lerner *et al.* (2018), quienes indican que una de las principales variables que influyen en las inundaciones es la cobertura y el uso de suelo. Es importante mencionar que aunque se hayan modificado las condiciones del ciclo hidrológico en cuestión de escurrimientos por cambios de cobertura y uso de suelo, es probable que también se haya alterado el ciclo hidrogeológico, lo que podría generar una oportunidad para realizar gestiones que propicien la recarga de acuíferos (Martínez-Carrillo *et al.*, 2025), cuestiones que podrían incorporarse en futuras investigaciones de la zona.

La variabilidad de las inundaciones en términos de precipitación y el cambio climático repercuten en la reducción de la cantidad de precipitación y su intensidad, lo que puede generar eventos como la sequía. Tal condición es similar a la encontrada por Salazar-Briones *et al.* (2018) y Arantes *et al.* (2021), quienes destacan el crecimiento poblacional y cómo las actividades humanas contribuyen al incremento de impactos hidrológicos negativos en las cuencas (inundaciones, sequías, infiltración y calidad del agua). En zonas altamente marginadas, como la subcuenca de estudio, Jia *et al.* (2022), y Lundgren y Strandh (2022) señalan que las afectaciones son aún mayores porque se ve afectada la capacidad de respuesta de la población y de los organismos que aplican medidas de reducción de riesgos. Un ejemplo claro de esta situación en la subcuenca es lo que sucede en las localidades de Mantetzulel y La Linjá, donde se han presentado eventos de tal magnitud que alcanzaron la

altura de un poste de luz y que tienden a aislar a los asentamientos durante la temporada de lluvias, donde el único medio de transporte son las lanchas o botes, sin que existan medidas de mitigación; esto es considerado por los pobladores como una situación que no se puede cambiar ni mejorar. En general, las microcuencas de montaña son las áreas donde se presentan mayores tirantes y velocidades del flujo, las cuales son superiores a 2 m/s y 3 m, respectivamente, lo que genera zonas de peligrosidad elevada, tal y como indican Roblero-Hidalgo *et al.* (2022), y la BOE (2008), que expresan que estas zonas son de especial cuidado debido a que se pueden generar pérdidas humanas. En contraste, la parte norte de la cuenca, donde la topografía es casi plana, se alcanzan a generar grandes áreas de inundación, pero de tirante somero y velocidad casi nula, por lo que a pesar de que se inunda en gran medida no causa una problemática, pues esta zona es agrícola y está drenado por un sistema de drenaje agrícola.

Una cuestión importante a resaltar en esta investigación es que si bien no se hizo una calibración y validación convencional, que requiere un análisis numérico por medio de coeficientes o estadísticos, se puede verificar una simulación por medio de la información recabada en campo de manera física (mediciones) o verbal (testimonios). Este tipo de validación y calibraciones sociales se han empezado a utilizar en zonas donde no se cuenta con la información suficiente o no existe (Sevillano-Rodriguez, Bravo-Peña, Alatorre-Cejudo, & Salcedo-Hurtado, 2020; Yuan-Fu, Ming-Jui, & Gwo-Fong, 2024; Rodríguez-Flores, Muñoz-Robles, Quevedo-Tiznado, & Julio-Miranda, 2025); ello brinda una alternativa para verificar la fiabilidad de los modelos; si bien se necesita más trabajo de campo para obtener los datos suficientes, no depende de otra modelación o metodologías complejas.

Los resultados obtenidos en esta investigación contribuyen al conocimiento del modelado de inundaciones a lo largo del tiempo; además, permiten comprender cómo las actividades antrópicas y el cambio climático pueden modificar la interacción sociedad-ecosistema. El conocimiento de cómo cambian las zonas de inundación puede contribuir al desarrollo de políticas, a una gestión adecuada y a reducir el riesgo en las cuencas, e identificar áreas potenciales de intervención con respecto a las necesidades específicas de la población, específicamente en zonas donde se presenten eventos extraordinarios con frecuencia, como en el caso de México.

Conclusiones

La modelación de inundaciones y el análisis del uso de suelo y cobertura vegetal en un contexto espacio-temporal es una herramienta eficaz para evaluar la variabilidad y evolución de la dinámica en las cuencas, en especial en aquellas que presentan un constante cambio relacionado con actividades antrópicas. Además, con la integración del cambio climático, que puede modificar los procesos hidrológicos o dinámica de las cuencas, es posible elaborar proyecciones que identifiquen zonas o variables importantes para realizar posibles manejos, restauraciones o gestiones. Sin embargo, estos modelos emplean calibraciones y validaciones numéricas que no siempre se pueden realizar, por lo que se puede optar por un análisis social para verificar la fiabilidad de la simulación.

Los mayores cambios de uso de suelo y cobertura vegetal se presentan en la parte norte de la subcuenca, donde la actividad agrícola ha desplazado pastizales cultivados, y vegetación natural de selva alta y mediana perennifolia. En el caso de la microcuenca 4, los tirantes de

inundación se han incrementado de manera considerable, lo que implica malos manejos de la situación, como lo expresa la población de la zona. La velocidad de flujo aumenta de modo considerable en zonas a lo largo de toda la subcuenca, originada por cambios espaciales en el uso de suelo y cobertura vegetal.

La subcuenca Santa Cruz de Aquismón presenta inundaciones constantes de gran magnitud, originadas por los cambios en el uso de suelo y cobertura vegetal, que en conjunto con el cambio climático pueden ocasionar un incremento en la magnitud de la velocidad y altura de los tirantes, además de inducir a condiciones desfavorables de control que afecten la cotidianidad de la población o modificación de ecosistemas. La metodología presentada puede replicarse en distintas cuencas del mundo sin ningún inconveniente. Además, el uso de validaciones que no dependan de una base de datos puede generar nuevas oportunidades para aquellos investigadores que deseen modelar cuencas no aforadas.

Agradecimientos

El primer autor contó con una beca doctoral del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y realizó su investigación en la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Los autores agradecen a la población de Aquismón por su apoyo para la realización de esta investigación, en especial a Glenda Lizeth Iglesias Castro y su familia, quienes facilitaron enormemente las visitas de campo.

Referencias

- Acharya, S., Hori, T., & Karki, S. (2023). Assessing the spatio-temporal impact of landuse landcover change on water yield dynamics of rapidly urbanizing Kathmandu valley watershed of Nepal. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 50, 101562. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101562>
- Alarcón-Neva, A., Chavez-Morales, J., Palacios-Vélez, O. L., & Ibañez-Castillo, L. A. (2020). Estimación de áreas vulnerables a inundaciones en zonas urbanas: Morelia, Michoacán, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(3), 1-26. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2020-03-01>
- Alcántara-Ayala, I., Garza-Salinas, M., López-García, A., Magaña-Rueda, V., Oropeza-Orozco, O., Puente-Aguilar, S., Rodríguez-Velázquez, D., Lucatello, S., Ruiz-Rivera, N., Tena-Núñez, R. A., Urzúa-Venegas, M., & Vázquez-Rangel, G. (2019). Gestión integral de riesgo de desastres en México: reflexiones, retos y propuestas de transformación de la política pública desde la academia. *Investigaciones Geográficas*, (98). <https://doi.org/10.14350/rig.59784>
- Alberto-Velazquez, J., & Talledos-Sánchez, E. (2019). La medición de variables hidrometeorológicas en la Huasteca potosina: entre lo institucional y lo local. En: Francisco, P. (ed). *Aguas turbulentas y prácticas locales y comunitarias en la Huasteca. Riesgos hídricos y organización social* (pp. 65-89). San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis.

- Algara-Siller, M., Galindo-Mendoza, G., Contreras-Servin, C., & Mejia, J. (2009). Implicaciones territoriales del fenómeno de la sequía en la Huasteca Potosina. *Espaciotiempo*, 4, 56-67.
- Arantes, L. T., Carvalho, A. C. P., Carvalho, A. P. P., Lorandi, R., Moschini, L. E., & Di Lollo, J. A. (2021). Surface runoff associated with climate change and land use and land cover in southeast region of Brazil. *Environmental Challenges*, 3, 100054. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100054>
- Arreguín-Cortés, F. I., López-Pérez, M., & Marengo-Mogollón, H. (2016). Las inundaciones en un marco de incertidumbre climática. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(5), 5-13. Recuperado de <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1267>
- Avand, M., Moradi, H., & Ramazanzadeh-lasboyee, M. (2022). Predicting temporal and spatial variability in flood vulnerability and risk of rural communities at the watershed scale. *Journal of Environmental Management*, 323, 11626. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116261>
- Burgos, A. L., & Bocco, G. (2015). La cuenca hidrográfica como espacio geográfico. En: Burgos, A. L., Bocco, G., & Sosa-Ramirez, J. (eds.). *Dimensiones sociales en el manejo de cuencas* (pp. 11-30). Morelia, México: Centro de investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA-UNAM)
- BOE, Boletín Oficial del Estado. (2008). Artículo único. En: *Real Decreto 9/2008, Reglamento del Dominio Público Hidráulico*. Madrid, España: Boletín Oficial del Estado.

- Chang, S. E., Yip, J. Z. K., van Zijll-de-Jong, S. L., Chaster, R., & Lowcock, A. (2015). Using vulnerability indicators to develop resilience networks: A similarity approach. *Natural Hazards*, 78(3), 1827-1841. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-1803-x>
- Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2001). *Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México*. Recuperado de <http://www.cenapred.unam.mx>
- Coespo, Consejo Estatal de Población. (2018). *Perfil sociodemográfico de la población indígena en el estado de San Luis Potosí* (informe s/n). San Luis Potosí, México: Consejo Estatal de Población.
- Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2020). *Informe de pobreza y evaluación 2020, San Luis Potosí* (informe s/n). San Luis Potosí, México: Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social y Poder Ejecutivo del Estado de San Luis Potosí.
- Coplade, Comité de Planeación del Desarrollo Estatal. (2021). *Plan Estatal de Desarrollo 2021-2027* (informe s/n). San Luis Potosí, México: Poder Ejecutivo del Estado de San Luis Potosí.
- El-Mahdy, M. E. S. (2022). A Unified index of water resources systems vulnerability assessment – Translating the theoretical approach into a simple tool to assess climate change Impact: Case study in Limpopo River Basin, Africa. *Ain Shams Engineering Journal*, 13(5), 101687. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2021.101687>

- Espinoza, J. C., Marengo, J. A., Schongart, J., & Jimenez, J. C. (2022). The new historical flood of 2021 in the Amazon River compared to major floods of the 21st century: Atmospheric features in the context of the intensification of floods. *Weather and Climate Extremes*, 35. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100406>
- FAO, Food and Agriculture organization. (2007). *Base referencial mundial del recurso suelo* (informe sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103). Roma, Italia: Food and Agriculture Organization.
- Fernández-Eguiarte, A., Zavala-Hidalgo, J., Romero-Centeno, R., Conde-Álvarez, A. C., & Trejo-Vázquez, R. I. (2015). *Actualización de los escenarios de cambio climático para estudios de impactos, vulnerabilidad y adaptación en México y Centroamérica*. México, DF, México: Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de <http://atlasclimatico.unam.mx/AECC/servmapas/>
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen* (5ª ed.). México, DF, México: Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México.
- Gobierno de México, Diario Oficial de la Federación. (2 de octubre, 2013). *Declaratoria de desastre natural por la ocurrencia de lluvia severa e inundación del 12 al 18 de septiembre de 2013 en 22 municipios del estado de San Luis Potosí*. Recuperado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5316146&fecha=02/10/2013#gsc.tab=0

- Guédet-Guédé, K., Yu, Z., Simonovic, S. P., Gu, H., Franck-Emani, G., Badji, O., Chen, X., Sika, B., & Adiaffi, B. (2025). Combined effect of landuse/landcover and climate change projection on the spatiotemporal streamflow response in cryosphere catchment in the Tibetan Plateau. *Journal of Environmental Management*, 376, 124353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124353>
- Guo, A., Chang, J., Wang, Y., Huang, Q., Guo, Z., & Li, Y. (2019). Uncertainty analysis of water availability assessment through the Budyko framework. *Journal of Hydrology*, 576, 396-407. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.033>
- INEGI & Conabio, Instituto Nacional de Estadística y Geografía & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2017). *Catálogo de localidades indígenas en México, INEGI, 2010*. Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía, y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado de <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/urbrloc10gw.html>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007). *Climate Change 2007, Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland: Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511546013>

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2012). *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of working groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA: Intergovernmental Panel on Climate Change.

Itsukushima, R. (2018). Countermeasures against floods that exceed design levels based on topographical and historical analyses of the September 2015 Kinu River flooding. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 19 (May), 211-223.
<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.10.001>

Janizadeh, S., Chandra-Pal, S., Saha, A., Chowdhuri, I., Ahmadi, K., Mirzaei, S., Hossein-Mosavi, A. P., & Tiefenbacher, J. (2021). Mapping the spatial and temporal variability of flood hazard affected by climate and land-use changes in the future. *Journal of Environmental Management*, 298(2021) 113551.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113551>

Jia, H., Chen, F., Pan, D., Du, E., Wang, L., Wang, N., & Yang, A. (2022). Flood risk management in the Yangtze River basin —Comparison of 1998 and 2020 events. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 68(October 2021), 102724.
<https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2021.102724>

Kumar, S., Radhakrishnan, N., & Mathew, S. (2014). Land use change modelling using a Markov model and remote sensing. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 5(2), 145-156.
<https://doi.org/10.1080/19475705.2013.795502>

- Le Coz, J., Patalano, A., Collins, D., Guillén, F. N., García, M., Smart, G., Bind, J., Chiaverini, A., Le Boursicaud, R., Dramais, G., & Braud, I. (2016). Crowdsourced data for flood hydrology: Feedback from recent citizen science projects in Argentina, France and New Zealand. *Journal of Hydrology*, 541, Part B, 766-777. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.07.036>
- Lerner, A. M., Eakin, H. C., Tellman, E., Bausch, J. C., & Hernández-Aguilar, B. (2018). Governing the gaps in water governance and land-use planning in a megacity: The example of hydrological risk in Mexico City. *Cities*, 83, 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.06.009>
- Liu, J., Chen, D., Mao, G., Irannezhad, M., & Pokhrel, Y. (2022). Past and future changes in climate and water resources in the Lancang-Mekong River Basin: Current understanding and future research directions. *Engineering*, 13, 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.eng.2021.06.026>
- Lugo-Hubp, J. (1990). El relieve de la república mexicana. *Revista del Instituto de Geología*, 9, 82-111.
- Lundgren, M., & Strandh, V. (2022). Navigating a double burden – Floods and social vulnerability in local communities in rural Mozambique. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 77, 103023. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2022.103023>
- Luo, P., He, B., Takara, K., Xiong, Y. E., Nover, D., Duan, W., & Fukushima, K. (2015). Historical assessment of Chinese and Japanese flood management policies and implications for managing future floods. *Environmental Science and Policy*, 48, 265-277. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.015>

- Martínez-Carrillo, D. A., Flórez-Yepes, G. Y., Bermúdez-Piedrahita, J. M., Alzate-Alvarez, A. M., Aldana-Arcila, E. J., & Vásquez-Cardona, P. A. (2025). Identifying aquifer recharge areas based on secondary information in the Chinchiná river basin and reviewing its current status. *Water Cycle*, 7, 139-150. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2025.05.006>
- Magaña, V., & Caetano, E. (2007). *Informe final del proyecto: pronóstico climático estacional regionalizado para la república mexicana como elemento para la reducción de riesgo, para la identificación de opciones de adaptación al cambio climático y para la alimentación del sistema: cambio climático por estado y por sector* (informe INE/A1-006/2007). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- Noszczyk, T. (2019). A review of approaches to land use changes modeling. *Human and Ecological Risk Assessment*, 25(6), 1377-1405. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1468994>
- Oropeza, J. L. (1999). Modelos matemáticos y su aplicación al manejo de cuencas hidrográficas y paradigmas. En: *IX Congreso Nacional de Irrigación: simposio 4. Manejo integral de cuencas hidrológicas* (pp. 21-28). Sinaloa, México: Asociación Nacional de especialistas en Irrigación A.C. (ANEI A.C.).
- Palacio-Aponte, G., & Julio-Miranda, P. (2018). Procesos territoriales, económicos y socioculturales de San Luis Potosí. En: *Procesos territoriales, económicos y socioculturales de San Luis Potosí*. <https://doi.org/10.22201/ciga.9786073019620e.2018>

- Pimentel-Equihua, J. L., & Velázquez-Machuca, M. A. (2015). Modelo organizativo para la gestión integral de la cuenca del río Duero, Michoacán. En: Burgos, A. L., Bocco, G., Sosa-Ramirez, J. (eds.). *Dimensiones sociales en el manejo de cuencas* (pp. 277-293). Michoacán, México: Centro de investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA-UNAM).
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2019). *Informe de desarrollo humano municipal 2010-2015. Transformando México desde lo local* (informe s/n). Ciudad de México, México: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Ramadan, E. M., Shalash, O. S., Fahmy, M. R., & Abdel-Aal, G. M. (2019). Integrated water resource management in Sharkia Governorate, East Nile Delta using numerical evaluation of water management strategies. *Alexandria Engineering Journal*, 58(2), 757-771. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2019.06.006>
- Reyes-Hernández, H., Aguilar-Robledo, M., Aguirre-Ribera, J. R., & Trejo-Vázquez, I. (2006). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área land cover and land use change in the Pujal-Coy project area, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Geográficas*, 59, 26-42.
- Roblero-Hidalgo, R., Chávez-Morales, J., Ibáñez-Castillo, L. A., & Palacios-Vélez, O. L. (2022). Peligro por inundación durante el huracán Stan en la cuenca del río Vicente Guerrero, Siltepec, Chiapas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(2), <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-02-02>

- Rodríguez-Flores, S., Muñoz-Robles, C., Ortiz-Rodríguez, A. J., Quevedo-Tiznado, J. A., & Julio-Miranda, P. (2022). Historical and projected changes in hydrological and sediment connectivity under climate change in a tropical catchment of Mexico. *Science of the Total Environment*, 848. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157731>
- Rodríguez-Flores, S., Muñoz-Robles, C., Quevedo-Tiznado, J. A., & Julio-Miranda, P. (2024). Conectividad hidrológica y estructura del paisaje en la subcuenca Santa Cruz de Aquismón. En: Leija-Loredo, E. G., Mendoza-Cantú, M. E., & Pérez-Hernández, M. J. (eds.). *La conectividad del paisaje como enfoque integrador en el manejo y conservación del territorio* (pp. 89-107). Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA-UNAM). <https://doi.org/10.22201/ciga.9786073087629e.2024>
- Rodríguez-Flores, S., Muñoz-Robles, C., Quevedo-Tiznado, J. A., & Julio-Miranda, P. (2025). Assessment of watershed health, integrating environmental, social, and climate change criteria into a fuzzy logic framework. *Science of the Total Environment*, 960, 178316. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178316>
- Salazar-Briones, C., Hallack-Alegría, M., Mungaray-Moctezuma, A., Lomelí, M. A., Lopez-Lambraño, A., & Salcedo-Peredia, A. (2018). Hydrological and hydraulic modeling of an intra-urban river in a transboundary basin using a regional frequency analysis. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(4), 48-74. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-04-03>

- Santillán-Fernández, A., Santoyo-Cortés, V. H., García-Chávez, L. R., Covarrubias-Gutiérrez, I., & Merino, A. (2016). Influence of drought and irrigation on sugarcane yields in different agroecoregions in Mexico. *Agricultural Systems*, 143, 126-135. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2015.12.013>
- Sevillano-Rodriguez, M. E., Bravo-Peña, L. C., Alatorre-Cejudo, L. C., & Salcedo-Hurtado, E. J. (2020). Identificación de zonas de inundación a partir de imágenes (SAR) y de eventos históricos de inundación: caso de estudio Santiago de Cali, Colombia. *Cuadernos Geográficos*, 59(2), 308-329. <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v59i2.9641>
- Shadmehri-Toosi, A., Doulabian, S., Ghasemi-Tousi, E., Humberto-Calbimonte, G., & Sina-Alaghmand, S. (2020). Large-scale flood hazard assessment under climate change: A case study. *Ecological Engineering*, 147, 105765. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105765>
- Shah, M. A. R., Renaud, F. G., Anderson, C. C., Wild, A., Domeneghetti, A., Polderman, A., Votsis, A., Pulvirenti, B., Basu, B., Thomson, C., Panga, D., Pouta, E., Toth, E., Pilla, F., Sahani, J., Ommer, J., El Zohbi, J., Munro, K., Stefanopoulou, M., Loupis, M., Pangas, N., Kumar, P., Debele, S., Preuschmann, S., & Zixuan, W. (2020). A review of hydro-meteorological hazard, vulnerability, and risk assessment frameworks and indicators in the context of nature-based solutions. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 50(February), 101728. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2020.101728>

- Soto-Galera, E., Alcántara-Soria, L., & Paulo-Maya, J., (2018). *Estado actual, identificación de riesgos y propuestas para el manejo de las especies invasoras presentes en las regiones hidrológicas prioritarias, confluencia de las Huastecas, Media Luna y Cabecera del río de La Laja*. Recuperado de <http://ipttest.conabio.gob.mx/iptconabiotest/resource?r=SNIB-LI038#anchor-description>
- Suástegui-Cruz, S. (2021). Estrategias para la seguridad hídrica ante los cambios de precipitación por efectos del cambio climático. *RIDE. Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo*, 12(23), e02912. <https://doi.org/10.23913/ride.v12i23.1039>
- Tate, E., Rahman, M. A., Emrich, C. T., & Sampson, C. C. (2021). Flood exposure and social vulnerability in the United States. *Natural Hazards*, 106(1), 435-457. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04470-2>
- Therneau, T., Atkinson, B., & Ripley, B. (2019). *Rpart: recursive partitioning for classification, regression and survival trees*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=rpart>
- Turnbull, L., & Wainwright, J. (2019). From structure to function: Understanding shrub encroachment in drylands using hydrological and sediment connectivity. *Ecological Indicators*, 98, 608-618. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.039>
- UASLP, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. (2018). *Programa estatal de acción ante el cambio climático del estado de San Luis Potosí* (informe s/n). San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

- UNDRR, UN Sustainable Development Cooperation Framework (2020). *Integrating disaster risk reduction and climate change adaptation in the UN Sustainable Development Cooperation Framework (informe: Guidance Note on Using Climate and Disaster Risk Management to Help Build Resilient Societies)*. Geneva, Switzerland: UN Sustainable Development Cooperation Framework (UNDRR).
- Wang, Y. J., Gao, C., Zhai, J. Q., Li, X. C., Su, B. D., & Hartmann, H. (2014). Spatio-temporal changes of exposure and vulnerability to floods in China. *Advances in Climate Change Research*, 5(4), 197-205.
- Wang, M., Zhao, J., Xiong, Z., Zhang, M., Wang, L., & Tan, S. K. (2025). Strategic deployment of nature-based solutions for urban flood management in high-density urban landscapes. *Ecological Indicators*, 176, 113681. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113681>
- Ward, P. J., De Ruiter, M. C., Mård, J., Schröter, K., Van Loon, A., Veldkamp, T., von Uexkull, N., Wanders, N., AghaKouchak, A., Arnbjerg-Nielsen, K., Capewell, L., Carmen-Llasat, M., Day, R., Dewals, B., Di Baldassarre, G., Huning, L. S., Kreibich, H., Mazzoleni, M., Savelli, E., Teutschbein, C., van den Berg, H., van der Heijden, A., Vincken, J. M. R., Waterloo, M. J., & Wens, M. (2020). The need to integrate flood and drought disaster risk reduction strategies. *Water Security*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2020.100070>

- Yifru, B. A., Chung, I.-M., Kim, M.-G., & Chang, S. W. (2021). Augmenting freshwater availability in mountain headwater streams: Assessing the sustainability under baseline and future climate change scenarios. *International Soil and Water Conservation Research*, 10, 293-307. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.08.002>
- You, Q., Fang, N., Jian, M., Hu, Q., Yao, B., Liu, D., & Yang, W. (2022). A reliability-resilience-vulnerability framework for measuring the influence of changes in water level fluctuations on lake conditions. *Ecological Indicators*, 134, 108468. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108468>
- Yuan-Fu, Z., Ming-Jui, C., & Gwo-Fong, L. (2024). A novel AI-based model for real-time flooding image recognition using super-resolution generative adversarial network. *Journal of Hydrology*, 638, 131475. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131475>
- Zhao, Y., Weng, Z., Chen, H., & Yang, J. (2020). Analysis of the evolution of drought, flood, and drought-flood abrupt alternation events under climate change using the daily SWAP index. *Water (Switzerland)*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/w12071969>

**Evaluación de métodos de interpolación espacial
aplicados a la calidad del agua en Córdoba, Argentina**
**Evaluation of spatial interpolation methods applied to
water quality in Córdoba, Argentina**

Nazarena Solla¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-5404-2544>

Claudia Ledesma², ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-9865-6936>

Micaela Ledesma³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2800-8779>

Claudia Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9657-9031>

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, nazarenasolla5@gmail.com

²Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, clesma@ayv.unrc.edu.ar

³Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, mledesma@ayv.unrc.edu.ar

⁴Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, crodriguez@ayv.unrc.edu.ar

Autora para correspondencia: Nazarena Solla,
nazarenasolla5@gmail.com

Resumen

Los recursos de agua dulce disponibles por persona han disminuido más de un 20 % en los últimos 20 años debido al crecimiento de la población y a la exacerbación del cambio climático. En concreto, en Argentina, los lagos y embalses de la zona centro-norte del país han acelerado sus procesos naturales de colmatación y eutrofización, y registran elevadas cargas de nutrientes, altas concentraciones de clorofila-a y recurrentes florecimientos algales. Existen distintos criterios para determinar el estado trófico y la calidad del agua de estos sistemas, como los indicadores biológicos, los índices tróficos y la determinación de parámetros fisicoquímicos y biológicos. En este trabajo se utilizaron técnicas de interpolación mediante sistemas de información geográfica (SIG), como *inverse of the weighted distance* (IDW), con el fin de obtener mapas de distribución espacial de las variables temperatura, transparencia del agua y oxígeno disuelto (OD) en el embalse Río Tercero (Córdoba). Se demostró cómo los factores ambientales y la intervención antrópica acentúan los procesos de eutrofia en los recursos hídricos y que el uso potencial de los SIG y de métodos de interpolación espacial, a través de la generación de superficies continuas a partir de datos discretos, facilitan la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado y representación de datos para resolver problemas complejos de planificación y gestión.

Palabras clave: embalses, eutrofización, sistema de información geográfica, SIG, análisis estadístico, calidad del agua, gestión de los recursos hídricos, mapa hidrogeológico, Córdoba, Argentina.

Abstract

The freshwater resources available per person have decreased by more than 20% in the last 20 years due to population growth and the exacerbation of climate change. Specifically, in Argentina, lakes and reservoirs in the central-northern part of the country have accelerated their natural processes of siltation and eutrophication, with high nutrient loads, high concentrations of chlorophyll-a and recurrent algal blooms. There are different criteria to determine the trophic status and water quality of these systems, such as biological indicators, trophic indices and the determination of physicochemical and biological parameters. In this work, interpolation techniques using geographic information systems (GIS), such as the inverse of the weighted distance (IDW), were used to obtain spatial distribution maps of the variables temperature, water transparency and dissolved oxygen (DO) in the Río Tercero reservoir (Córdoba). This work demonstrated how environmental factors and anthropic intervention accentuate eutrophication processes in water resources and that the potential use of GIS and the spatial interpolation method, through the generation of continuous surfaces from discrete data, facilitate the collection, management, manipulation, analysis, modeling and representation of data to solve complex planning and management problems.

Keywords: Reservoirs, eutrophication, geographical information systems, GIS, statistical analysis, water quality, water resources management, hydrogeological maps, Córdoba, Argentina.

Recibido: 15/10/2024

Aceptado: 27/06/2025

Publicado *ahead of print*: 16/07/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

Existe multiplicidad de factores que condicionan la dinámica ecosistémica de los recursos hídricos superficiales. Según la ONU-Agua (2019), el cambio climático afecta negativamente a los ecosistemas de agua dulce, pues altera los flujos fluviales y la calidad del agua, poniendo en riesgo la calidad del agua potable incluso con el tratamiento convencional. El origen de los riesgos se encuentra en el aumento de las temperaturas; el incremento de las cargas de sedimentos, nutrientes y contaminantes debido a las excesivas lluvias; la mayor concentración de contaminantes durante las sequías, y la interrupción del funcionamiento de las instalaciones de tratamiento durante las crecidas.

En el último decenio, más del 90 % de los grandes desastres se produjeron a causa de fenómenos hidrometeorológicos extremos: inundaciones, tormentas, olas de calor, sequías y otros. Se prevé que la frecuencia e intensidad de estos fenómenos aumenten debido al cambio climático (ONU-Agua, 2019).

Como consecuencia de los largos periodos de sequía y altas temperaturas registradas en los últimos años, los incendios forestales han sido recurrentes en el mundo y han ocasionado multiplicidad de daños. Bochaty-Noble (2023) menciona que los incendios forestales aumentan el grado de eutrofización de las fuentes de agua. Entre los parámetros

más afectados por un incendio figuran las concentraciones de sedimentos aportados y la variación en las concentraciones de nutrientes disueltos, fundamentalmente nitrógeno y fósforo (Tiedemann, Helvey, & Anderson, 1978; DeBano, Ffolliott, & Baker, 1996).

El aporte de nutrientes aportados por escorrentía superficial y subsuperficial por la fertilización agrícola también ha sido estudiada. Laughinghouse, Smyth, Havens y Frazer (2022) mencionan que tanto el nitrógeno como el fósforo son aplicados regularmente a través de fertilizantes para aumentar el rendimiento de los cultivos. Las preocupaciones ambientales surgen cuando el nitrógeno y el fósforo se filtran en las aguas subterráneas o se escurren durante las lluvias a los arroyos, ríos, lagos y estuarios. El exceso de nutrientes en los sistemas acuáticos puede estimular el crecimiento de plantas y algas.

En la provincia de Córdoba, Argentina, la mayoría de los embalses se clasifica como mesotrófica-eutrófica, con elevadas cargas de nutrientes, floraciones de algas y mortandades recurrentes de peces (Quirós, 1988; Ame, Díaz, & Wunderlin, 2003; Mancini *et al.*, 2010; Bazán *et al.*, 2014; Bonansea, Ledesma, Rodríguez, & Pinotti, 2015).

La cuenca alta del río Ctalamochita está altamente influenciada por la agricultura, el manejo pecuario en alta pendiente, la erosión del suelo, la actividad minera, la descarga de efluentes domésticos no tratados y los provenientes de industrias. Como resultado, la carga de materia orgánica por lo general es alta, lo que provoca una desorganización en el normal funcionamiento del ecosistema y genera la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, como pérdida de los usos potenciales del agua; color, olor y sabor desagradable; trastornos en la salud humana y animal; disminución de la biodiversidad; reducción de la penetración de la luz; mortandad de peces; pérdidas económicas, y aumentos en las

poblaciones de microorganismos patógenos y vectores de enfermedades (Ledesma, Bonansea, Rodríguez, & Sánchez-Delgado, 2013).

Sumado a esto, el embalse Río Tercero atravesó un proceso de cambio profundo en su dinámica ecosistémica a partir de la puesta en marcha de la central nuclear Río Tercero en 1984. Según Mariazzi, Donadelli, Arenas, Di Siervi y Bonetto (1992), la necesidad de un gran suministro de agua de refrigeración modificó la gestión de toda la cuenca. Antes del funcionamiento de la central nuclear se permitían grandes fluctuaciones estacionales del nivel del agua, dejando el embalse casi vacío durante el invierno seco para ser rellenado durante las lluvias de verano. A partir de 1983, las fluctuaciones del nivel del agua se redujeron considerablemente.

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son sistemas de *hardware*, *software* y procedimientos elaborados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación y salida de datos espacialmente referenciados que sirven para resolver problemas complejos de planificación y gestión. Los SIG cuentan con métodos de interpolación espacial que permiten la generación de superficies continuas a partir de datos discretos. Los métodos más usados son Kriging, Spline e IDW. Para la modelización de la calidad del agua, Toro-Chacón *et al.* (2020) recomiendan el método IDW que permite generar mapas temáticos para clasificar los valores interpolados de los diferentes estados tróficos. Esta técnica se utiliza para sintetizar la información de los mapas temáticos en un mapa final que ilustra la distribución espacial de las condiciones de eutrofización del área de estudio.

Los modelos espaciales construidos pueden servir como componentes de un sistema de alerta temprana, ya que podrían sugerir

no solo áreas críticas sino también indicar la necesidad de establecer programas de gestión que permitan mitigar riesgos para la salud pública y/o animal (Rodríguez *et al.*, 2006).

Objetivos

Objetivo general

Generar mapas de distribución espacial de variables indicadoras de calidad del agua mediante técnicas de interpolación espacial con herramientas SIG.

Objetivos específicos

- Monitorear la calidad del agua del embalse.
- Analizar la variabilidad espacio-temporal de los parámetros medidos.
- Aplicar técnicas estadísticas y de interpolación espacial SIG.
- Representar gráficamente la distribución espacio-temporal de las variables temperatura del agua, OD y transparencia del agua.

Materiales y métodos

Área de estudio

El embalse Río Tercero o “Ministro Juan Pistarini” fue construido durante los años 1927-1934 por los ingenieros Fitz Simon y Posse (Figura 1). Está ubicado en la provincia de Córdoba, Argentina. Ocupa una superficie de 46 km², tiene un volumen de 10 hl³, una altura máxima y media de 46.5 m y 12.2 m, respectivamente, y un tiempo de residencia de 0.44 años. Este embalse representa un reservorio estratégico de agua para consumo humano, generación de energía, riego, control de inundaciones, hábitat para diferentes especies de animales y plantas, así como el turismo y actividades recreativas. La cuenca del embalse ocupa un área de 3 300 km² de una región semiárida y montañosa del país (Mariazzi *et al.*, 1992).



Figura 1. Ubicación geográfica y sitios de muestreo del embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina.

Esta cuenca está delimitada al oeste por las Sierras de Comechingones, el cordón montañoso de mayor altura de la provincia de Córdoba. En esta unidad se encuentra el cerro Champaquí, que posee una altura de 2 790 m.s.n.m. y constituye la divisoria de agua o límite superior de la cuenca, la cual se desplaza en sentido sur hasta llegar al cerro de Oro. Por el norte, la cuenca está delimitada por una pendiente que se inicia como prolongación de las Cumbres de Achala, entre el cerro Champaquí y Negro, continuando por las lomas de Athos Pampa y

prolongándose como una línea imaginaria hasta el cerro Calaguala, ubicado en las Sierras Chicas (Bonansea, 2013).

En 1983 comenzó a funcionar en la costa sur del lago una central termonuclear, la cual utiliza las aguas del embalse con fines de enfriamiento a razón de 120 000 m³/h y produce un cambio máximo de temperatura de 7 °C entre la toma y desembocadura, que se genera a través de un canal artificial de 5 km de largo que lleva el agua nuevamente hacia el reservorio (Mariazzi *et al.*, 1992).

Se construyeron dos presas en el río Quillinzo aguas arriba del embalse del Río Tercero; estas dos presas se utilizan para mejorar el uso de la energía. El agua se bombea aguas arriba desde el embalse de Arroyo Corto hasta el embalse de Cerro Pelado durante los picos de excedente energético y se devuelve turbinada durante los picos de demanda (Mariazzi *et al.*, 1992).

La central nuclear posee una potencia eléctrica bruta de 656 MWe y cumple un rol importante en la producción energética de la provincia y el país, aportando energía para más de tres millones de habitantes.

Dada la topografía del terreno, el embalse ha quedado constituido por dos cuerpos de agua o lóbulos comunicados entre sí por un estrechamiento o garganta. El lóbulo de mayor dimensión, situado al oeste, presenta tres brazos donde se encuentran las desembocaduras de los principales tributarios: río Grande, río Santa Rosa, río Quillinzo y la Cruz. En el lóbulo derecho se encuentran las mayores profundidades, y en él se ubica la desembocadura del embalse y la central nuclear (Bonetto, Di Persia, Maglianesi, & Corigliano, 1976).

El clima de la región es templado cálido mediterráneo. La temperatura oscila entre -8 °C en invierno y 40 °C en verano como

extremos históricos, con una media anual de 16.5 °C. Las precipitaciones son abundantes en primavera y verano, y muy escasas en invierno, con una media anual de 730 mm (Bonetto *et al.*, 1976).

Sitios de muestreos

La calidad del agua del reservorio se determinó de manera bimestral en 2018 y 2019 realizando mediciones *in situ*. Se recolectaron muestras de aguas de sitios seleccionados de la zona eufótica para el posterior análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos en laboratorio. Las muestras fueron recogidas y manipuladas de tal forma que los valores de las variables fueran representativos de todo el reservorio en el momento del muestreo. Por otra parte, deben proporcionar una descripción real de las variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua durante el programa de muestreo (Cossavella, 2002).

La metodología de toma de muestra, almacenamiento, conservación, transporte y técnica analítica se hizo de acuerdo con métodos estandarizados (APHA, AWWA, & WEF, 2000).

Los 11 sitios de muestreo se seleccionaron con el objetivo de detectar la mayor variabilidad espacial, teniendo en cuenta la multiplicidad de factores que contribuyen a su funcionamiento, como la influencia del ingreso de agua de los distintos afluentes, de la captura de agua por parte de la central nuclear utilizada en su proceso de enfriamiento y del vertido de agua de la misma al reservorio a través de un canal oficial de enfriamiento.

También se consideró la salida de agua a su único efluente, el río Tercero, en dirección al embalse de Cassaffousth, y la posible influencia de las distintas urbanizaciones situadas en las inmediaciones de dicho

embalse.

Se compararon dos estaciones del año estratégicas: otoño e invierno. Según mencionan estudios antecedentes, la gran fluctuación climática registrada en la última década —como el registro de temperaturas extremas a las medias históricas en otoño e invierno y procesos de déficit y exceso de precipitaciones— genera la presencia cada vez más habitual de florecimientos algales en la estación seca (otoño e invierno) y mortandad de peces en estos reservorios (Bonansea, Garetto, Rodríguez, & Pinotti, 2016; Mariazzi *et al.*, 1992) (Figura 3).

La posible influencia de la actividad de la central nuclear en la dinámica espaciotemporal de las variables estudiadas también se consideró en la elección de las fechas de muestreo, pues en 2018 la central se encontraba inactiva, en una etapa de reacondicionamiento, y no se reanudó su funcionamiento sino hasta el 4 de enero de 2019.

En la estación de otoño, las fechas en las que se efectuó el muestreo fueron el 24 de mayo de 2018 y el 9 de abril de 2019. Para la estación de invierno, las fechas de muestreo fueron el 27 de julio de 2018 y el 30 de julio de 2019 (Figura 1).

Interpolación

Para la generación de mapas de interpolación espacial se utilizaron metodologías de interpolación IDW, basadas en análisis estadísticos que estiman valores de puntos que no tienen información con base en puntos que cuentan con información observada. Dichas interpolaciones permiten que mediante herramientas del *software QGIS* se pueda mostrar el comportamiento de los indicadores de manera visual permitiendo un

mayor entendimiento de los fenómenos ambientales (Quino & Quintanilla, 2013).

IDW usa una combinación lineal de pesos en puntos conocidos para estimar valores de ubicación desconocidos. Es decir, los valores en ubicaciones desconocidas $Z(S_0)$ se determinaron por el valor de ponderación $\lambda_i(S_0)$ y los valores de ubicaciones conocidas $Z(S_i)$, expresados matemáticamente como se muestra en la Ecuación (1) (Quino & Quintanilla, 2013):

$$Z(S_0) = \lambda_i(S_0) * Z(S_i) \quad (1)$$

Los valores de pesos $\lambda_i(S_0)$ se estimaron a través de la distancia inversa de todos los puntos a los nuevos puntos aplicando la Ecuación (2) (Quino & Quintanilla, 2013):

$$\lambda_i = \frac{\frac{1}{\beta d(S_0 S_1)}}{\sum_{i=0}^n \frac{1}{\beta d(S_0 S_1)}}; \beta > 1 \quad (2)$$

Donde:

λ_i = peso para el vecino i (la suma de los pesos debe ser la unidad para garantizar un interpolador imparcial)

$d(S_0 S_1)$ = distancia desde el nuevo punto a un punto de muestra conocido

β = coeficiente utilizado para ajustar los pesos

n = número total de puntos en el análisis de la muestra

Validación

Para evaluar el desempeño del método de interpolación espacial IDW se compararon los valores obtenidos mediante este método con los valores observados *in situ*. Se aplicó un análisis de regresión lineal simple ajustado por el método de mínimos cuadrados (Gómez, 2001), que permitió establecer la relación entre ambas series de datos. La calidad del ajuste se valoró mediante el coeficiente de determinación (R^2), interpretado como la proporción de la variabilidad explicada por el modelo de interpolación (Ecuación (3)):

$$R^2 = SC \text{ Regresión} / SC \text{ Total} = B^2 (SCx / SCy) \quad (3)$$

El coeficiente toma valor de 1 cuando el ajuste es perfecto y 0 cuando es nulo. Es importante indicar que un ajuste nulo solo implica ausencia de relación lineal, pudiendo existir otro tipo de relación (Gómez, 2001).

Para el ajuste de las rectas se utilizó el *software* estadístico *Infostat* y se representan con diagramas de dispersión sus correspondientes rectas de tendencia.

Resultados

La Tabla 1 resume los valores medios, desvíos estándar y valores mínimos y máximos para cada una de las variables estudiadas en el embalse Río Tercero en ambas estaciones.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos para el embalse Río Tercero.

Parámetro	Otoño		Invierno	
	24/05/2018	09/04/2019	27/07/2018	30/07/2019
T mín. (°C)	15.6	20.3	8.5	11.2
T máx. (°C)	17.1	24.5	9.9	16.1
T media (°C)	16.4	21.5	9.1	12.9
Desvío (°C)	0.5	1.6	0.4	1.8
OD mín. (mg/l)	5.4	5.6	9.5	7.1
OD máx. (mg/l)	13.2	10.4	11.4	10.5
OD media (mg/l)	7.9	7.3	10.5	8.7
Desvío (mg/l)	2.4	1.8	0.6	1.0
DS mín. (m)	0.6	0.6	1.3	1.5
DS máx. (m)	5.0	3.0	3.3	3.0
DS media (m)	2.7	1.7	2.2	2.1
Desvío (m)	1.5	1.0	0.8	0.5

Los valores medios de temperatura del agua fueron mayores en 2019 tanto para otoño como para invierno. Se observaron valores inferiores de OD en 2019; esta diferencia estuvo acentuada en invierno. En cuanto a la transparencia del agua, se pudo observar en ambas estaciones que en el año de reactivación de la central nuclear los valores medios fueron menores.

Mapas de interpolación

Como se puede observar en la Figura 2, la temperatura del agua experimenta un aumento generalizado para los dos lóbulos del embalse en 2019, alcanzando valores máximos de 24.5 y 15.5 °C para otoño e invierno, respectivamente. Se destacan en particular los sitios de muestreo 5 y 6 del lóbulo oeste, zona aledaña al canal de enfriamiento de la central nuclear.

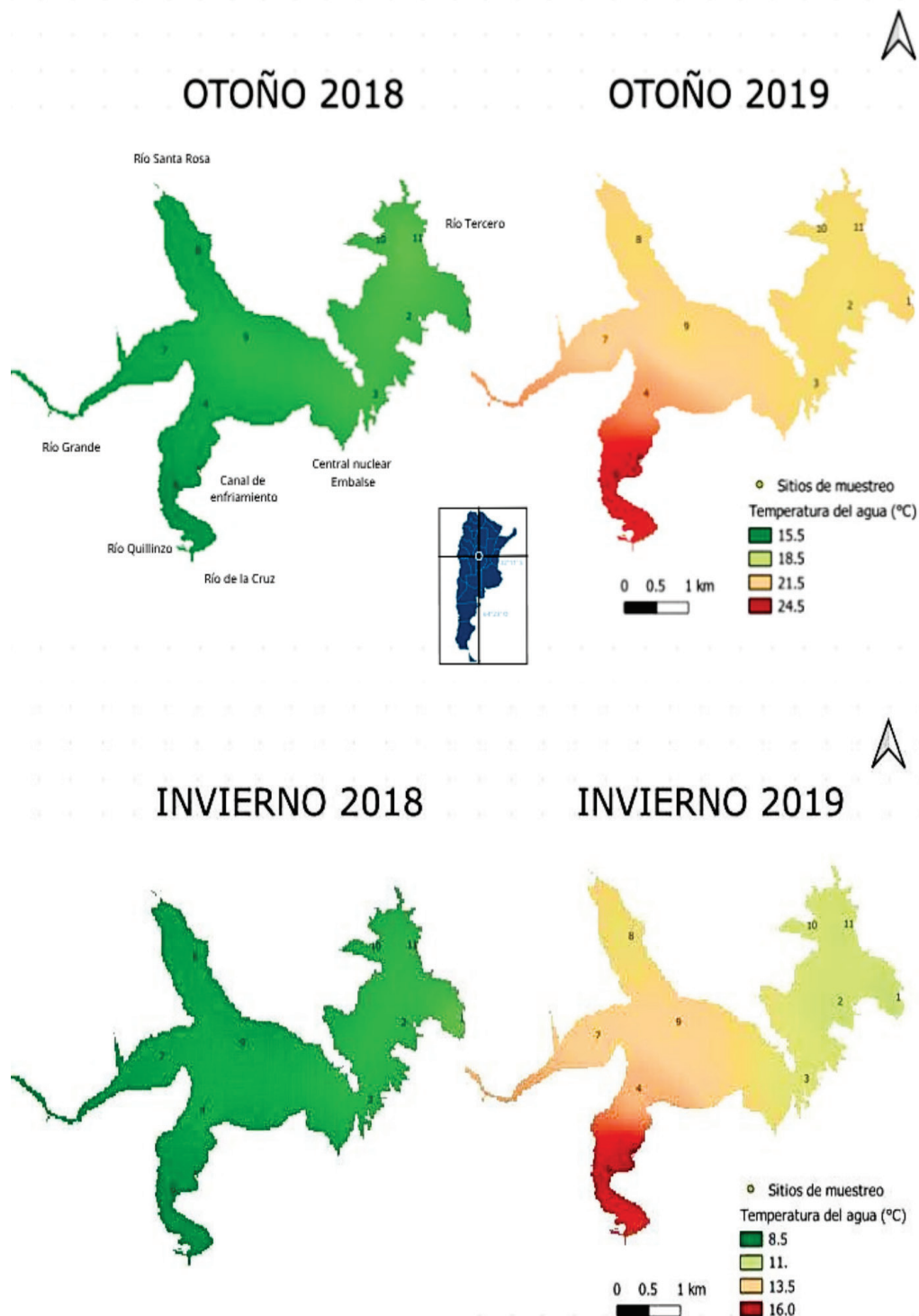


Figura 2. Mapa de interpolación para la variable temperatura (°C) en el embalse Río Tercero.

Para el lóbulo este, el aumento de la temperatura fue de una magnitud relativamente menor que para el lóbulo oeste, pasando de valores cercanos a 5.4 °C para el invierno 2018 a 11 °C para la misma estación al año siguiente.

Interesó en este punto el análisis de las condiciones ambientales de la región para los dos años de estudio, principalmente temperatura del aire y precipitaciones; factores que pueden determinar fuertemente la dinámica de la temperatura del agua, OD y la transparencia del agua en estos reservorios. Para ello, se consultaron registros históricos del Servicio Meteorológico Nacional Argentino (SMN) de temperatura del aire (Figura 3), precipitaciones anuales acumuladas de 1991 a 2020 (Figura 4), y de manera comparativa se presenta la Tabla 2, con las temperaturas mínimas y máximas mensuales históricas (1991-2020), y las mínimas y máximas mensuales para 2018 y 2019.

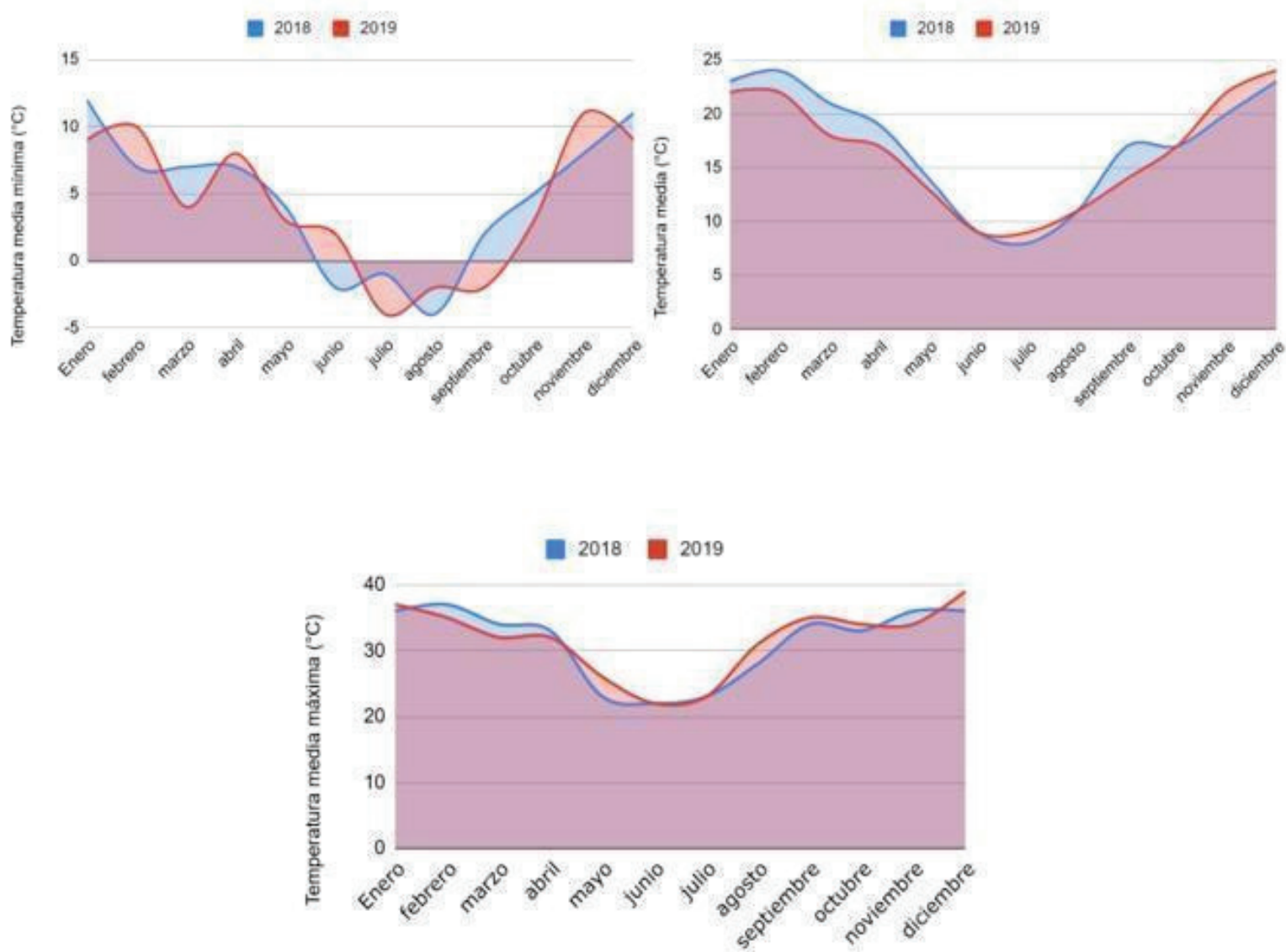


Figura 3. Temperaturas medias mínimas, medias y máximas mensuales.

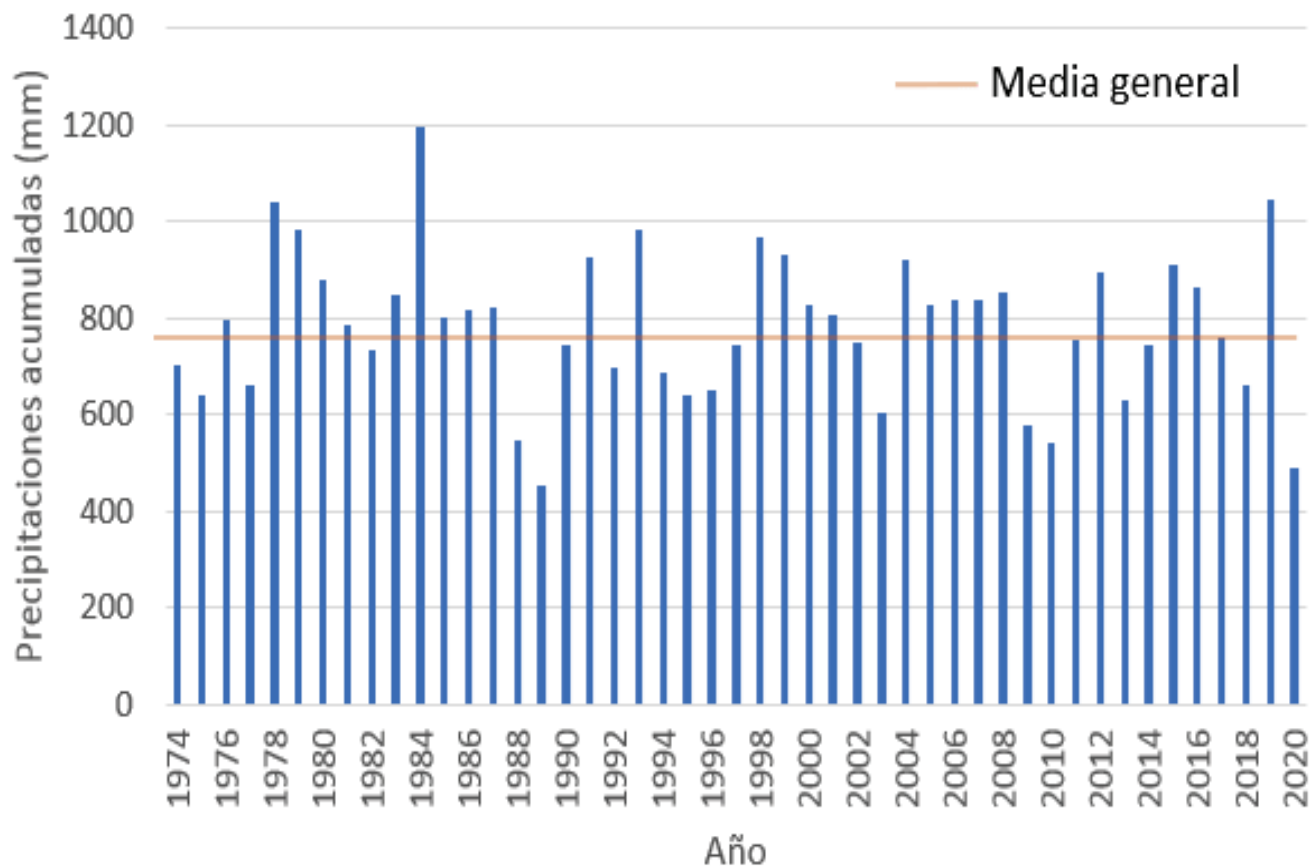


Figura 4. Precipitaciones históricas medias anuales. Fuente: SMN (2024).

Tabla 2. Temperaturas mínimas y máximas para 2018, 2019 e históricas 1991-2020.

Mes	Histórico (1991–2020)		2018		2019	
	Mín. (°C)	Máx. (°C)	Mín. (°C)	Máx. (°C)	Mín. (°C)	Máx. (°C)
Abril	11.6	22.9	7	33	8	32
Mayo	8.2	19.1	4	23	3	26
Junio	4.8	16.3	-2	22	2	22
Julio	3.8	15.7	-1	23	-4	23

Respecto a la variable OD, se puede observar que para el lóbulo oeste (Figura 5), los sitios de muestreo 5 y 6 vinculados con el canal de enfriamiento presentaron valores relativamente elevados de 13.2 mg/l; los sitios vinculados al ingreso de agua de los afluentes río Grande y río Santa Rosa registraron OD ligeramente superiores al resto de los sitios de este lóbulo. Para el lóbulo este, los valores fueron en general bajos de forma homogénea (5.4 mg/l).

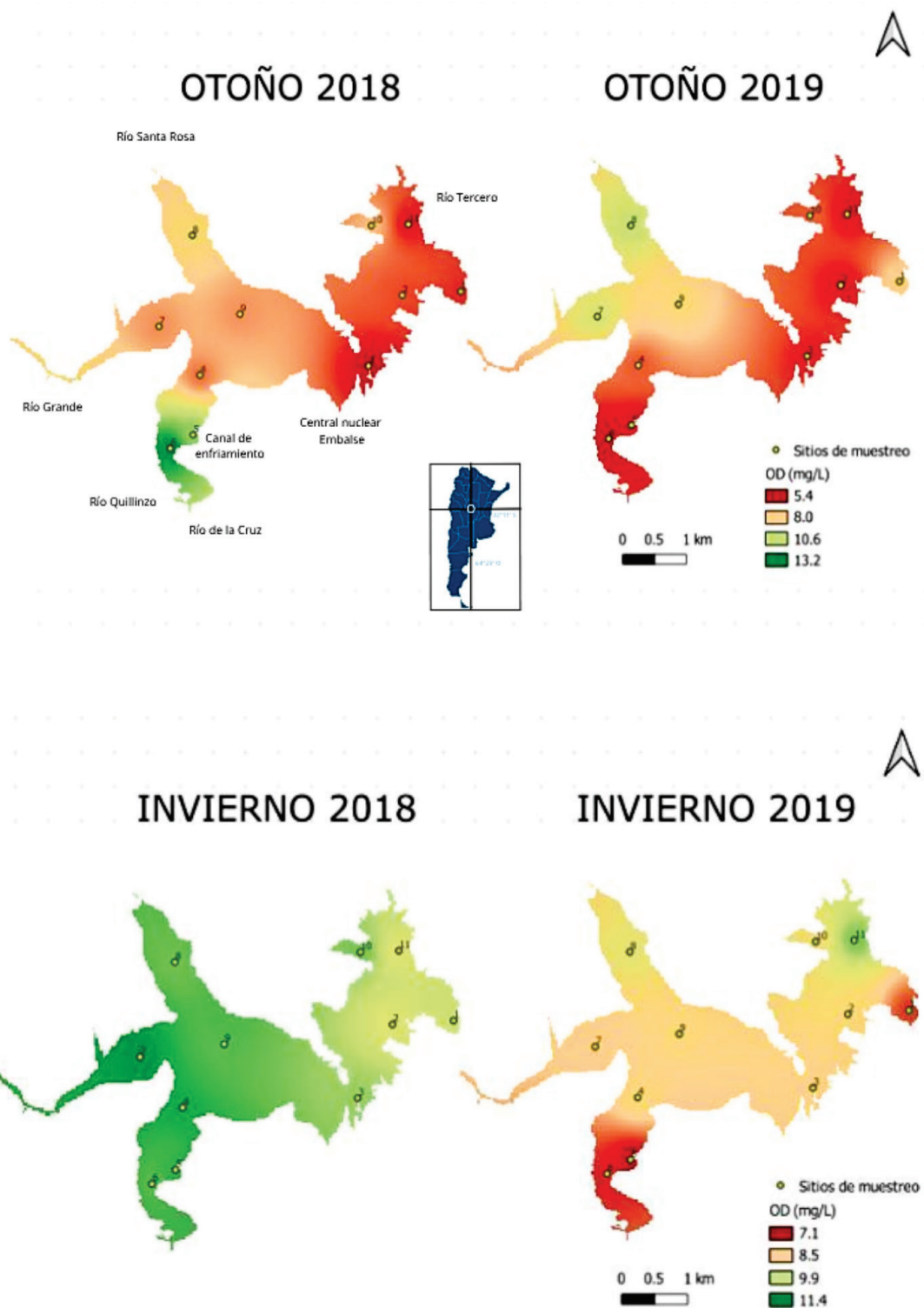


Figura 5. Mapa de interpolación para la variable OD (mg/l) en el embalse Río Tercero.

Para el otoño de 2019 la situación cambió. En el lóbulo oeste, los sitios del muestreo 5 y 6 presentaron valores mínimos, los sitios 7 y 8 presentaron leves aumentos relativos respecto a 2018, y para el lóbulo este el OD presentó valores relativamente bajos, con el sitio 1 diferenciándose con un ligero aumento cercano a los 8.4 mg/l.

En invierno, el comportamiento de la variable OD presentó en términos generales una disminución de los valores. En el lóbulo oeste se destacan los mínimos valores relativos registrados en los sitios 5 y 6. También se destaca el sitio 11, perteneciente al lóbulo este, donde se produce la descarga del efluente Río Tercero, registrando valores medios para invierno 2019 de 11.5 mg/l, comparativamente mayores al resto del lóbulo, y el sitio 1 con valores mínimos de 5.4 mg/l.

Por último, al analizar los mapas obtenidos para la transparencia del agua, se puede observar el comportamiento desigual entre lóbulos respecto a esta variable. El lóbulo oeste presenta una disminución generalizada de los valores medios de transparencia de agua para 2019. Para el lóbulo este, los valores de transparencia en 2018 eran en general más elevados, con medias de 5 m, presentando una disminución de estos valores en 2019.

Para el invierno, en el lóbulo oeste la condición presentó un leve aumento, pasando de valores medio de transparencia de agua entre los 1.25 y 1.90 m en 2018 a valores entre 1.9 y 2.6 m. En el lóbulo este, para los sitios 1, 11 y 10, la transparencia fue levemente inferior para 2019 respecto a 2018 (Figura 6).

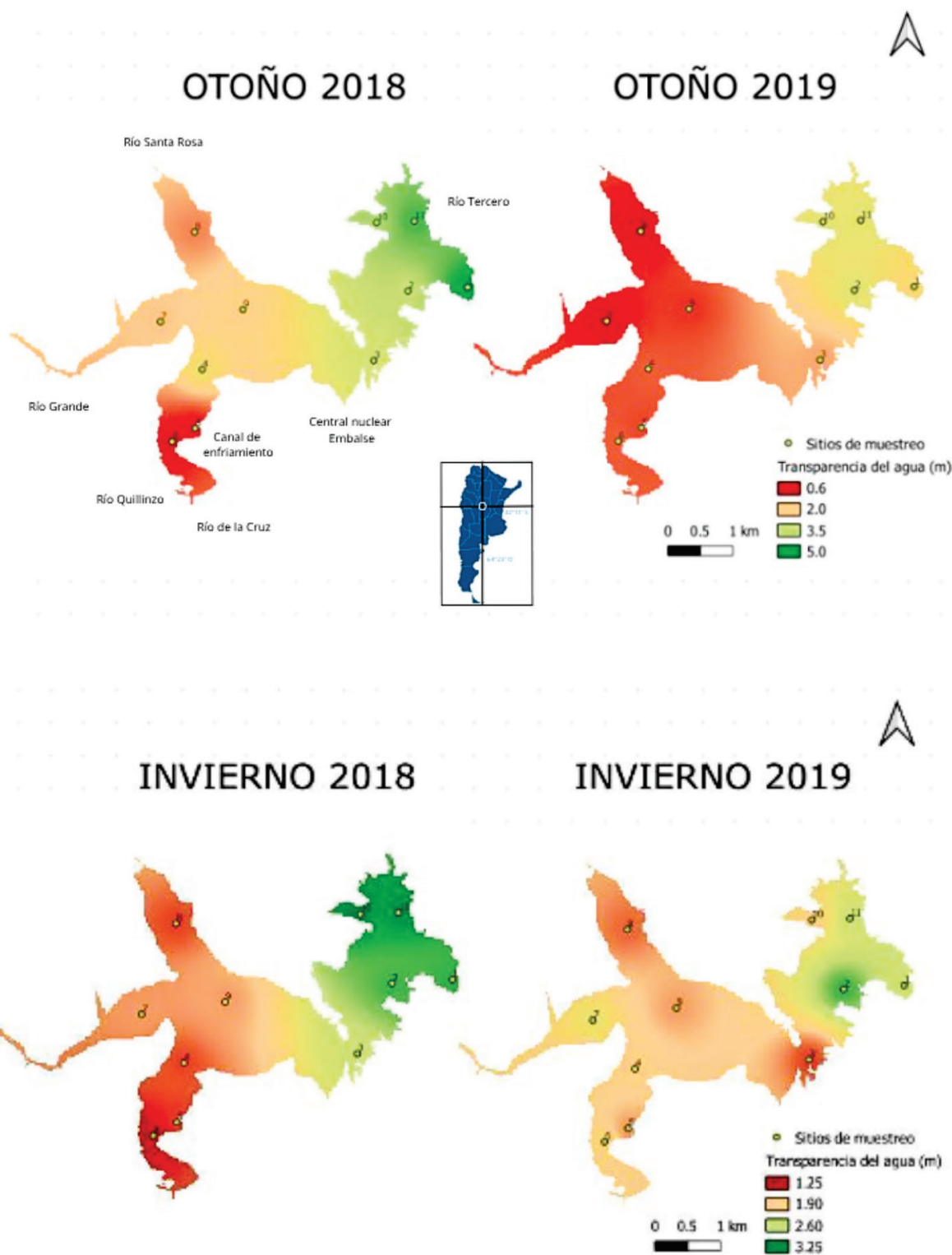


Figura 6. Mapa de interpolación para la transparencia (m) en el embalse Río Tercero.

En la Figura 7 y Figura 8 se presentan los gráficos de los valores observados *in situ* frente a los valores esperados para cada mapa de interpolación y los valores de los coeficientes de determinación R^2 , para la estación de otoño e invierno, respectivamente. Se destaca para la variable temperatura del agua y transparencia del agua valores de R^2 superiores a 0.5 y cercanos o iguales, en algunos casos, a 1.

Otoño - Temperatura, OD y Transparencia

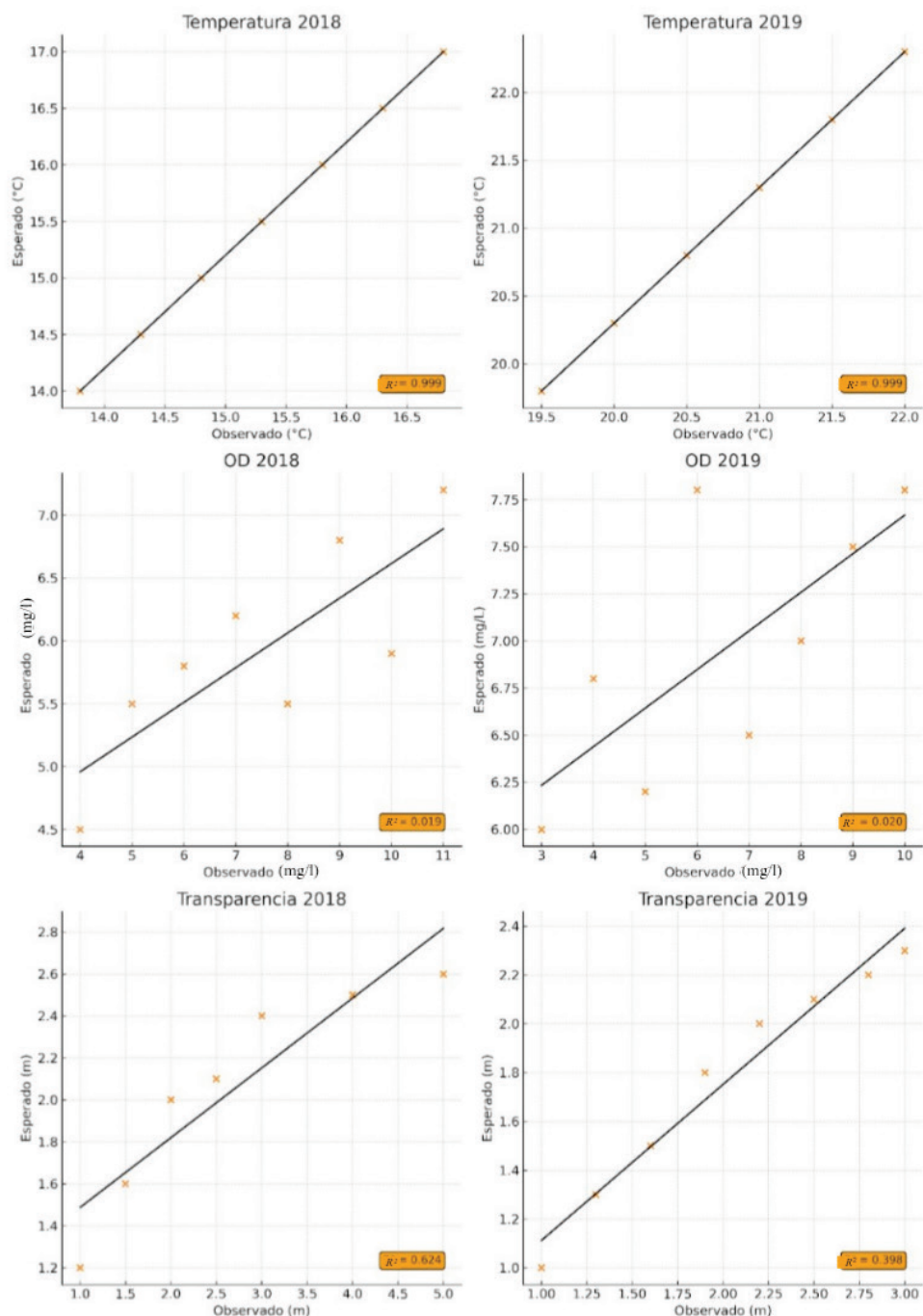


Figura 7. Valores observados y esperados para temperatura, OD y transparencia del agua en otoño.

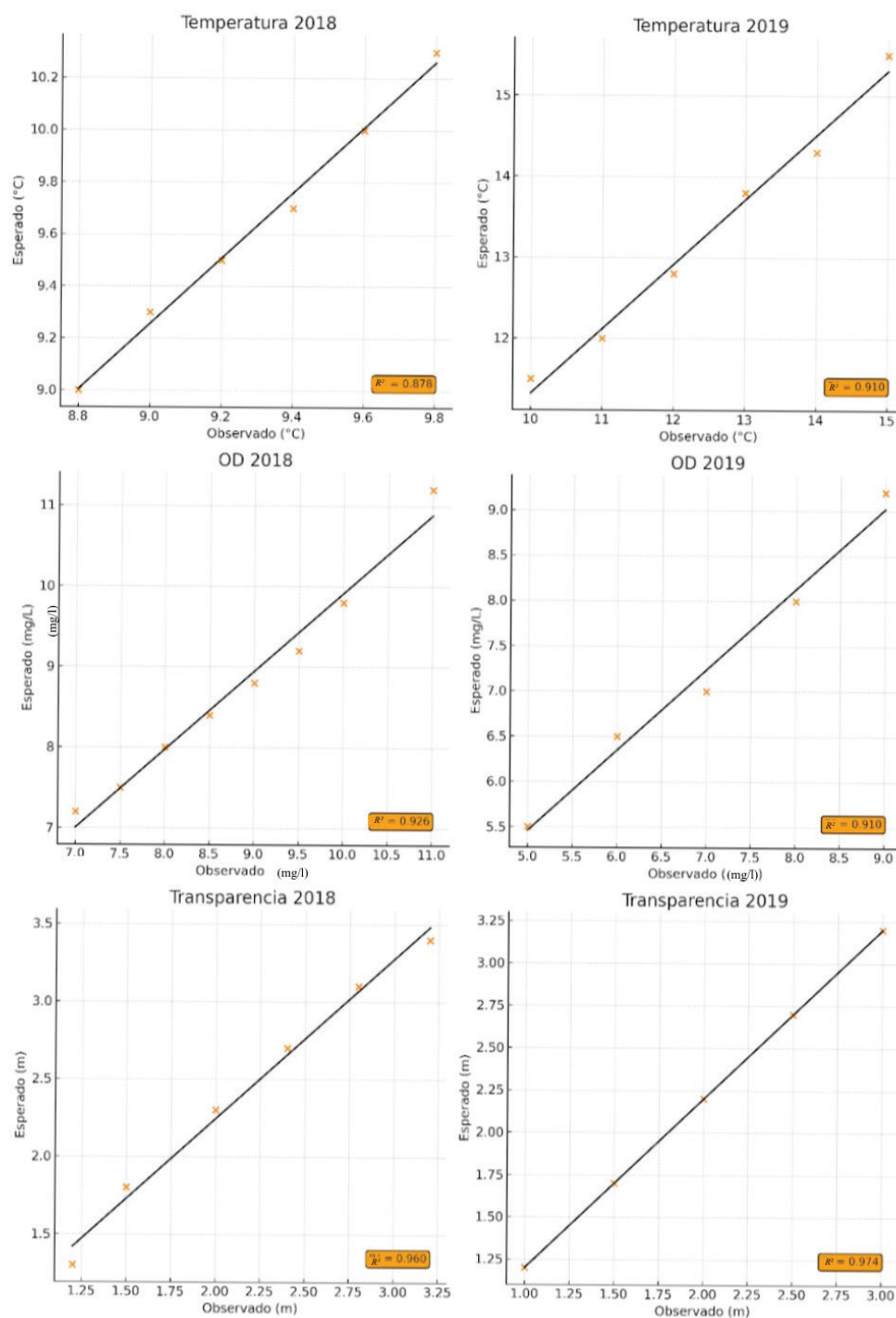


Figura 8. Valores observados y esperados para temperatura, OD y transparencia del agua en invierno.

Discusiones

La determinación de la calidad del agua y la validación del uso de herramientas que faciliten el monitoreo de los recursos hídricos superficiales es esencial en el contexto actual. El análisis climático de los años 2018 y 2019, basado en datos históricos de temperatura del aire y precipitaciones, permite contextualizar los patrones espacio-temporales observados en las variables de calidad del agua. En línea con los objetivos del estudio, se observa que los incrementos en la temperatura del aire y las precipitaciones durante 2019 se corresponden con aumentos en la temperatura del agua, disminuciones en la transparencia y cambios en los niveles de oxígeno disuelto, en particular en sectores influenciados por el canal de enfriamiento de la central nuclear y los afluentes principales. Este vínculo entre las condiciones climáticas y las respuestas limnológicas en el embalse evidencia la utilidad del enfoque de interpolación espacial aplicado, ya que permite representar y comprender la dinámica ambiental bajo el impacto de factores meteorológicos y antrópicos, tal como lo plantean los objetivos específicos del trabajo.

Durante el periodo bajo análisis se observó un aumento generalizado de los valores de temperatura del agua para 2019 respecto a 2018 en la estación seca (otoño-invierno). Analizando los registros de temperatura del aire, si bien las temperaturas medias no acusan grandes diferencias interanuales, el análisis de las temperaturas mínimas y máximas medias demuestra una profundización de la amplitud térmica en los últimos años, con valores mínimos mensuales inferiores a la medias mínimas mensuales históricas y máximas superiores a las máximas mensuales históricas en los últimos años. Esto permitiría pensar que

existe correlación entre las temperaturas extremas del aire registradas por la estación meteorológica Río Cuarto-Aero, del SMN, para los meses otoño-invernales bajo estudio en 2019, con el aumento de la temperatura del agua para el mismo año.

Cabe mencionar que si bien el aumento se evidenció generalizado en el embalse, se destacan valores máximos en 2019, año de reactivación de la central nuclear, para la zona aledaña al canal de enfriamiento que libera agua a altas temperaturas (Mariazzi *et al.*, 1992).

Otra variable que puede contribuir al incremento de la temperatura del reservorio es el aumento de las precipitaciones registrado en 2019 respecto a la media histórica (1974-2020), ya que esto genera un mayor caudal aportado por los afluentes. El ingreso de mayores volúmenes de agua, particularmente durante eventos de precipitación intensa, puede modificar el balance térmico del embalse y favorecer la redistribución de masas de agua con temperaturas relativamente superiores a la media del reservorio. En este sentido, el lóbulo oeste presenta mayor afectación debido a que recibe la descarga de múltiples tributarios, lo que incrementa la influencia hidrológica sobre su dinámica térmica.

Estas dos variables climáticas —temperatura del aire y régimen de precipitaciones— generan consecuencias tanto en la dinámica térmica del agua como en otras variables asociadas a la calidad del agua, como el OD.

Es esperable que el lóbulo oeste presente valores superiores a los encontrados en el lóbulo este debido a que el ingreso de agua de los ríos tributarios genera mayor turbulencia y contribuye a la oxigenación del agua. Más aún si las precipitaciones son superiores a la media, como se registraron en 2019.

De nuevo se destacan los sitios vinculados con la descarga del canal de enfriamiento. Para 2018 sin funcionamiento de la central, los valores de OD fueron cercanos a 13.2 mg/l, 7.8 mg/l mayor a los valores registrados el año siguiente con la central en funcionamiento.

Los valores elevados de OD encontrados en el sitio de muestreo 11 para el invierno de 2019 podrían explicarse por la descarga de agua al Río Tercero, camino al embalse Cassaffousth, que generaría un aumento de la turbulencia puntual y podría ocasionar un incremento relativo de los valores de ésta variable.

Todos los efectos mencionados anteriormente afectan el comportamiento de la última variable de interés en este estudio: la transparencia del agua.

Analizando la dinámica interanual en el lóbulo oeste, se observa una disminución generalizada de la transparencia del agua para el otoño de 2019, pudiendo estar fuertemente vinculado con el aumento de las precipitaciones, lo cual contribuye a un incremento de las cargas de sedimentos, nutrientes y contaminantes de orígenes agrícolas, urbanos y de grandes episodios de incendios forestales registrados en la zona, cuyos sedimentos son arrastrados por las lluvias pendiente abajo, llegando a los cursos de los ríos y, en última instancia, a los recursos hídricos superficiales, como el embalse Río Tercero (Bochatey-Noble, 2023). La velocidad del agua que ingresa genera turbulencia y provoca que los sedimentos se encuentren en la superficie. Otro efecto del que existen antecedentes es el de los *blooms* algales en estación seca. Bonansea *et al.* (2016) mencionan que si bien la productividad primaria está principalmente relacionada con la temperatura, la radiación solar y disponibilidad de nutrientes (Margalef, 1983), se esperaría que los periodos de mayor abundancia de fitoplancton y riesgos de floraciones

ocurriesen en la estación húmeda, la cual corresponde a la primavera y verano. Sin embargo, se encontró la situación inversa. Esta condición puede estar relacionada con los procesos de estratificación térmica que podrían estar sucediendo dentro del embalse. Así, de existir condiciones de anoxia en el hipolimnio, la alta productividad primaria registrada en la estación húmeda podría haber generado un aumento en las concentraciones de fosfato y amonio, lo que favorecería el mayor desarrollo y abundancia de fitoplancton en la estación seca, producto de la recirculación de nutrientes desde el hipolimnion durante la mezcla, como ocurre en los ambientes eutróficos, promoviendo la persistencia de floraciones de cianofíceas.

En el invierno, para el lóbulo oeste, los valores de transparencia tienden a aumentar, pudiendo asociarse con las bajas o nulas precipitaciones registradas en esta estación debido al régimen de precipitaciones monzónicas de la región.

El lóbulo este se presenta con mayor resiliencia, comparado con el lóbulo oeste, lo cual puede deberse a que los sedimentos decantan por la falta de movimiento del agua, ya que cuenta con un único afluente, con lo cual la disminución de la transparencia es relativamente menor.

Las consecuencias de la variabilidad climática —principalmente de las fluctuaciones térmicas en la comunidad de peces de estos recursos hídricos superficiales— han sido estudiadas. En un estudio realizado por la Universidad Nacional de Río Cuarto (comunicación personal), se observó elevada mortandad de peces en 2007 en los embalses Río Tercero, Cassaffousth y Piedras Moras, con una numerosidad de varios miles de ejemplares.

La baja temperatura tendría un rol muy importante en la aparición de la enfermedad al registrarse el invierno más frío de las últimas tres décadas. El estrés debido a la baja temperatura produciría un desequilibrio y alteraciones en la barrera mucosa epitelial de los peces, principalmente del género *Astyanax*. Ante dicha situación el *Oomycetes*, *Saprolegnia parasitica* invade y lesiona la piel. En 2009 se registraron animales de distintas especies muertos en el embalse Piedras Moras, Córdoba, Argentina. Dado el extremo valor resultante de la concentración de clorofila-a (2022 mg/m^3), la presencia de algas potencialmente tóxicas (*Cyanophyceae*) y ante la denuncia de una mortandad presuntamente conexas de animales, se realizó un primer estudio expeditivo, y se concluyó que la presencia de cianobacterias en estos ambientes altamente eutrofizados genera toxinas de alta peligrosidad que atentan contra la salud animal y humana.

La distribución espacial heterogénea de los puntos de muestreo, así como su cantidad limitada pueden influir en la precisión local de las estimaciones, en especial en zonas más alejadas de los puntos observados. A pesar de estas limitaciones, los resultados obtenidos son consistentes con la dinámica limnológica conocida del embalse, lo que refuerza su validez y utilidad operativa. Incluir esta evaluación de la calidad de los resultados permite aportar una visión más robusta y transparente de las posibilidades y restricciones del método, constituyendo un aporte significativo para futuras investigaciones y aplicaciones en otros cuerpos de agua. Es una herramienta de alta aplicabilidad en estudios de calidad de agua, como en cualquier otro campo donde se pretenda conocer la dinámica espacial de distintas variables, simplificando la obtención de datos *in situ* y obteniendo un gran

volumen de información confiable en pos de contribuir a la mejora del manejo del ambiente.

Si bien en este trabajo se utilizó el coeficiente de determinación (R^2) como métrica principal de validación, se reconoce la importancia de incluir indicadores adicionales, como el error cuadrático medio (RMSE), el error absoluto medio (MAE), el error medio (ME) y el error porcentual absoluto medio (MAPE) en futuros estudios, que permitirían evaluar de forma más exhaustiva la precisión del modelo y su capacidad predictiva. La aplicación de estas métricas requerirá una base de datos más extensa y representativa tanto espacial como temporalmente.

En tal sentido, se recomienda continuar el monitoreo del embalse y ampliar la cantidad de observaciones para incrementar la confiabilidad de los modelos de interpolación espacial.

Conclusiones

La disponibilidad de los recursos hídricos es un problema mundial, al igual que la calidad del agua para su aprovechamiento. Debido a esto, se deben seguir programas de vigilancia de los sistemas acuáticos continentales con el objetivo de mantener la calidad y conservar la biodiversidad biológica, así como generar medidas de remediación en sistemas impactados.

Los métodos de interpolación espacial demostraron ser herramientas de gran utilidad y precisión —como lo indicó su validación estadística— para comprender la dinámica espacial y temporal de las variables estudiadas, lo que permite analizar de manera gráfica y asequible las diferencias temporales en un programa de monitoreo continuo.

En el embalse de Río Tercero, la base de datos generada a partir de los monitoreos efectuados resultó suficiente para aplicar modelos empíricos básicos. Los métodos de interpolación espacial empleados en este estudio permitieron determinar las variaciones espaciales y temporales de los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ*.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la importancia de realizar un seguimiento continuo del embalse de Río Tercero para crear una base sólida sobre su estado actual y evitar el avance hacia un estado de eutrofización mayor.

Cabe destacar que si bien en este trabajo se analizó solo el embalse de Río Tercero, se debería hacer una evaluación conjunta de los embalses encadenados de la cuenca alta del Río Tercero, pues pese a ser sistemas independientes, es posible que exista una relación entre ellos.

Referencias

- Ame, M., Díaz, M., & Wunderlin, D. (2003). Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina): A field and chemometric study. *Environmental Toxicology*, 18(3), 192-201. <https://doi.org/10.1002/tox.10114>
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation (WEF). (2000). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed.). Washington, D.C., USA: American Public Health Association.

- Bazán, R., Larrosa, N., Bonansea, M., López, A., Busso, F., & Cosavella, A. (2014). Programa de monitoreo de calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba-Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba*, 1(2), 27-34.
- Bonansea, M. (2013). *Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Bonansea, M., Ledesma, C., Rodríguez, C., & Pinotti, L. (2015). Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir, Argentina. *Hydrology Research*, 46(3), 377-388. <https://doi.org/10.2166/nh.2014.174>
- Bonansea, M., Garetto, E., Rodríguez, C., & Pinotti, L. (2016). Implementación de una nueva técnica para determinar el estado trófico del embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 31, 40-49. Recuperado de <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/6586>
- Bochatey-Noble, O. (2023). *Evaluación temporal de geoindicadores espectrales del estado trófico: incendio del 2009 en cuenca alta del río Ctlamochita, Córdoba*. (Tesis de grado). Recuperado de https://biblio.unvm.edu.ar/opac_css/45136/3523/TFG-2023-BOCHATEYNOBLE-O.pdf
- Bonetto, A. A., Di Persia, D. H., Maglianesi, R., & Corigliano, M. C. (1976). Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalses de la región central de Argentina. *Ecosur*, 3(5), 47-120.

- Cossavella, A. (2002). *Influencia de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutrofización de las aguas del embalse Los Molinos* (tesis de maestría). Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, Argentina.
- DeBano, L. F., Ffolliott, P. F., & Baker, M. B. (1996). Fire severity effects on water resources. In: *The use of fire in forest restoration* (informe técnico RM-GTR-289) (pp. 77-84). Fort Collins, USA: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Gómez, R. (2001). Una nueva aproximación al conocimiento científico. *Educación Física y Ciencia*, 5, 68-77.
- Laughinghouse, H. D. IV, Smyth, A., Havens, K., & Frazer, T. (2022). Repensando el papel del nitrógeno y fósforo en la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. *EDIS*, SG191. <https://doi.org/10.32473/edis-sg191-2022>
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., & Sánchez-Delgado, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3), 419-425. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>
- Liu, Y., Guo, H., & Yang, P. (2010). Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll-a: A multivariate statistical model analysis. *Ecological Modelling*, 221, 681-688. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.03.010>
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona, España: Editorial Omega.

- Mancini, M., Rodríguez, M., Bagnis, G., Liendo, A., Prosperi, C., Bonansea, M., & Tundisi, J. (2010). Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 841-845. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400015>
- Mariazzi, A. A., Romero, M. C., Conzonno, V. H., & Mariñelarena, A. J. (2005). Results of a limnological study in a reservoir previous to the functioning of a nuclear power plant (embalse del Río III, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 1(20), 57-68. <https://doi.org/10.14409/natura.v1i20.3575>
- Mariazzi, A. A., Donadelli, J. L., Arenas, P., Di Siervi, M. A., & Bonetto, C. (1992). Impact of a nuclear power plant on water quality of embalse del Río Tercero reservoir (Córdoba, Argentina), *Hidrobiología*, 246, 129-140. <https://doi.org/10.1007/BF00014700>
- ONU-Agua. (2019). *Informe de políticas de ONU-Agua sobre el cambio climático y el agua*. Recuperado de <https://www.unwater.org/publications/un-water-policy-brief-on-climate-change-and-water/>
- Quino, I., & Quintanilla, J. (2013). Índice de calidad del agua en la cuenca del lago Poopó-Uru Uru aplicando herramientas SIG. *Revista Boliviana de Química*, 30(1), 91-101.
- Quirós, R. (1988). Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 23, 647-658. <https://doi.org/10.1080/03680770.1987.11899688>

- Rodríguez, C., Bonansea, M., Bonatto, F., Reynoso, V., Prosperi, C., Mancini, M., & Ledesma, C. (2006). Remote sensing–GIS to predict the risk of eutrophication in aquatic systems. In: *Proceedings of the Med-e-Tel Conference* (pp. 343-345). Luxembourg: Luxexpo.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional Argentino (2024). *Estadísticas climáticas*. Recuperado de <https://www.smn.gob.ar/estadisticas>
- Tiedemann, A. R., Helvey, J. D., & Anderson, T. D. (1978). Stream chemistry and watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington. *Journal of Environmental Quality*, 7(4), 580-588. <https://doi.org/10.2134/jeq1978.00472425000700040023x>
- Toro-Chacón, L., Díaz-Celiz, C., Cárdenas, J., Aguilar, L., Pimienta-Rueda, A., & Torres-Mora, M. (2020). *Aplicación de tecnologías SIG en el análisis geoespacial de determinantes de calidad del agua: oxígeno disuelto, pH y temperatura del agua*. Ponencia presentada en el congreso organizado por Ecopetrol S. A. Villavicencio, Colombia: Centro de Innovación y Tecnología, Instituto Colombiano del Petróleo (Dirección).