



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias Δ Agua



Cuenca del río Guayas, Ecuador. Foto: José María Campo Carrera.

Portada: cuenca del río Guayas, Ecuador.

La cuenca del río Guayas en Ecuador es la más grande en la vertiente Pacífico de Suramérica, con un área de 34 500 km² (12.57 % del territorio nacional). Dentro de la cuenca, el embalse Daule-Peripa constituye la mayor reserva de agua del país, garantizando agua para consumo de más de ocho millones de personas, además de riego y generación hidroeléctrica.

Ver el artículo “Sistema de ayuda a la decisión para la gestión hidrológica del río Guayas/ Decision support system for the hydrological management of the Guayas River” de José María Campo-Carrera, Miguel Angel Cedeño-Villarroel, Mauricio Boada-Herrera y Angel Udias.

Foto: José María Campo-Carrera.



Consejo Editorial

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

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

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

Editora en Calidad del Agua
Dra. 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

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

• **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 Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **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 •



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Índice de escasez hídrica en la cuenca del río Ambi, Ecuador

Paúl Arias-Muñoz

David Díaz-Chapués

Santiago Cabrera-García

Gabriel Jácome-Aguirre

Límites a la articulación, descentralización y participación en el agua potable rural chilena

Claudio Pareja-Pineda

Spatio-temporal trends in precipitation and temperature, as well as changes in Köppen-Geiger climate classes in the Sila river sub-basin, Mexico (1956-2015)

Raquel Segundo-Sandoval

Luis Ricardo Manzano-Solís

Roberto Franco-Plata

Víctor Hugo Guerra-Cobián

Valor económico del agua en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México

Jonathan Hernández-Pérez

Oscar A. Arana-Coronado

Juan Hernández-Ortiz

Ramón Valdivia-Alcalá

Índice de calidad como indicador de efectividad en la potabilización del agua del río Carrizal

Ana Karina Alcívar-Cedeño

Sistema de ayuda a la decisión para la gestión hidrológica del río Guayas

José María Campo-Carrera

Miguel Angel Cedeño-Villarroel

Mauricio Boada-Herrera

Angel Udias

Evaluación del riesgo por sequía hidrológica en áreas urbanas de México: Guadalajara y Monterrey

Heidy Viviana Castellano-Bahena

David Ortega-Gaucin

Análisis de frecuencias de crecientes trivariados con dependencia regional y funciones Cópula

Daniel Francisco Campos-Aranda



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Water scarcity index in the Ambi river basin, Ecuador

01

Paúl Arias-Muñoz

David Díaz-Chapués

Santiago Cabrera-García

Gabriel Jácome-Aguirre

Limits to intersectoral articulation, decentralization and participation in the Chilean rural drinking water policy

41

Claudio Pareja-Pineda

Tendencias espacio-temporales de precipitación y temperatura, así como cambios en clases climáticas de Köppen-Geiger en la subcuenca del río Sila, México (1956-2015)

84

Raquel Segundo-Sandoval

Luis Ricardo Manzano-Solís

Roberto Franco-Plata

Víctor Hugo Guerra-Cobián

Economic value of water in Irrigation District 003 Tula, Hidalgo, Mexico

138

Jonathan Hernández-Pérez

Oscar A. Arana-Coronado

Juan Hernández-Ortiz

Ramón Valdivia-Alcalá

Quality index as an indicator of effectiveness in the water's purification from Carrizal River

173

Ana Karina Alcívar-Cedeño

Decision support system for the hydrological management of the Guayas River

237

José María Campo-Carrera

Miguel Angel Cedeño-Villarroel

Mauricio Boada-Herrera

Angel Udias

Hydrological drought risk assessment in urban areas of Mexico: Guadalajara and Monterrey

295

Heidy Viviana Castellano-Bahena

David Ortega-Gaucin

Trivariate flood frequencies analysis with regional dependence and Copula Functions

381

Daniel Francisco Campos-Aranda

Notas (originales)***Notes (original)*****Notas (traducción)*****Notes (translation)***

Agronegocio y nuevos pactos hidrosociales en América Latina:
expansión agroexportadora en la región de Ñuble, Chile

Alexander Panéz

Stephanie Barraza

*Agribusiness and new hydro-social pacts in Latin America:
Agroexport expansion in the Ñuble region, Chile*

Alexander Panéz

Stephanie Barraza

442

Service quality models in the public drinking water supply in
Mexico

Jorge Silva

*Modelos de calidad de servicio en el suministro público de
agua potable en México*

Jorge Silva

488

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-01

Artículos

Índice de escasez hídrica en la cuenca del río Ambi, Ecuador

Water scarcity index in the Ambi river basin, Ecuador

Paúl Arias-Muñoz¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1263-2748>

David Díaz-Chapúes², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4849-4866>

Santiago Cabrera-García³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6114-2043>

Gabriel Jácome-Aguirre⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8305-6226>

¹Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador / Laboratorio de Geociencias y Medio Ambiente, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador, dparias@utn.du.ec

²Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador, eddiazc@utn.edu.ec

³Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador / Laboratorio de Geociencias y Medio Ambiente, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador, jscabrera@utn.edu.ec

⁴Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador / Laboratorio de Geociencias y Medio Ambiente, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador, gajacomea@utn.edu.ec

Autor para correspondencia: Paúl Arias-Muñoz, dparias@utn.edu.ec

Resumen

La disponibilidad y aprovechamiento del recurso hídrico actualmente es un problema que afecta el desarrollo de la vida y de actividades económicas. A pesar de que Ecuador es uno de los países con mayor disponibilidad de agua por habitante, el aumento de la demanda ejerce presión sobre las vertientes de abastecimiento. El presente estudio tuvo por objetivo determinar la escasez hídrica en la subcuenca del río Ambi, ubicada en la provincia de Imbabura en Ecuador, durante el periodo 1990-2017. Para ello, se determinó el índice de escasez hídrica (IEH) mediante el cálculo de la oferta y demanda hídrica usando los sistemas de información geográfica. La oferta hídrica se calculó con el uso del modelo hidrológico SWAT y los caudales simulados fueron validados con información recopilada desde el Instituto de Meteorología e Hidrología de Ecuador (INAMHI). Como resultados se obtuvo que durante el periodo 1990-2017, el valor promedio de la oferta hídrica fue de 4.94 m³/s y su demanda hídrica total fue de 17 m³/s. Esto demuestra que mientras la oferta disminuye, la demanda aumenta. Además, los valores obtenidos para el IEH se triplican desde el periodo 1990-1996 hasta el periodo 2007-2018 al pasar de 57.26 a 183.57 %. En consecuencia, los resultados

evidencian la alta presión ejercida desde la demanda a la disponibilidad de recursos hídricos.

Palabras clave: oferta hídrica, demanda de agua, modelo hidrológico, SWAT, caudal, disponibilidad hídrica.

Abstract

The availability and use of water resources is currently a problem that affects the development of life and economic activities. Although Ecuador is one of the countries with the highest water availability per inhabitant, the increase in demand puts pressure on water supply sources. This study aimed to determine water scarcity during 1990-2017 in the Ambi river sub-basin, located in the province of Imbabura in Ecuador. For this purpose, the water scarcity index (IEH) was defined by calculating water supply and demand using Geographic Information Systems. The water supply was estimated using the SWAT hydrological model to simulate flows. The flows were validated with information from the Institute of Meteorology and Hydrology of Ecuador (INAMHI). The average value of water supply during the period 1990-2017 was 4.94 m³/s, and its total water demand was 17 m³/s. This shows that as supply decreases, demand increases. In addition, the values obtained for the IEH tripled from the period 1990-1996 to the period 2007-2018, going from 57.26 to 183.57%. Consequently, these results evidence the high pressure from the demand for the availability of water resources.

Keywords: Water supply, water demand, hydrological model, SWAT, water flow, water availability.

Recibido: 19/04/2023

Aceptado: 30/08/2023

Publicado Online: 05/09/2023

Introducción

Actualmente, la demanda por los recursos hídricos es elevada frente a la oferta, principalmente debido al uso y aprovechamiento del agua disponible, ocasionando problemas en la disponibilidad y escasez del recurso en varias regiones del mundo (Alcamo, 2013). Al determinar la oferta es posible conocer la capacidad hídrica de una cuenca hidrográfica; para ello se ha desarrollado varios modelos de simulación, los cuales están enfocados en la evaluación y predicción cuantitativa. Los modelos hidrológicos basados en parámetros físicos y determinísticos, como Hydrologic Simulation Package Fortran (HSPF) (Thober *et al.*, 2022), Agricultural Non-Point Source (AGNPS) (Lindi, 2014), o Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Son, Le Huong, Loc, & Tran, 2022) sirven como herramienta de predicción de la oferta hídrica en cuencas hidrográficas. El modelo hidrológico SWAT, desarrollado por el Departamento Agrícola de Estados Unidos (USDA) y el Servicio de Investigación Agrícola (ARS), es utilizado para modelar la generación de agua y sedimentos en una unidad hidrográfica (Barrios & Urribarri, 2009; Gillig, McCarl, & Boadu, 2011). Por otra parte, la relación de la oferta y demanda hídrica se usa como un indicador del nivel de presión sobre el recurso hídrico, expresado de forma porcentual mediante el índice de escasez hídrica (IEH)

(Betancur, Jaramillo, & Molina, 2011). El uso de herramientas como el IEH permite comprender y cuantificar los impactos negativos en la gestión del recurso hídrico producto del incremento constante de la demanda del recurso hídrico para su consumo y aprovechamiento.

Existe una variación de la disponibilidad hídrica respecto a los habitantes en el planeta y su lugar de residencia. La mayor diferencia se establece entre Asia y Sudamérica, continentes que concentran diferentes proporciones de habitantes con alrededor del 60 y 6 % de la población mundial, respectivamente; sin embargo, disponen de similares reservas hídricas, que oscilan entre el 36 y 26 %, respectivamente (BID, 2009). Aunque en Latinoamérica existe mayor disponibilidad de agua respecto a su número de habitantes, también hay evidencia de que con el aumento de la población, las demandas por el agua se han tornado conflictivas (Martínez-Austria, 2013; Mejía, 2014; Chamba-Ontaneda, Massa, & Fries, 2019; Huang, Yuan, & Liu, 2021).

Ecuador es uno de los países con mayor concentración de redes hídricas por unidad de superficie (Tromben, 2011). La disponibilidad hídrica anual por habitante en el país es de 22 500 m³, y la disponibilidad de sus principales vertientes es de 4 863.41 m³/hab/año en la vertiente costera y 172 786.36 m³/hab/año en la vertiente amazónica (Weemaels, 2009; Campos, Sinichenko, & Gritsuk, 2014). La disponibilidad hídrica promedio y la que presentan ambas vertientes sobrepasan el umbral de estrés hídrico, que es 1 000 m³/habitante/año, lo cual fue establecido por Falkenmark (1999). Por ello, en Ecuador, la escasez hídrica se construye a través de otros factores. Aunque la oferta hídrica varía geográfica y temporalmente por la distribución de las cabeceras de cuencas

hidrográficas, y la presencia de una marcada época lluviosa y una época seca (Calles, 2016), no son las condiciones climáticas y geográficas las que marcan la escasez hídrica en el territorio ecuatoriano.

En el país, los factores que propician la escasez hídrica son la presión demográfica y las decisiones políticas implementadas para satisfacer la demanda de actividades económicas y uso de suelo (Küffner, 2005; Zapatta & Gasselin 2005; Weemaels, 2009). De acuerdo con la información de los boletines de la Secretaría Nacional del Agua (Senagua) (Senagua, 2011), el mayor porcentaje de uso y aprovechamiento hídrico está destinado al sector agrícola, con un 80 %, mientras que para el uso doméstico se destina un 13 % y finalmente al sector de la industria un 7 %. Bajo esta estadística queda claro que la presión de la demanda agrícola e industrial en el país marca la disponibilidad de agua en el territorio. A esto se suman los conflictos por el agua en, resultado de las tendencias regionales y locales de crecimiento urbano, parcelación de la tierra e incluso el aumento de monocultivos para producción de biocombustibles (Chiriboga, 2015; Terneus & Viteri, 2021).

Aunque el balance hídrico en Ecuador generalmente es positivo en todas sus unidades hídricas, existe una presión sobre el recurso hídrico a consecuencia de la demanda por consumo humano y de los diferentes sectores económicos (Neitsch, Arnold, & Williams, 2005). En ese sentido, la subcuenca del río Ambi no estaría exenta a esta realidad. Dentro de la subcuenca, las principales demandas hídricas son las siguientes: 46 % para hidroeléctrica, 44 % para riego y 6 % para uso doméstico. Bajo esos antecedentes, el objetivo del presente estudio fue determinar la escasez hídrica en la subcuenca del río Ambi. Para ello se calculó el IEH mediante

la aplicación de herramientas de sistemas de información geográfica (SIG), a fin de establecer la relación entre la oferta y la demanda hídrica para el periodo de 1990-2017.

Materiales y métodos

Área de estudio

La subcuenca hidrográfica del río Ambi pertenece a la unidad hídrica Mira y está ubicada al norte de Ecuador, en la provincia Imbabura (Figura 1). Presenta una superficie de 1 129.8 km² y se extiende por los cantones de Otavalo, Cotacachi, Antonio Ante, Urcuquí e Ibarra. La investigación se limitó a la sección que delimita como punto de aforo a la Estación Hidrológica Ambi DJ Cariyacu (Figura 1). La superficie de esta sección es 683.04 km²; presenta un rango altitudinal entre 2 080 msnm y 4 800 msnm; las elevaciones de mayor altitud son los volcanes Cotacachi (4 944 msnm) e Imbabura (4 630 msnm), los cuales no tienen glaciares de forma permanente. De acuerdo con los datos de los anuarios meteorológicos del INAMHI, el clima presenta una temperatura mínima de 5 °C, una temperatura máxima de 23 °C, una temperatura media de 15 °C, y una precipitación media anual de 1 246.3 mm.

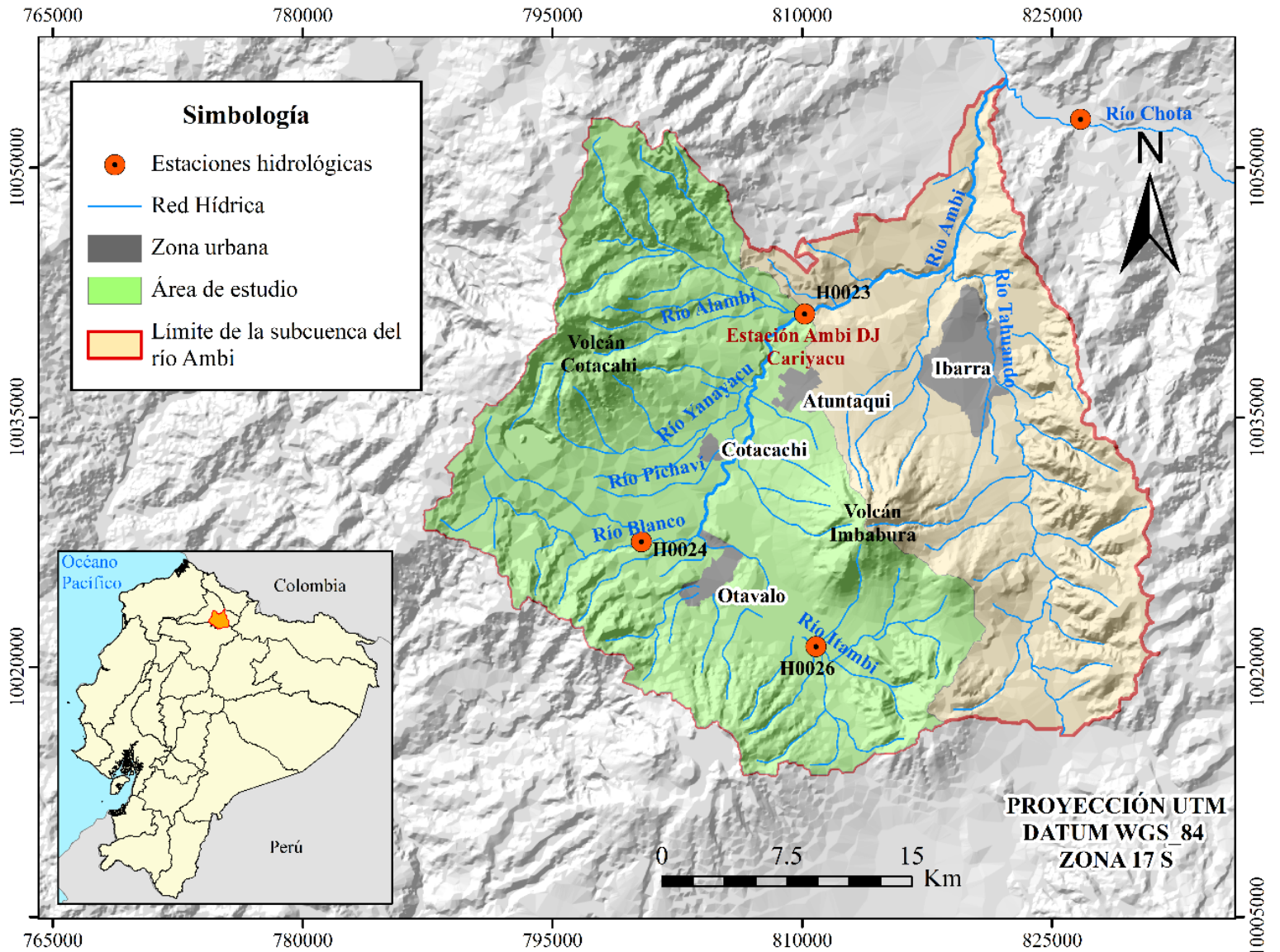


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Ambí, Ecuador.

De acuerdo con la información del VII Censo de Población y VI de Vivienda del Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC, 2010), se estima que la población es de 280 881 habitantes y la densidad

poblacional es 249 hab/km². Las principales actividades son agricultura, ganadería y comercio, pero no son las únicas, pues coexisten con otras actividades, como manufactura, talabartería y construcción.

Preparación de datos de entrada del modelo hidrológico

El modelo hidrológico SWAT simula la producción de agua y sedimentos en una determinada cuenca hidrográfica. Los datos básicos requeridos para el modelo SWAT incluyen un modelo de elevación digital (DEM), tipo de suelo (textura), cobertura del suelo, meteorología (precipitación diaria y temperatura media diaria) y los datos de caudales de ríos para la validación (Torres, Fernández, Oropeza, & Mejía, 2004).

Se utilizó un SRTM-DEM con 30 metros de resolución para delimitar la cuenca hidrográfica y como insumo para definir los tipos de pendiente. En lo que respecta a la información edáfica, con base en la información desarrollada por el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG, 2021) a escala 1:25 000, se identificaron siete tipos de textura de suelo, arcillo arenoso fino, arcillo fino, arenoso grueso, franco arcillo arenoso medio, franco arenoso moderadamente grueso, franco limoso moderadamente grueso, franco medio.

Para la cobertura de suelo se emplearon tres imágenes satelitales Landsat de los sensores TM, ETM y OLI/TIRS para los años 1996, 2007 y 2017. En el preprocesamiento de las imágenes se realizaron correcciones radiométricas, atmosféricas y geométricas (Chuvienco, 2002). Las correcciones radiométricas y atmosféricas se hicieron en el *software* QGIS 3.22.6 y las correcciones geométricas utilizando el modelo digital de

elevación SRTM-DEM. En el procesamiento se identificaron las coberturas, bosque, páramo, pastos, cultivos, zonas urbanas y sin vegetación. La información climática utilizada fue precipitación diaria, temperatura mínima diaria y temperatura máxima diaria. Los registros meteorológicos ingresados al modelo corresponden a las estaciones de Inguincho y Otavalo, que forman parte del Sistema Nacional de Estaciones del INAMHI y se ubican dentro del área de estudio (Figura 2).

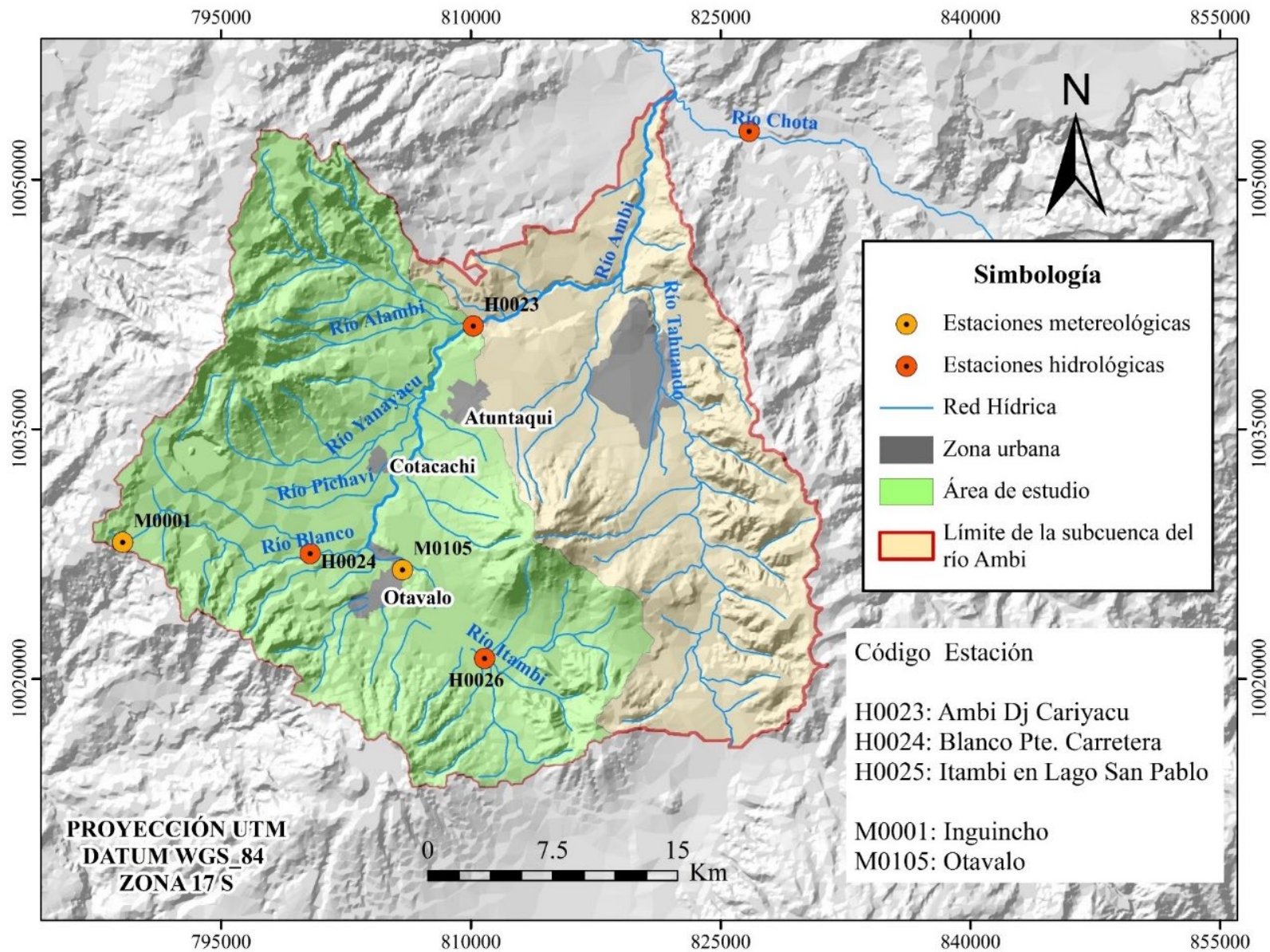


Figura 2. Ubicación de las estaciones meteorológicas e hidrológicas utilizadas para la simulación hídrica de la cuenca del río Ambi, Ecuador.

Modelación y calibración del modelo hidrológico

El modelo SWAT fundamenta su simulación en el balance hídrico, es decir, en las variables de entrada-salida del balance, y la capacidad de almacenamiento de agua en la cuenca o unidad hidrográfica. Durante el proceso de simulación en SWAT, en primer lugar se ingresó la información base; después, en la modelación, se calcularon los parámetros del ciclo hidrológico, donde se definió el movimiento del agua y los sedimentos a lo largo de la cuenca hasta su punto de salida, y finalmente se calibró y validó el modelo (Espinoza & Zelaya, 2022).

Para obtener una mejor eficiencia en los valores de simulación del modelo hidrológico SWAT, se crearon tres modelos de oferta hídrica para tres subperiodos: 1990-1996, 1997-2007 y 2008-2017. En cada subperiodo se ingresó la información meteorológica diaria con los registros diarios de temperatura mínima, temperatura máxima y precipitación de las estaciones meteorológicas Inguincho y Otavalo. La información edáfica del suelo se mantuvo constante y las coberturas de suelo utilizadas fueron de tres años. Para el subperiodo 1990-1996 se utilizó la cobertura de suelo para el año 1996; para el subperiodo 1997-2007 se usó la cobertura de suelo del año 2007, y para el subperiodo 2008-2017 se empleó la cobertura de suelo del año 2017.

La modelación inició con la delimitación de la cuenca hídrica y con la conformación de las unidades de respuesta hidrológica (HRU). Los HRU resultan del cruce de información de tipos de suelo con las diferentes coberturas o uso de suelo (Neitsch *et al.*, 2005). La modelación finalizó con la obtención de los valores mensuales de los caudales, mismos que fueron sometidos a procesos de calibración y validación.

La calibración manual se realizó solo en el parámetro Curva Número (CN2). Para ello se consideraron como referencia los valores estimados por Endara y Arias (2020) en la modelación hídrica de la cuenca media-alta del río Mira. La CN2 es un método empleado en el cálculo de la precipitación efectiva en relación con variables como lluvia acumulada, tipo de cobertura vegetal, uso del suelo y condiciones de humedad que presenta (Hawkins, Ward, Woodward, & Van Mullem, 2008).

Después de la calibración manual se validaron los caudales simulados mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Pearson, R^2 y el índice de Nash-Sutcliffe (NSE) (Széles *et al.*, 2020). El coeficiente de determinación o R^2 proporciona un valor que oscila entre 0.0 y 1.0; 1.0 indica un ajuste perfecto y, por tanto, un modelo muy preciso para las previsiones futuras; un valor de 0.0 indicaría que no se logra modelar los datos con la robustez suficiente. Para Moriasi *et al.* (2007), el NSE (Ecuación (1)) representa mejor la bondad de ajuste entre los datos simulados y observados. La interpretación del índice NSE se realizó de acuerdo con los criterios de Demissie, Knapp, Singh y Xie (2007) (Tabla 1):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - Q_{simi})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i - \bar{Q})^2} \quad (1)$$

Donde:

Q_{simi} = caudal simulado.

Q_i = caudal observado.

$\bar{Q}$ = caudal medio observado.

Tabla 1. Valores referenciales para la validación de datos por medio del índice de Nash-Sutcliffe.

Rango	Eficiencia de ajuste
< 0.7	No aceptable
0.7-0.8	Aceptable
0.8-0.9	Bueno
> 0.9	Muy bueno

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

Una importante limitación para el desarrollo de la presente investigación fue la escasez de datos continuos debido a que la información proporcionada por el INAMHI presentaba vacíos en los datos mensuales de caudales en las estaciones hidrológicas presentes en el área de estudio. Autores como Moriasi *et al.* (2007) señalan que cuando no se dispone de datos mensuales completos, la validación resulta ineficaz. Por ese motivo, para la validación se utilizaron los registros de caudales diarios disponibles de las estaciones hidrológicas Dj Ambi Cariyacu y Blanco Pte. Carretera, para los años 1992, 1994, 1998, 1999, 2008 y 2009 (Figura 3).

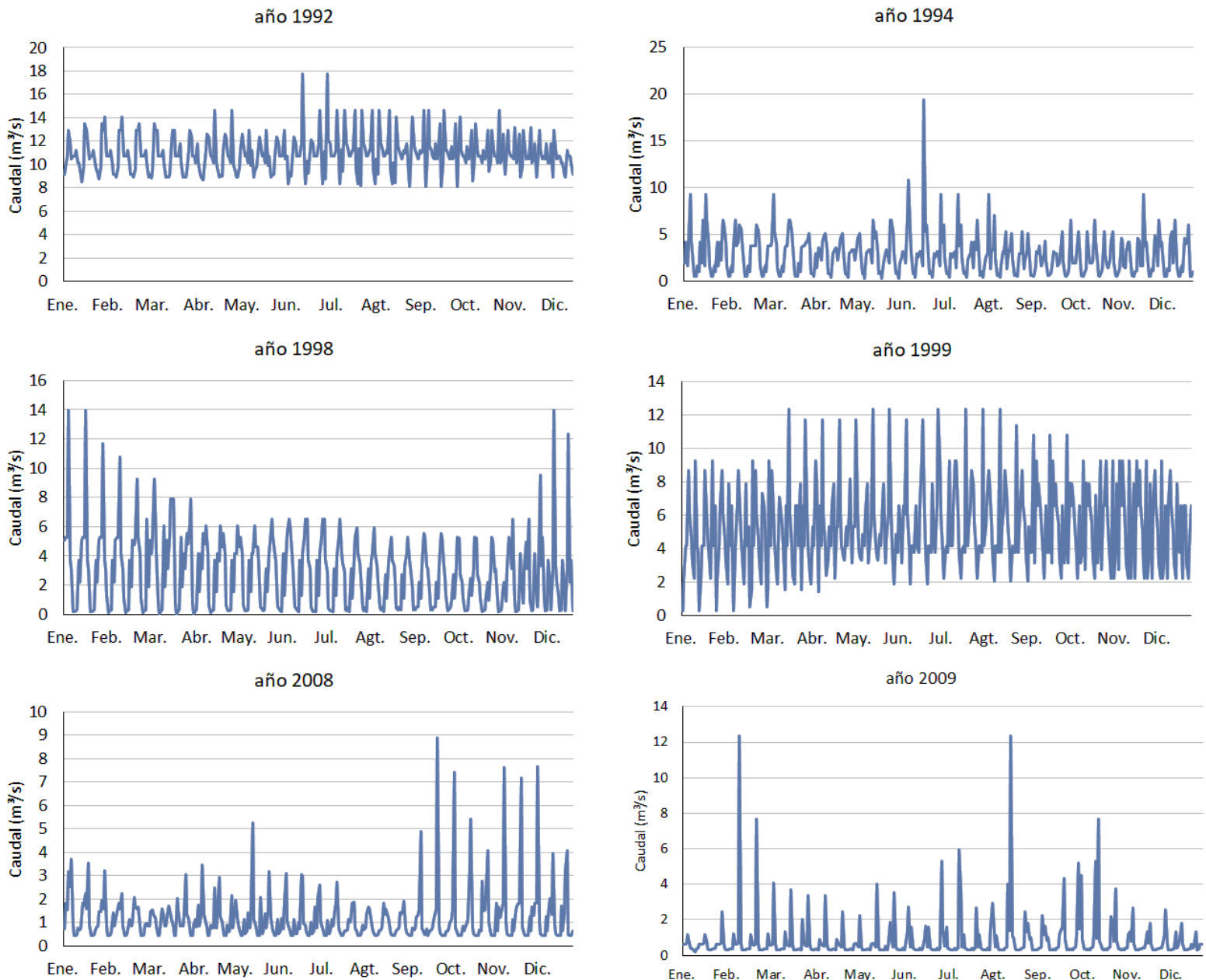


Figura 3. Registros de caudales para la validación del modelo hidrológico disponibles en las estaciones Ambi Dj Cariyacu (años 1992, 1994, 1998, 1999) y Blanco Pte. Carretera (años 2008, 2009).

Finalmente, después de validar el modelo se evaluó la disponibilidad de agua mediante la relación entre el volumen de agua por año y la cantidad de habitantes (Ecuación (2)):

$$Id = \frac{Qs}{P} \quad (2)$$

Donde:

I_d = disponibilidad de agua.

Qs = volumen de agua expresado en m³/año.

P = cantidad de habitantes por año (IDEAM, 2008).

Cálculo de la demanda hídrica

Con base en la información proporcionada por la Senagua mediante comunicación personal, se determinó el aprovechamiento del recurso hídrico durante el periodo 1900-2017 en la subcuenca hidrográfica del río Ambi. Se aplicó la Ecuación (3) para determinar la demanda hídrica que, en síntesis, corresponde a la suma de consumos hídricos y al agua extraída no consumida:

$$Dh = Ch + Csa + Csi + Cssi + Ce + Ca + Aenc \quad (3)$$

Donde:

Dh = demanda hídrica.

Ch = consumo humano.

Csa = consumo sector agrícola.

Csi = consumo sector industrial.

Css = consumo sector de servicios.

Ce = *consumo sector de energía.*

Ca = consumo del sector acuícola.

Aenc = extraída no consumida (IDEAM, 2010).

Además, se determinaron los usos consuntivos y usos no consuntivos, los primeros correspondientes a aquellos usos donde el caudal de agua utilizado no es devuelto hacia su fuente de captación como es el caso de la demanda para el consumo humano, agrícola e industrial. Por otra parte, los usos no consuntivos estuvieron representados por los usos para las centrales hidroeléctricas y molinos hidráulicos presentes en el área de estudio, donde el caudal empleado para estos fines se devuelve hacia su fuente de captación y por tanto no es necesario su inclusión en los cálculos en la demanda total (Cruz & Bielsa, 2001).

Determinación del índice de escasez hídrica (IEH)

La determinación del IEH se realizó mediante la aplicación de la Ecuación (4), que relaciona la oferta hídrica con la demanda del recurso ejercida como consecuencia de las necesidades humanas y su aprovechamiento (IDEAM, 2010). El IEH es un índice que se expresa de forma porcentual y se lo puede interpretar en cinco categorías, que van desde no significativo hasta alto (Tabla 2).

Tabla 2. Categorías de acuerdo con el porcentaje del índice de escasez.

Categoría	IEH (%)	Características
No significativo	< 1	Demanda no significativa en relación con la oferta
Mínimo	1-10	Demanda muy baja con respecto a la oferta
Medio	11-20	Demanda baja con respecto a la oferta
Medio Alto	21-50	Demanda apreciable
Alto	> 50	Demanda alta con respecto a la oferta

Fuente: IDEAM (2010).

El IEH se establece con la siguiente relación:

$$IEH = \frac{D}{O_n} \times 100 \quad (4)$$

Donde:

IEH = índice de escasez.

D = demanda de agua (m³).

O_n = oferta superficial neta (m³) (IDEAM, 2010).

El cálculo del IEH se realizó aplicado a los tres subperiodos establecidos, a fin de comparar las fluctuaciones multitemporales entre los valores de la oferta y demanda hídrica, para conocer la variación en la presión sobre los recursos hídricos.

Resultados

Oferta hídrica (periodo 1990-2017)

En la subcuenca del río Ambi se obtuvo que el volumen de agua acumulada anual es de 155 917 218 m³/año, con una producción media de 4.94 m³/s. En promedio, durante abril se produce más caudal y en septiembre menos caudal (Tabla 3). De hecho, abril es el mes más lluvioso, con una precipitación promedio de 175.65 mm y septiembre es el tercer mes con menos lluvia, con una precipitación promedio de 64.84 mm.

Tabla 3. Valores de los caudales medios mensuales simulados para los subperiodos de estudio.

Mes	Subperiodo 1990-1996 (m ³ /s)	Subperiodo 1997-2007 (m ³ /s)	Subperiodo 2008-2017 (m ³ /s)	Promedio mensual (m ³ /s)
Enero	4.43	5.40	3.62	4.48
Febrero	4.29	4.97	6.74	5.33
Marzo	6.61	6.93	7.34	6.96
Abril	7.65	8.84	7.58	8.02
Mayo	6.93	8.63	8.24	7.93
Junio	5.89	5.55	4.52	5.32
Julio	4.72	2.56	3.99	3.76
Agosto	4.33	0.87	2.27	2.49
Septiembre	3.07	1.12	1.39	1.86
Octubre	5.18	1.23	3.52	3.31
Noviembre	4.36	4.41	4.42	4.40
Diciembre	4.80	6.09	5.49	5.46
Promedio anual	5.19	4.72	4.93	4.94

Además de esta temporalidad anual, la oferta también presenta variaciones a través del tiempo. Para el subperiodo 1990-1996, el caudal medio mensual simulado fue de 5.19 m³/s, con un volumen acumulado por año de 163 623 323 m³/año; para el subperiodo 1997-2007, el caudal medio mensual fue 4.72 m³/s, con un volumen acumulado por año de 148 752 886 m³/año; y para el subperiodo 2008-2017, el caudal fue de 4.93

m³/s, con un volumen acumulado por año de 155 375 446 m³/año (Tabla 3).

Al validar el modelo se obtuvo un R^2 de 0.85 para los caudales medios observados y simulados para el periodo 1990-2018. Ese mismo valor para los años 1992, 1994, 1998, 1999, 2008 y 2009 fue de 0.73, 0.94, 0.93, 0.85, 0.82 y 0.88, respectivamente. En los mismos años, los valores de los índices NSE fueron 0.71, 0.90, 0.92, 0.73, 0.79 y 0.77, respectivamente (Figura 4).

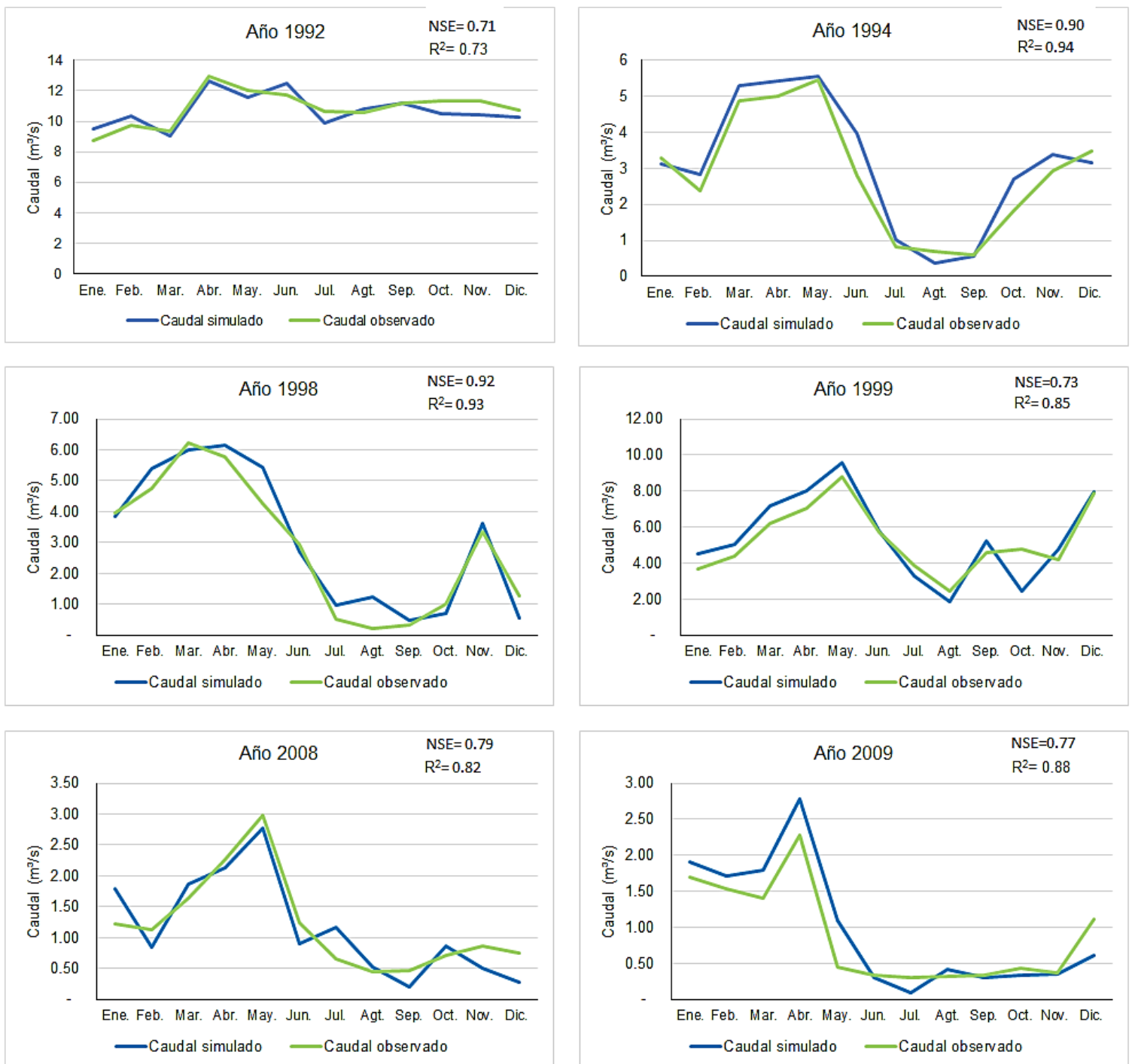


Figura 4. Comparación de caudales para la validación del modelo hidrológico.

Demanda hídrica (periodo 1990-2017)

Durante el periodo de estudio, en la subcuenca del río Ambi se identificaron 775 autorizaciones o concesiones de agua entregadas por la Senagua como autoridad competente del recurso hídrico (actualmente Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica, MATE). En ese periodo, el aprovechamiento del agua para hidroeléctricas, riego y uso doméstico fue mayor respecto a los demás tipos de uso. En general, la demanda anual alcanza un valor medio de 17.37 m³/s (Tabla 4), sin embargo, demandas como fuerza mecánica e hidroeléctricas son usos no consuntivos y no se consideraron dentro de la demanda total.

Tabla 4. Valores de caudal acumulado de la demanda hídrica para los subperiodos de estudio.

Uso	Subperiodo 1990-1996 (m ³ /s)	Subperiodo 1997-2007 (m ³ /s)	Subperiodo 2008-2017 (m ³ /s)
Abrevadero	0.00	0.003	0.004
Fuerza mecánica	0.29	0.29	0.29
Hidroeléctricas	0.14	2.74	8.03
Industria	0.01	0.09	0.09
Piscícola	0.23	0.22	0.22
Riego	2.14	7.11	7.80
Termales	0.00	0.005	0.006
Uso doméstico	0.60	0.85	0.92
Total	3.39	11.32	17.38

Sin incluir los usos no consuntivos, la demanda actual es 9.05 m³/s, con un volumen total por año de 285 400 800 m³/año. Esta demanda no ha sido constante en el tiempo debido a que entre los años 1990 y 2017 existió un incremento de las autorizaciones o concesiones de agua, al pasar de 373 autorizaciones en 1990 a 775 en 2017 (Figura 5). En consecuencia, la demanda que para el subperiodo 1990-1996 fue de 2.97 m³/s, con un volumen anual acumulado de 93 661 920 m³/año, para el subperiodo 1997-2007 aumentó a 8.29 m³/s y a 261 622 656 m³/año en volumen anual acumulado. Para el subperiodo 2008-2017, la demanda continuó incrementándose hasta alcanzar 9.05 m³/s y 285 400 800 m³/año.

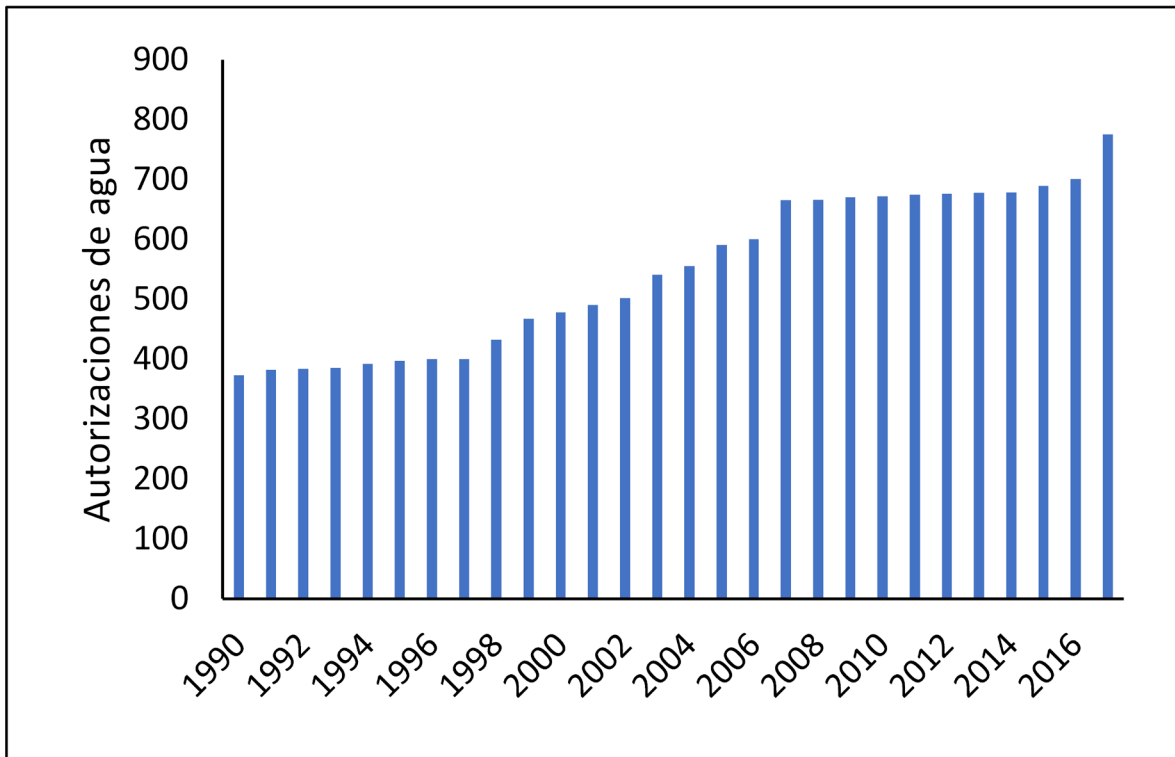


Figura 5. Incremento del número de autorizaciones de agua por parte de la Senagua para el periodo 1990-2017. Fuente: Senagua (2017).

Índice de escasez hídrica

La relación oferta/demanda hídrica en el periodo 1990-2017 cambia a partir del año 1999 cuando la demanda sobrepasa a la oferta (Figura 6). Este fenómeno se produce principalmente por el incremento de la demanda hidroeléctrica y riego (Tabla 4). Sin embargo, sin considerar las demandas no consuntivas, durante el periodo 1990-2017, el índice de escasez hídrica es alto con un valor del 183.19 %.

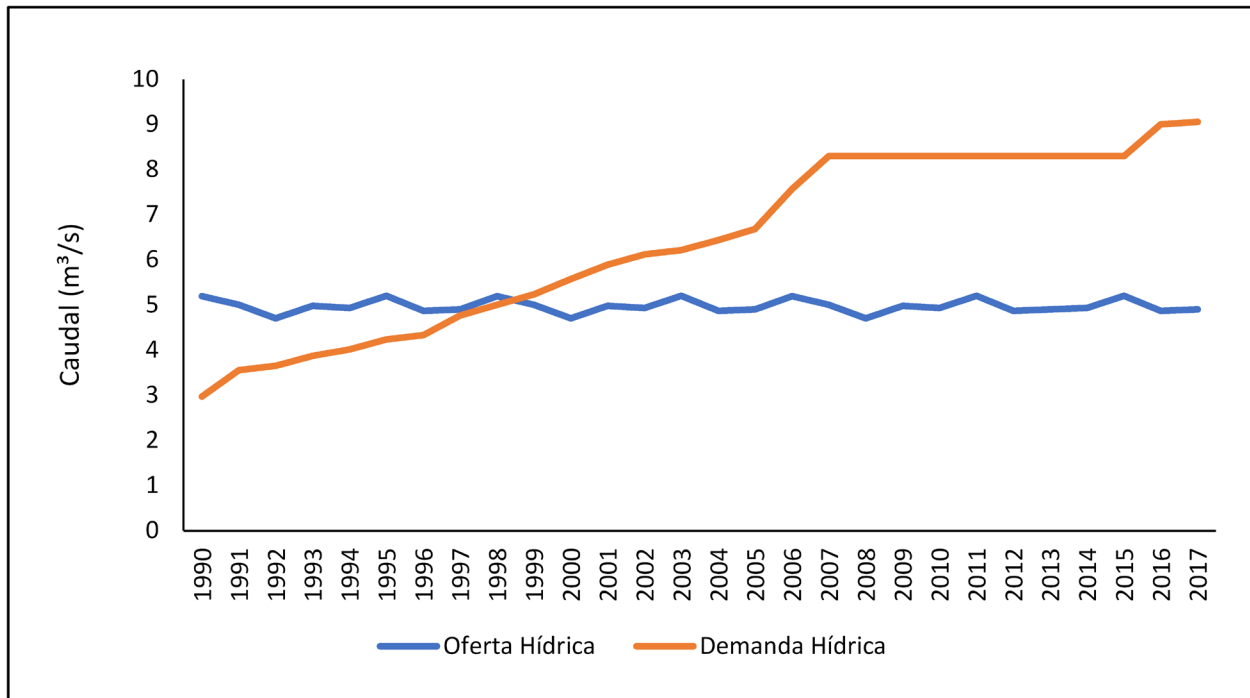


Figura 6. Variación de la oferta y demanda hídrica durante el periodo 1990-2017.

La variación de la oferta y la demanda ha ocasionado que la escasez también varíe en el tiempo. Mientras en el subperiodo 1990-1996 el IEH fue de 57.24 %, en el subperiodo 1997-2007 alcanzó una IEH de 175.76 % y en el subperiodo 2008-2017 el IEH continuó creciendo hasta alcanzar 183.57 %. Esto implica que la demanda hídrica ha crecido más que la oferta, lo que ha ocasionado que entre los años 1990 y 2017 se triplique la presión sobre los recursos hídricos existentes (Figura 6). Por lo tanto, el valor alto de IEH no implica déficit o ausencia de agua, sino que alta presión de la demanda sobre la oferta.

Discusión

Las razones del alza de la demanda se deben a que entre los años 1990 y 2017 se estima que existió un aumento de la población con una tasa de crecimiento de 4.29 % (INEC, 2010). También existió un incremento de espacios urbanos en un 2 %, de espacios agrícolas en un 25 % y una reducción de áreas de pastizales de 0.3 % de acuerdo con el análisis multitemporal de uso de suelo realizado. En general, el incremento demográfico se concentró en las principales ciudades: Otavalo, Atuntaqui y Cotacachi, lo cual confirma que la presencia o ausencia de centros urbanos incide en el incremento o reducción de la demanda hídrica.

Los resultados obtenidos en torno a la escasez hídrica demuestran que es proporcional al alza de la demanda hídrica. Sin embargo, en Ecuador, de acuerdo con la escala de Falkenmark (1999), no existe estrés hídrico. Esto, considerando que la disponibilidad hídrica anual per cápita de sus dos vertientes, Pacífico y Amazonas, sobrepasan el umbral de 1 000 m³/habitante/año, con un valor de 5 018.90 m³/habitante/año y 77 584.23 m³/habitante/año, respectivamente (Campos *et al.*, 2014). En cambio, la subcuenca del río Ambi, que pertenece a la vertiente del Pacífico, presenta estrés hídrico al presentar una oferta hídrica anual per cápita de 551.27 m³/habitante/año, menor a los 1 000 m³/habitante/año.

Esto concuerda con el alto valor en el índice de escasez hídrica obtenido para el periodo 1990-2017 en la presente investigación, lo que se traduce en una fuerte presión de la demanda sobre las fuentes de agua en la zona. De hecho, pasar de un índice de escasez de 57.24 % a un índice de escasez de 183.67 % implica una fuerte presión de demanda

sobre las fuentes de agua en esta zona. Sin embargo, estos valores no se traducen en un déficit permanente de oferta hídrica debido a que existe una fuente de recarga hídrica regular en sus páramos y un abastecimiento hídrico desde los deshielos de los nevados de la cordillera de los Andes (Quiroga, Martínez, & Sigüenza, 2021); esto, a diferencia de las demarcaciones y cuencas hidrográficas del litoral ecuatoriano, donde la disponibilidad de agua se ve reducido principalmente en los periodos de estiaje (Campos *et al.*, 2014).

Los estudios llevados a cabo por Changjian Institute of Survey, Planning, Design and Research (CISPDR) (CISPDR, 2016) en la demarcación hidrográfica del río Mira, ubicado entre las provincias de Carchi e Imbabura, para la evaluación del balance entre la oferta y demanda hídrica muestran que el volumen medio anual de la oferta hídrica es de 7 729 hm³, mientras que el volumen medio anual de la demanda hídrica es de 11 684 hm³, demostrando que el índice de escasez hídrica en la zona es alto, principalmente por el uso consuntivo de agua para las actividades de producción agrícola. A pesar de que los valores de la demanda hídrica superan a la oferta, la producción de agua en la cuenca cubre las necesidades de uso del recurso.

En las principales ciudades del área de estudio (Atuntaqui, Cotacachi y Otavalo) se estiman déficits de agua (CISPDR, 2016); pese a ello, existe una demanda satisfecha en la población. La demanda satisfecha de agua para consumo humano se puede explicar por la densidad poblacional que existe en la subcuenca, y sus requerimientos no superan los recursos e infraestructura hidráulica disponibles; mientras que la demanda satisfecha de agua para la agricultura puede explicarse

por el tipo de agricultura de secano que practica la mayoría de sus habitantes (Gutiérrez, 2014). Esta última condición comprueba que las autorizaciones entregadas para riego generalmente se concentran en pocas manos y es un factor desencadenante de la desigualdad entre la población.

La escasez hídrica en otras regiones, ciudades y localidades de Ecuador también se condiciona por causas propias de la demanda agrícola, industrial o poblacional. En un estudio desarrollado en la cuenca del río Guayas se concluye que el mayor reto para lograr la seguridad hídrica en el sureste y el centro de la cuenca es reducir la escasez del agua originada por alta demanda hídrica de los cultivos (Salmoral, Khatun, Llive, & Madrid, 2018). Por otra parte, en la isla de Santa Cruz de las islas Galápagos, Fernandes-Reyes (2022) determinó que la demanda hídrica del sector turístico incrementa la escasez de agua, producto del despilfarro constante del recurso. En otra región ecuatoriana, en la Amazonía, el impacto industrial puede ser aún más grave debido a las altas demandas hídricas del neoextractivismo minero (Mestanza-Ramón *et al.*, 2022).

Estas experiencias, sumadas a la de la presente investigación, sugieren que la escasez hídrica en el país propende a ser alta, justamente porque el agua es uno de los recursos que, según la Constitución del Ecuador, es de propiedad común. Esto, junto con la ausencia de una política pública que garantice la seguridad hídrica, ocasiona que un recurso con reservas finitas y en deterioro constante esté habitualmente en disputa (Angelakis *et al.*, 2021). La creciente demanda hídrica crea disputas entre la población local, empresas privadas y el gobierno, por el

acceso y uso del recurso para el desarrollo de actividades económicas, como la agricultura, ecoturismo, minería a gran escala y generación hidroeléctrica (Hinojosa, Guerrero, & Arias, 2017).

Los valores generados del IEH en la subcuenca del río Ambi han evidenciado el grado de presión de la demanda sobre la oferta hídrica, tal como han presentado otros estudios en Latinoamérica (Calle, Rivera, Sarmiento, & Moreno, 2008; Costa, Domínguez, Rivera, & Vanegas, 2005; Jaramillo, Molina, & Betancur, 2011). Costa *et al.* (2005) mencionan que a pesar de que la demanda puede superar en su totalidad a la oferta, esto no supone un escenario crítico, más bien es un indicio de manejo deficiente. En definitiva, el IEH es un indicador de presión sobre los recursos hídricos (Betancur *et al.*, 2011; Romero, Patiño, Corona, & Martínez, 2019).

Finalmente, las escalas altas en los índices de escasez es un llamado de atención al manejo actual de los recursos hídricos y convocan a un manejo prospectivo de los recursos hídricos. En esta nueva planificación prospectiva no se puede desvincular la oferta hídrica de la demanda de población y de las restricciones ambientales respecto a su uso, y así se garantizará una demanda satisfecha sin perjuicio del deterioro de las fuentes hídricas (Costa *et al.*, 2005; Sandoval & Günther, 2013).

Conclusiones

Se concluye que en la subcuenca del río Ambi, mientras la oferta ha decrecido al transitar de un caudal medio de $5.19 \text{ m}^3/\text{s}$ en el periodo 1990-1996 a un caudal medio de $4.72 \text{ m}^3/\text{s}$ en el periodo 2008-2017, la demanda total se ha triplicado, al pasar de 2.97 a $9.05 \text{ m}^3/\text{s}$. En consecuencia, la escasez hídrica también ha aumentado, incluso sin considerar los usos no consuntivos. Según los valores del IEH, la escasez hídrica se mantiene alta e incluso se triplica desde el periodo 1990-1996 hasta el periodo 2007-2018, al pasar de 57.26 a 183.57% . En general, para el periodo 1990-2017, la escasez alcanza un valor 183.19% en el IEH. Estos resultados demuestran que desde 1990 hasta 2017 ha aumentado la presión de la demanda sobre los recursos hídricos disponibles. La razón por la que existe una demanda satisfecha frente a estos escenarios se explicaría porque los requerimientos hídricos no son constantes y no superan la infraestructura hidráulica disponible, y la agricultura que se desarrolla principalmente es de tipo seco. Sin embargo, estos resultados evidencian la alta presión ejercida desde la demanda a la disponibilidad de recursos hídricos, y a la vez ponen de manifiesto la necesidad de una adecuada gestión integrada de los recursos hídricos con un enfoque de manejo de cuenca hidrográfica en la subcuenca del río Ambi.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Técnica del Norte por todo el apoyo brindado para el desarrollo de la presente investigación.

Referencias

- Alcamo, D. P. (2013). Global estimates of water winthdrawals and availability under current and future "business-as-usual" conditions. *Hydrological*, 48, 339-348. DOI: 10.1623/hysj.48.3.339.45278
- Angelakis, A. N., Valipour, M., Ahmed, A. T., Tzanakakis, V., Paranychianakis, N. V., Krasilnikoff, J., Drusiani, Mays, L., El Gohary, F., Koutsoyiannis, D., Khan, S., & Del Giacco, L. J. (2021). Water conflicts: From ancient to modern times and in the future. *Sustainability*, 13(8), 4237. DOI: 10.3390/su13084237
- Barrios, A., & Urribarri, L. (2009). Aplicación del modelo SWAT en los Andes venezolanos: cuenca alta del río Chama. *Revista Geográfica Venezolana*, 51(1), 11-29. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/3477/347730384002.pdf>
- Betancur, T., Jaramillo, C., & Molina, F. (2011). Índices de escasez y de calidad del agua para la priorización de cuerpos de agua en los planes de ordenación del recurso hídrico, aplicación en la jurisdicción de Corantioquia. *Revista Ingenierías-Universidad de Medellín*, 10(19), 33-46. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242011000200004

- BID, Banco Interamericano de Desarrollo. (2009). *Water: A threatened resource in Latin America and the Caribbean*. Recuperado de <http://www.iadb.org/es/noticias/anuncios/2009-11-17/hoja-informativaagua-un-recurso-en-jaque-en-america-latina-y-el-caribe,5956.html>
- Campos, A., Sinichenko, E., & Gritsuk, E. (2014). *Disponibilidad de los recursos hídricos en el Ecuador*. Recuperado de http://www.academia.edu/8618821/Disponibilidad_de_agua_en_Ecuador_2014Climate-
- Calle, E., Rivera, H., Sarmiento, R., & Moreno, P. (2008). Relaciones demanda-oferta de agua y el índice de escasez de agua como herramientas de evaluación del recurso hídrico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana en Ciencias*, 32(123), 195-212. Recuperado de <http://bitly.ws/sQaL>
- Calles, J. (2016). *Monitoreo de la calidad y cantidad del agua. El Agua en el Ecuador. Agua Ecuador*. Recuperado de <http://agua-ecuador.blogspot.com/2016/07/monitoreo-de-la-calidad-y-cantidad-del.html>
- Chamba-Ontaneda, M., Massa, P., & Fries, A. (2019). Presión demográfica sobre el agua: un análisis regional para Ecuador. *Revista Geográfica Venezolana*, 60(2), 360-377. Recuperado de <https://www.redalyc.org/journal/3477/347766130008/347766130008.pdf>

- Chiriboga, J. (2015). *Cambio climático, agua y conflicto: disputas sociales, crisis hídrica y oportunidades de adaptación en la Sierra Centro Norte de Ecuador* (tesis de maestría), Universidad Andina Simón Bolívar, Quito. Recuperado de <https://repositorio.uasb.edu.ec/handle/10644/4738>
- Chuvienco, E. (2002). *Teledetección ambiental*. Barcelona: Ediciones Ariel.
- CISPDR, Changijian Institute of Survey, Planning, Design and Research. (2016). *Plan hidráulico regional de la demarcación hidrográfica Mira. Memoria*. Ecuador: Changijian Institute of Survey, Planning, Design and Research.
- Costa, C., Domínguez, E., Rivera, H., & Vanegas, R. (2005). El índice de escasez de agua, ¿un indicador de crisis o una alerta para orientar la gestión del recurso hídrico? *Revista Ingeniería e Hidrología*, 18-22. DOI: 10.16924/revinge.22.12
- Cruz, J., & Bielsa, J. (2001). Sobre la eficiencia, el uso sostenible del recurso del agua y la gestión del territorio. *Revista de Estudios sobre Despoblación y Desarrollo Rural*, 1, 85-112. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/296/29600103.pdf>
- Demissie, M., Knapp, V., Singh, J., & Xie, H. (2007). Coupling of hydrologic and hydraulic models for the Illinois River Basin. *Journal of Hydrology*, 10, 34-40. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.08.004

- Endara, R., & Arias, D. (2020). Efectos de la deforestación en la producción de caudales en la cuenca media alta del río Mira para el período 2000-2014. En: Aguirre, P. (comp.). *Estrategias de adaptación al cambio climático: el caso de la cuenca del río Mira* (pp. 21-43). Göttingen, Alemania: Cuvillier. Recuperado de <https://sustentabilidadyambiente.files.wordpress.com/2020/06/libro-riego.pdf>
- Espinoza, M., & Zelaya, C. (2022). Aplicación del modelo hidrológico SWAT en unidades hidrográficas de Nicaragua: simulación del escurrimiento superficial. *La Calera*, 22(38), 16-28. DOI: 10.5377/calera.v22i38.14116
- Falkenmark, M. (1999). Forward to the future: A conceptual framework for water dependence. *Ambio*, 356-361. Recuperado de <https://www.jstor.org/stable/4314909>
- Fernandes-Reyes, M. (2022). Analysis of water supply and demand management strategies in overcoming water scarcity in Santa Cruz. In: *Water, Food and Human Health in the Galapagos, Ecuador. Social and Ecological Interactions in the Galapagos Islands*. DOI: 10.1007/978-3-030-92411-9_2
- Gillig, M., McCarl, B., & Boadu, F. (2011). An economic, hydrologic, and environmental assessment of water management alternative plans for the South-Central Texas Region. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 33, 59-78. DOI: 10.1017/S1074070800020782
- Gutiérrez, A. (2014). Formal and informal irrigation in the Andean countries. An overview. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 11(74), 75-99. DOI: 10.11144/Javeriana.CRD11-74.fiac

- Hawkins, R. H., Ward, T. J., Woodward, D. E., & Van Mullem, J. A. (eds.). (November, 2008). *Curve number hydrology: State of the practice*. American Society of Civil Engineers. Recuperado de <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/55128/1/410.pdf>
- Hinojosa, L., Guerrero, W., & Arias, P. (2017). Exploring water security and water demand determinants in rural areas. The case of canton Cotacachi in Ecuador. *Water Resources and Rural Development*, 10, 22-32. DOI: 10.1016/j.wrr.2018.09.001
- Huang, Z., Yuan, X., & Liu, X. (2021). The key drivers for the changes in global water scarcity: Water withdrawal versus water availability. *Journal of Hydrology*, 601, 126658. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126658
- INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2010). *Instituto Nacional de Estadística y Censo. Quito, Ecuador*. Recuperado de <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas/>
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2008). *Informe anual sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables en Colombia*. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2010). *Estudio nacional del agua, Balance hídrico y relaciones de demanda-oferta de agua en Colombia*. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

- Jaramillo, C., Molina, F., & Betancur, T. (2011). Índices de escasez y de calidad del agua para la priorización de cuerpos de agua en los planes de ordenación del recurso hídrico. Aplicación en la jurisdicción de Corantioquia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(19), 33-45. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242011000200004
- Küffner, U. (2005). El proceso de formulación de la política hídrica en Ecuador. En: Ballesteros, M., Brown, E., Jouravlev, A., Küffner, U., & Zegarra, E. (eds). *Administración del agua en América Latina: situación actual y perspectivas* (pp. 33-47). Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Lindi, S. (2014). Prediction of runoff and sediment yield using AnnAGNPS Model: Case of Erer-Guda Catchment, East Hararghe, Ethiopia. *ARPN Journal of Science and Technology*, 4(10), 575-595.
- MAG, Ministerio de Agricultura y Ganadería. (2021). *Geoportal de SIGTIERRAS*. Recuperado de <http://geoportal.agricultura.gob.ec/index.php/visor-geo>
- Martínez-Austria, P. (2013). Los retos de la seguridad hídrica. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(5), 165-180. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222013000500011
- Mejía, A. (2014). Water scarcity in Latin America and the Caribbean: Myths and reality. En: Mejía, A. (comp.). *Water for the Americas* (pp. 56-76). Londres, RU: Routledge, Recuperado de <http://bitly.ws/sQe5>

- Mestanza-Ramón, C., Cuenca, J., D'Orio, G., Flores, J., Segovia, S., Bonilla, A., & Straface, S. (2022). Gold mining in the Amazon Region of Ecuador: History and a review of its socio-environmental impacts. *Land*, 11(2), 221. DOI: 10.3390/land11020221
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(39), 885-900. DOI: 10.13031/2013.23153
- Neitsch, S., Arnold, J., & Williams, J. (2005). *Herramienta de evaluación de suelo y agua. Documentación Teórica*. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/46964/swat2005-theo-doc-spanish.pdf>
- Quiroga, L. M. S., Martínez, M. M., & Sigüenza, P. F. (2021). Simulación matemática de dos subcuencas del río Ambi y Tahuando, ubicadas en Imbabura-Ecuador, usando el modelo qswat para la determinación de parámetros hidrográficos. *Dominio de las Ciencias*, 7(4), 580-589.
- Romero, P., Patiño, C., Corona, B., & Martínez, P. (2019). Índice de escasez hídrica: ¿un indicador de la disponibilidad o una herramienta para la gestión del agua? *Entorno UDLAP*, 9, 18-23.
- Salmoral, G., Khatun, K., Llive, F., & Madrid, C. (2018). Agricultural development in Ecuador: A compromise between water and food security? *Journal of Cleaner Production*, 202. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.07.308

- Sandoval, A., & Günther, M. (2013). La gestión comunitaria del agua en México y Ecuador: otros acercamientos a la sustentabilidad. *Revista Ra Ximhai*, 9(2), 165-179. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7870297>
- Senagua, Secretaría Nacional del Agua. (2011). *Calidad del agua en el Ecuador*. Secretaría Nacional del Agua. Quito, Ecuador: Secretaría Nacional del Agua.
- Senagua, Secretaría Nacional del Agua. (2017). *Boletín de la Estadística Sectorial del Agua 2017*. Quito, Ecuador: Secretaría Nacional del Agua.
- Son, T., Le Huong, H., Loc, N., & Tran, P. (2022). Application of SWAT model to assess land use change and climate variability impacts on hydrology of Nam Rom Catchment in Northwestern Vietnam. *Environment Dev-Sustain*, 24, 3091-3109. DOI: 10.1007/s10668-021-01295-2
- Széles, B., Parajka, J., Hogan, P., Silasari, R., Pavlin, L., Strauss, P., & Blöschl, G. (2020). The added value of different data types for calibrating and testing a hydrologic model in a small catchment. *Water Resources Research*, 56(10), e2019WR026153. DOI: 10.1029/2019WR026153
- Terneus, C., & Viteri, O. (2021). Analysis of biofuel production in Ecuador from the perspective of the water-food-energy nexus. *Energy Policy*, 157, 112496. DOI: 10.1016/j.enpol.2021.112496

- Thober, S., Samaniego, L., Müller, S., Shrestha, P., Kelbling, M., Rakovec, O., Boeing, F., Marx, A., Kumar, R., & Attinger, S. (2022). Hyperresolution global operational hydrological modelling and forecasting: Enhancing reproducibility, skill and workflows setup. *EGU General Assembly*, 23-27. DOI: 10.5194/egusphere-egu22-3529
- Torres, E., Fernández, D., Oropeza, J., & Mejía, E. (2004). Calibration of the hydrologic model SWAT in the watershed "El Tejocote", Atlacomulco, State of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 22, 437-444.
- Tromben, C. (2011). *América Latina y el agua: la crisis de la liquidez*. Recuperado de <https://www.americaeconomia.com/negocios-industrias/america-latina-y-el-agua-la-crisis-de-la-liquidez>
- Weemaels, N. (2009). Agua un derecho humano fundamental: uso y aprovechamiento del agua: situación nacional y propuesta. Quito, Ecuador: Abya-Yala.
- Zapatta, A., & Gasselin, P. (2005). *El riego en el Ecuador: problemática, debate y políticas*. Quito, Ecuador. Recuperado de <https://hal.inrae.fr/hal-02833506/document>

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-02

Artículos

Límites a la articulación, descentralización y participación en el agua potable rural chilena

Limits to intersectoral articulation, decentralization and participation in the Chilean rural drinking water policy

Claudio Pareja-Pineda¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6441-7217>

¹Centro de Estudios del Desarrollo Regional y las Políticas Públicas (CEDER), Universidad de Los Lagos, Región de Los Lagos, Chile, cparejapineda@gmail.com

Autor para correspondencia: Claudio Pareja-Pineda, cparejapineda@gmail.com

Resumen

Chile ha logrado entregar agua potable de manera amplia y segura en contextos rurales a través de un esquema de coproducción. Esta forma de operación ha funcionado por más de 60 años y entrega agua a más del 10 % de la población. Sin embargo, la literatura reporta heterogeneidad en los resultados de cada territorio. En tal contexto, se está implementando una nueva legislación que institucionaliza dicha forma de provisión generando nuevas demandas en el Estado. Ante esto, el artículo

analiza si la ley avanza en tres aspectos de la gestión integrada del agua potable rural. A partir de un análisis de contenido de la nueva ley y su reglamentación se concluye que existen avances en participación, articulación intersectorial y descentralización, pero se proyectan posibles conflictos al interior de la administración del Estado y en la vinculación de éste con las organizaciones. Se concluye que es importante para la política pública de agua potable rural mayor coordinación con otros sectores y también mayor atención a las tendencias actuales en administración pública respecto de la gestión estatal que abogan por una mayor articulación, descentralización y participación.

Palabras clave: intersectorialidad, agua potable, APR, OCSAS, coproducción.

Abstract

Chile has managed to deliver safe drinking water widely in rural contexts through a co-production scheme. This form of operation works for more than 60 years and delivers water to more than 10 % of the population. However, the literature reports heterogeneity in the results in each territory. In this context, the country is implementing new legislation that institutionalizes this form of provision, generating new demands in the State. Given this, the article analyzes whether the law advances in three aspects of the integrated management of rural drinking water. Based on a content analysis of the new law and its regulations, it concludes that there are advances in participation, intersectoral articulation and decentralization, but possible conflicts may emerge within the administration of the State, and in the link between it and organizations.

Further, it concludes that it is important for rural drinking water policy to have greater coordination with other sectors and also to pay attention to current trends in the public administration literature regarding state management that advocate greater articulation, decentralization and participation.

Keywords: Integration, coproduction, community-led management.

Recibido: 29/03/2023

Aceptado: 09/09/2023

Publicado Online: 19/09/2023

Introducción

El caso chileno se inserta en un contexto global de arreglos de coproducción para el agua potable rural, que están presentes en distintas latitudes, como en otros países de Latinoamérica desde la década de 1960 (Dobbin & Sarathy, 2015; Domínguez-Serrano & Castillo-Pérez, 2018; Goodwin, 2019; Romano, Nelson-Nuñez, & LaVanchy, 2021) y en Asia (Hutchings, 2018). En estos arreglos, usualmente el Estado genera la inversión inicial y realiza acompañamiento constante, mientras que organizaciones comunitarias se preocupan de la operación cotidiana. En este escenario es de interés estudiar la forma de trabajar de los Estados y cómo promueven un manejo adecuado de tan importante elemento.

En Chile, la provisión de agua potable en contextos rurales, periurbanos y de pequeñas localidades se basa principalmente en la

entrega conjunta del servicio donde el Estado y organizaciones comunitarias cumplen un rol clave. Esta forma de entrega nace a partir de un plan estatal en la década de 1960 (DOH, 2005; Gobierno de Chile, 1964). Las organizaciones aportan a través de su trabajo en la administración, gestión y mantención de los sistemas de captación y distribución de agua potable; el Estado aporta con la instalación de esta infraestructura y la asesoría permanente; las comunidades, junto con participar en las organizaciones, aportan pagando una tarifa que busca recuperar al menos los costos operativos (Fuster & Donoso, 2018; Pareja-Pineda, Fuentes, & Arriagada, 2022; Villarroel, 2012). En 2018, más de 1 800 organizaciones distribuían agua a más de 1 700 000 habitantes y la inversión en el sector alcanzaba los 150 millones de dólares de la época (MOP, 2018).

Si bien ha habido continuidad de este programa desde el decenio de 1960 hasta 2017, no existía una ley particular para él. Tras un proceso de ocho años se ha logrado institucionalizar esta forma de entregar el servicio, promulgándose la ley 20.998 (Hevia, 2017; BCN, 2017). Dicha ley cambió la forma de administración del programa y —crucial para nuestro análisis— se institucionalizaron algunos principios del manejo integrado del agua. Aunque la ley se promulgó en febrero de 2017, solo en noviembre de 2020 entró en vigencia debido a que el reglamento asociado no se había aprobado. Subsecuentemente, la implementación de la ley ha sido postergada por la pandemia COVID-19, estimando su aplicación completa recién para 2025 (BCN, 2022).

La literatura identifica una serie de dificultades que han ocurrido durante el desarrollo de este programa y se espera aportar en el análisis

de si éstas son o no abordadas en la nueva legislación. Más aún, las dificultades que se presentan justificarán la elección de centrar el análisis en las dimensiones de articulación, descentralización y participación. Es posible separar la literatura respecto de los problemas asociados con el programa de agua potable rural en Chile en tres grupos; primero, aquellas con foco en las organizaciones; luego, aquellas con foco en el Estado, y entre éstas, el segundo grupo sería aquel donde se identifican problemas con el rol del Estado específicamente en el agua potable rural; el tercer grupo se enfoca en las consecuencias para el agua potable rural, y los problemas que tiene el Estado en la gestión del agua o en su quehacer en general.

Primer grupo: investigaciones con foco en las organizaciones. A pesar de que en general las organizaciones suelen tener buenos resultados, se identifican como dificultades una supuesta baja recaudación y falta de capacidad para gestionar en estos organismos comunitarios (Fuster & Donoso, 2018). En una revisión de 40 organizaciones, se concluyó sobre la importancia de la experiencia y de tener un tamaño adecuado para entregar el servicio de buena manera (Molinos-Senante, Muñoz, & Chamorro, 2019). Otra revisión, pero ésta a partir de la opinión de personas expertas en este servicio en Chile, concordaba con la mirada crítica respecto de la capacidad de gestión, el bajo valor de la tarifa y la falta de mayor educación entre quienes lideran las organizaciones (Nelson-Núñez, Walters, & Charpentier, 2019). Sin embargo, la falta de información sistemática hace difícil la evaluación concreta de todos estos aspectos (DIPRES, 2007; DIPRES, 2015), lo que matiza estas conclusiones.

Segundo grupo: investigaciones asociadas con agua potable rural, pero enfocándose en el rol del Estado para este servicio. La literatura concluye sobre la ambigüedad normativa y la promoción de formas no comunitarias de relacionamiento. En una revisión sobre las organizaciones asociadas con el programa estatal para el agua potable rural, se ha concluido que las mismas operan desde una lógica de economía sustantiva donde el intercambio va más allá de un enfoque mercantil, prevaleciendo relaciones solidarias (Nicolas-Artero, 2016). Más aún, se argumenta que el Estado ha buscado subvertir estas inclinaciones comunitarias en pos de buscar que operen con una lógica mercantil de empresa privada (Nicolas-Artero, 2016). Por otra parte, también se ha argumentado que las instituciones estatales no son coherentes al momento de realizar requerimientos a las organizaciones, dándose, por ejemplo, situaciones donde una entidad fiscaliza las construcciones que gestionó otra y multa a la organización por fallas en las instalaciones (Pareja Pineda *et al.*, 2022). La ambigüedad de la reglamentación también ha sido reportada como una fuente para la existencia de múltiples formas de acceso al servicio de agua potable en contextos rurales (Nicolas-Artero, Blanco, Bopp, & Carrasco, 2022). A partir de un caso en el norte de Chile, un reporte concluye sobre cómo la “intromisión” del programa de agua potable rural puede crear conflictos internos en la localidad, o bien entre la localidad y el Estado cuando el servicio no es entregado correctamente (Cantillana-Barañados, 2018).

Tercer grupo: sobre el rol más general del Estado en la gestión del agua y sus efectos en las organizaciones de agua potable rural. La literatura indica el centralismo y la falta de articulación

entre usos e instituciones debido a la prominencia del mercado como mecanismo de gestión del agua. A partir de un estudio en el sur de Chile, se concluyó cómo la escasez hídrica que sufren las organizaciones comunitarias para el agua potable rural se explica, al menos en ocasiones, por la falta de coordinación entre instituciones al momento de realizar diversas inversiones, o por la falta de coordinación entre los niveles locales, regionales y nacional (Oppliger, Höhl, & Fragkou, 2019). En zonas periurbanas de la capital nacional también se identificó que la promoción, por parte del Estado, de intereses inmobiliarios de las clases altas, así como una falta de planificación en el uso del agua genera archipiélagos de servicios donde las organizaciones comunitarias de las clases bajas son las que reciben el servicio de peor manera o simplemente no lo reciben (Lukas, Fragkou, & Vásquez, 2020).

Es útil comentar de forma muy breve el uso del agua en Chile y los conflictos asociados. Según diagnósticos estatales, el 74 % del consumo de agua corresponde al uso agropecuario, seguido de un 14 % en usos industriales (incluyendo minería y generación eléctrica), un 11 % de uso en agua potable urbana y finalmente un 1 % en agua potable rural (CNID, 2016). Este consumo se debe complementar con las demandas evapotranspirativas de la industria forestal y agrícola, así como el consumo de paso que realiza la generación eléctrica y la industria salmonera (CNID, 2016). En este contexto, los conflictos en torno al agua han aumentado en Chile (Castro *et al.*, 2010; CNID, 2016). Dichos conflictos emergerían alrededor de la sobreexplotación del agua a raíz de la expansión urbana, y de las industrias minera y agrícola en el norte del país, mientras que en el centro y sur del país lo harían por la intervención

de ríos para la generación hidroeléctrica (Bauer, 2015). En general, se observa la incapacidad de la institucionalidad —en la forma del mercado del agua— de dar solución efectiva a los problemas que luego devienen en conflictos (Bauer, 2015; Castro *et al.*, 2010). Todo esto se profundiza en un contexto de sequía prolongada (CNID, 2016; Garreaud *et al.*, 2020; EMOL, 2020).

Las problemáticas estatales se pueden aunar en la carencia de una gestión integrada. En particular, se vislumbra una falta de mayor participación ciudadana, de articulación intersectorial al interior del Estado y de descentralización. Este artículo avanza en el análisis de la nueva legislación, con el objetivo de concluir si incorpora aspectos de la gestión integrada, la intensidad con que lo hace y las consecuencias que los aspectos incorporados o faltantes podrían tener en la entrega del vital servicio. Asimismo, tiene por objetivo aportar no solo desde la literatura de la gestión del agua, sino que también desde la administración pública, generando aprendizajes cruzados entre una y otra.

Para responder si la legislación incorpora o no estos aspectos, así como las posibles consecuencias, se hizo un análisis de contenido del texto de la ley 20.998 y su reglamentación. Tal análisis se centró en tres aspectos de la gestión integrada: participación, articulación y descentralización, los cuales se definen y operacionalizan en el siguiente apartado. Así, para cada objetivo planteado por la política objeto de estudio, se identificó si se avanza o no en cada uno de estos ámbitos.

Entre los resultados obtenidos se identifican las nuevas instancias de participación, articulación y descentralización que genera la nueva ley. Sin embargo, también se observan posibles conflictos con las

organizaciones y gobiernos regionales por lo tímido de los avances. Asimismo, se observa que la falta de articulación y el foco en descentralización según límites políticos también pueden generar problemáticas ante un elemento cada vez más escaso.

El artículo se organiza de la siguiente manera: se define participación, articulación y descentralización en nuestro contexto a partir de la literatura en gestión del agua y de administración pública; posteriormente se presenta la metodología; continúan los resultados, que se dividen en tres subsecciones; luego se presenta una discusión de los resultados; el último apartado concluye.

Las dimensiones de participación, articulación, y descentralización de la gestión integrada

En esta investigación se decidió centrar el análisis en tres componentes clave que surgen desde el concepto de manejo integrado del agua (Integrated Water Resources Management, IWRM), el cual entendemos como “un proceso que promueve la gestión y desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa, sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas” (GWP, 2023). La investigación se centra en un uso particular: el agua de bebida en sectores rurales.

El IWRM ha sido ampliamente promocionado y debatido dentro del sector del agua (Grigg, 2008; Kauffer & Mejia, 2020; Varis, Enckell, & Keskinen, 2014), aunque también ha sido objeto de fuertes críticas. Entre

las críticas se encuentran las opiniones sobre lo poco definido del término o por su foco técnico (Grigg, 2014); también la poca consideración al contexto (Varis *et al.*, 2014), lo que se traduciría en problemas de implementación (Lukat, Schoderer, & Salvador, 2022). Sobre este último aspecto se argumenta que a través de esquemas internacionales, como el IWRM, se refuerzan relaciones de poder ya existentes, dejando relegadas las visiones de las comunidades locales, y sus formas de vida y de ver el mundo (Hommes *et al.*, 2020). Aun frente a las críticas, el IWRM ha logrado posicionarse a nivel internacional como una idea referente (Bilalova *et al.*, 2023) y se entiende, al menos, como una sensibilidad útil para tener en cuenta (Swatuk & Qader, 2023). Teniendo en mente las consideraciones anteriores, se analizará este concepto en la investigación como un punto de partida suficientemente complejo sobre la gestión del agua para observar las posibles consecuencias de la política pública que se desea analizar. A continuación se detalla esta complejidad a partir de las tres caras clave de interés.

La primera arista relevante que emerge corresponde a la de participación. En efecto, si bien el IWRM compete a un concepto polisémico, siempre incluye la participación de todos los actores involucrados (Grigg, 2008). Aquí se hace explícito que están involucradas todas las personas que utilizan de una u otra forma el agua, por lo que es directa la relación con el primer concepto de análisis “participación”. En particular, durante los últimos años, una serie de iniciativas de participación se han instalado en América Latina con el objetivo de entregar mayor injerencia a la ciudadanía en la gestión del agua (Ochoa-Valer, 2022). La literatura de administración pública también muestra que

crecientemente la gestión estatal impulsa procesos participativos asociados con políticas públicas (Díaz, 2017). En específico, a partir de esta literatura, se entiende participación como “el proceso a través del cual los ciudadanos, que no ostentan cargos ni funciones públicas, buscan compartir en algún grado las decisiones sobre los asuntos que les afectan con los actores gubernamentales e incidir en ellas” (Díaz, 2017, p. 343).

Sigue la autora indicando que es necesario hacer hincapié en que “participación” involucra una serie de matices en cuanto a la forma y fondo de cómo ocurre una instancia participativa (Díaz, 2017). Se puede plantear que existen dos momentos interrelacionados en cualquier instancia participativa: el hecho participativo y las consecuencias de este hecho. El momento participativo y sus posteriores consecuencias en la gestión estatal se condicen, respectivamente, con lo que Baiocchi y Ganuza (2014) llaman las dos caras de la participación: la de la comunicación y la del empoderamiento. La primera cara o momento tiene que ver con quienes asisten, qué tan inclusiva es la participación y qué tan democrática es la toma de decisiones, lo que también ha sido llamada la “extensión” de la participación (Díaz, 2017, p. 361).

La segunda cara de la participación, la del empoderamiento, compete a las consecuencias prácticas, en concreto, cómo se “conectan los foros deliberativos con la acción del gobierno” (Baiocchi & Ganuza, 2014, p. 37). En este sentido, siguen los mismos autores, el primer punto relevante es en qué medida quienes participan pueden determinar las reglas de su participación y, el segundo, cuál es la predominancia para la administración de este canal de participación en el sentido de ser el único lugar de contacto entre el Estado y la ciudadanía. El tercer punto es cuál

es el alcance y la importancia de los aspectos que se están discutiendo. Finalmente, un cuarto punto es cuál es la injerencia concreta de la ciudadanía sobre los temas discutidos. A los tres últimos puntos también se les ha llamado la “intensidad de la participación” y “las consecuencias de la participación”, según precisa Díaz (2017, pp. 361-362).

Definida la primera arista del IWRM que es relevante para el análisis, se puede identificar como segunda el aspecto de articulación intersectorial. Siguiendo a Grigg (2008), para realizar IWRM se debe realizar la coordinación entre los diferentes usos del agua, sus correspondientes sectores de la política pública y las distintas unidades de gobierno. Lanna y Dorfman (1993) se refieren a este aspecto como el gerenciamiento de los usos sectoriales y el gerenciamiento interinstitucional, mientras que Kauffer y Mejia (2020) hablan de la coordinación institucional. Por su parte, Varis *et al.* (2014) llaman a este aspecto la dimensión horizontal del IWRM. Es importante mencionar que el IWRM, cuando apunta a la coordinación entre sectores, también incluye a los actores privados, sin embargo la coordinación con el mundo privado no es foco de esta investigación. La idea de integrar los diversos usos del agua ; sus correspondientes sectores de la política; y las distintas unidades de gobierno involucradas lleva nuevamente a la literatura de la administración pública para buscar especificar más este aspecto.

Sobre articulación, Brugué (2010) indica que para dar una respuesta acorde con la complejidad de los problemas deberán coordinarse y discutir distintas reparticiones. Cunill (2014), al relevar las experiencias de intersectorialidad que emergen desde la década del 2000 en América Latina, discute cómo el inicio de una perspectiva de

multidimensionalidad e integralidad en la comprensión de los problemas sociales ha llevado a la implementación de la intersectorialidad en su abordaje desde el Estado. El autor y la autora plantean que un primer paso necesario hacia estas nuevas formas de gestionar las políticas públicas es la articulación entre distintas reparticiones; articulación donde las partes se comunican, se coordinan y/o colaboran (Brugué, 2010; Cunill, 2014). Se entiende entonces la articulación en la presente investigación como las relaciones de colaboración entre entes gubernamentales pertenecientes a distintos sectores u organismos para atender conjuntamente a un público y problema en particular.

Es importante destacar que puede haber distintos tipos de articulación dependiendo del foco y la intensidad de dicha articulación. Respecto del foco u objeto que se estaría articulando, Cunill (2014) identifica tres posibilidades: primero, la articulación durante la creación o planificación de una política; segundo, durante la ejecución o administración, dicho de otra manera, durante la práctica, el intercambio de información y la responsabilidad que conlleva la administración de una política; y tercero, la articulación en la estructura, es decir, los formatos organizativos suprasectoriales o intersectoriales. A su vez, cada uno de estos tres focos se puede categorizar en menor o mayor intensidad. Menor intensidad serían mecanismos y formas de coordinación básicas, mientras que de mayor intensidad serían maneras complejas dadas por cambios estructurales en los procesos y en las organizaciones (Cunill, 2014).

Finalmente, para una IWRM efectiva, el tercer aspecto relevante es que se deben coordinar los múltiples niveles organizacionales y geográficos (Grigg, 2008). En otras palabras, la dimensión vertical del

IWRM (Varis *et al.*, 2014). Ello lleva directamente al concepto de descentralización (Brugué, 2010), poniendo énfasis en la escala geográfica de aplicación de una política pública (Cunill, 2014). De esta manera, una política puede ser responsabilidad del gobierno nacional, regional o local (Falleti, 2014), o incluso de una entidad intermedia entre estos niveles, tales como las “Regiones Asistenciales de Salud” en Brasil (Galilea-Ocón & Letelier-Saavedra, 2013), o los “Servicios Locales de Educación” en Chile (Sanfuentes & Garretón, 2019). Asimismo, puede darse que la responsabilidad sea en el ámbito de los recursos, de la gestión y/o de las definiciones políticas. En otras palabras, puede haber una descentralización de tipo fiscal, administrativa o política (Falleti, 2014), respectivamente. En definitiva, descentralización en esta investigación se entiende como un proceso compuesto por políticas públicas que “transfieren responsabilidades, recursos o autoridad de los niveles más altos de gobierno a los más bajos” (Falleti, 2014, p. 320).

Con esta revisión teórica, además de definir de manera precisa las tres aristas que interesan para el análisis, se buscó poner atención en la relación del IWRM con la literatura en administración pública. En tal sentido, se ha avanzado en esa dirección considerando tres conceptos: participación, articulación y descentralización en términos particulares desde la gestión del agua y, a la vez, en términos generales desde la administración pública. Un ejercicio similar se ha llevado a cabo para discutir el esfuerzo integrador en el manejo del agua a raíz de los avances que en este sentido han tenido las políticas de salud (Varis *et al.*, 2014). A continuación se detalla la metodología utilizada en la investigación.

Materiales y métodos

A partir de una mirada deductiva, este artículo realiza un análisis de contenido (Bryman, 2012) a la Ley 20.998 (BCN, 2017) y al reglamento asociado (BCN, 2020). El artículo busca detallar y analizar las características e instancias donde los conceptos discutidos, “articulación”, “descentralización” y “participación” emergen en la legislación.

La investigación nace de la hipótesis de que la nueva legislación, si bien responde a algunas necesidades sentidas de las organizaciones (Hevia, 2017; Pareja & FENAPRU, 2018), no logra abordar dificultades asociadas con la gestión del agua como elemento complejo y tampoco incorpora innovaciones intensas en la gestión estatal.

Se siguieron tres pasos para responder la pregunta que motiva la investigación. Primero, se identificaron los objetivos que se plantea la propia política, a fin de analizar la política dentro de su propio ámbito de acción y no de objetivos que podrían establecerse desde el punto de vista teórico. Para identificar estos objetivos se revisó el contenido de la política y a partir de lo indicado expresamente por ella, se identificaron los fines que perseguía. Esto trajo consigo una primera organización de la información en categorías creadas para cada objetivo que se identificó.

Segundo, se identificaron los articulados donde aparecen los tres conceptos. Es la tarea principal asociada con la pregunta de investigación, y sirve identificar las instancias que estarían reflejando ya sea articulación interinstitucional, descentralización o participación, según se definió en la discusión teórica. Como un paso intermedio, cada uno de esos conceptos se operacionalizó de la siguiente manera:

- Existe una instancia de **articulación** cuando se define que la entidad ejecutora de la política debe informar o coordinar su labor con una entidad estatal diferente para alcanzar los fines declarados en la política analizada. Esta entidad puede ser un ente administrativo o bien autoridades elegidas.
- Existe una instancia de **descentralización** cuando la política pública analizada entrega a alguna repartición o autoridad del orden subnacional un rol informador, coordinador o tomador de decisión.
- Finalmente, las instancias de **participación** corresponden a espacios de información, coordinación o toma de decisión donde quienes pertenecen a las organizaciones comunitarias pueden asistir.

Lo anterior generó una segunda organización de la información a través de categorías creadas por cada uno de estos conceptos.

Tercero, una vez identificado donde aparece cada concepto, se buscó detallarlo según los subaspectos que surgieron como relevantes en la discusión teórica. Así, es posible entregar complejidad a cada concepto y analizar con suficiente profundidad los posibles efectos de cada uno de ellos. En específico, para cada uno de los aspectos se detalló lo siguiente:

- Para articulación se buscó identificar a cuál etapa de la política pública refiere la instancia: diseño, administración o estructura organizativa. Además, se identificó si la articulación era de baja o alta intensidad.

- Para descentralización, las instancias se categorizaron según involucraban uno o más de los siguientes tres ámbitos de la política: administrativos, financieros o políticos (Falleti, 2014, pp. 320-321).
- Finalmente, para participación se detallaron los aspectos comunicacionales: quiénes pueden participar y la facilidad para hacerlo. Y los aspectos de empoderamiento: qué tan importante es la instancia de participación vista como canal de decisión, el nivel de injerencia que tienen quienes participan y la posibilidad de que quienes colaboran definan las reglas de participación.

El análisis se realizó con el apoyo del *software* AtlasTi, el cual facilita la identificación de las instancias que interesan al estudio, al permitir codificar los textos estudiados. La Figura 1 muestra las distintas categorías y subcategorías con las cuales se organizó la información. En lo que sigue se utiliza la referencia “art.” para indicar un artículo de la ley y la referencia “reg. art.” para un artículo del reglamento.

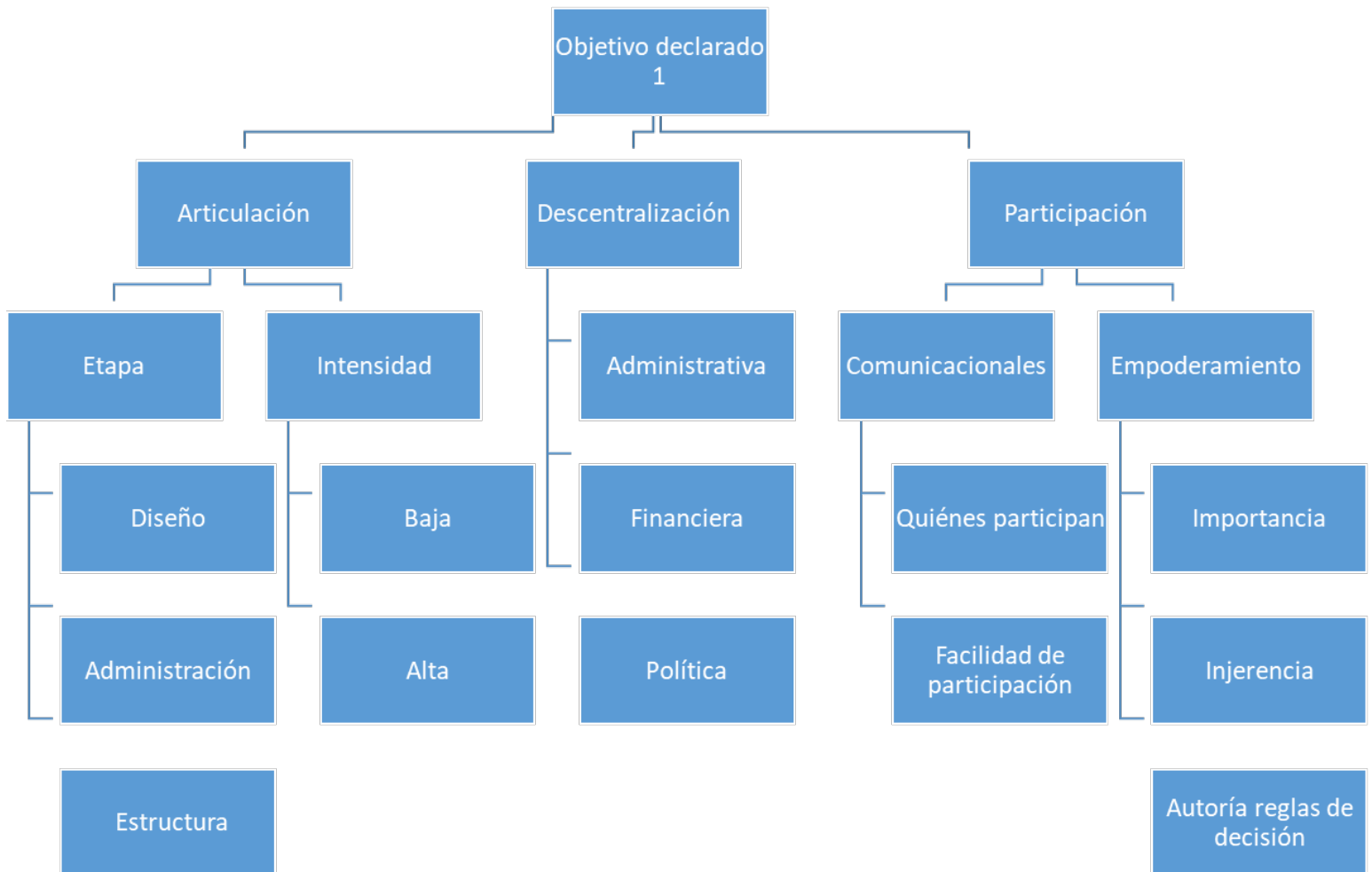


Figura 1. Resumen de las categorías utilizadas en el análisis para cada objetivo analizado en la política.

Resultados

Mirada general a la política de agua potable rural chilena

La metodología indicaba que lo primero era analizar cuáles eran los objetivos que la propia política declaraba perseguir. La política analizada explícitamente se define como aquella “de inversión, asistencia técnica y financiera, gestión comunitaria, supervisión y promoción para la organización de los operadores directores de servicios sanitarios rurales” (art. 65). Sin embargo, tras revisar por completo los documentos, se puede concluir que, entre los objetivos declarados, los dos más discutidos en la ley y el reglamento corresponden a la asistencia técnica y a la inversión. A estos se debe agregar el objetivo no declarado explícitamente de normar el funcionamiento de las organizaciones, lo cual toma la mayoría de la ley. Los demás objetivos son discutidos en términos generales como “las funciones” sin presentar mayor detalle. A raíz de ello, este apartado se divide en tres partes. En esta primera subsección se presentan los resultados en términos generales, donde se incluyen los cambios que afectan a todos los objetivos o que afectan a objetivos no detallados, reservando la siguiente subsección para los resultados asociados con el objetivo de asistencia técnica. Posteriormente, la tercera subsección presenta los resultados para el objetivo inversión.

Como visión en general, es importante destacar que la ley realza el tema del agua potable rural dentro del Estado y considera una descentralización regional. En específico, primero una Subdirección de Servicios Sanitarios Rurales (art. 72), en adelante “Subdirección”,

elevando administrativamente el previo Programa de Agua Potable Rural al nivel de subdirección (Hevia, 2017); y crea en cada región una Subdirección Regional (art. 72). En la misma línea, la labor de supervisión queda a cargo de las oficinas regionales de dos entidades supervisoras complementarias: la Autoridad Sanitaria y la Superintendencia de Servicios Sanitarios (art. 85). Como se detallará más adelante, las regiones también tienen un papel explícito en los aspectos de asistencia técnica y de inversiones.

En cuanto a la articulación con otras entidades estatales, se declaran intercambios de información unidireccionales desde diversos ministerios hacia la Subdirección para la formulación de la política (art. 65), para supervisión en general (art. 87) y para la fijación de tarifas (art. 58). El reglamento es algo más específico sobre articulación para la supervisión, indicando que las entidades de supervisión deben coordinarse entre sí para compartir información (reg. art. 123), además de explicitar las coordinaciones necesarias para el caso de extensión en las zonas urbanas (reg. art. 26). Para las funciones de asistencia técnica y de inversiones, se prescriben relaciones de información adicionales con varios ministerios, con las municipalidades y los gobiernos regionales, según se detalla más adelante.

Ahora, para finalizar la visión general, sobre participación se observa que existen dos aspectos que restringen la participación. Uno es el proceso tarifario, el cual ahora ya no es autónomo para cada organización, sino que pasa a estar en manos de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (art. 57); las organizaciones, en caso de querer incidir, deberán realizar una presentación fundada en antecedentes

técnicos específicos para que las Superintendencia las considere (reg. art. 70). El segundo aspecto se da por el hecho de que las organizaciones deben solicitar una licencia para operar (art. 20), la cual pueden perder en caso de mal funcionamiento sostenido (art. 18, art. 30, art. 35). Vale la pena mencionar que este requerimiento no existía antes de la ley.

Avances y límites respecto de la asistencia técnica

La política operacionaliza el objetivo de asistencia técnica a través del diseño e implementación de un “programa de capacitación de competencias técnicas, organizacionales y otras” (art. 66). El alcance de este programa es detallado en el reglamento e indica que se deben incluir los temas de “gestión comunitaria y de asociación (...) administración y gestión (...) y legislación” (reg. art. 102). Así, para analizar las oportunidades de participación, articulación y descentralización en el objetivo de asistencia técnica, se analizará la información disponible sobre el programa de capacitación.

El programa de capacitación es creado a nivel nacional por la Subdirección (art. 66, reg. art. 101), luego aprobado por el Consejo Consultivo Nacional (art. 66, reg. art. 101) y ejecutado a nivel regional por las Subdirecciones Regionales (art. 72). Si bien el programa es creado a nivel nacional, el reglamento y la ley fijan que las Subdirecciones Regionales, en coordinación con sus Consejos Consultivos Regionales, deben proponer contenidos para ser considerados en el plan nacional (art. 68, reg. art. 102). Cómo se definirá el presupuesto para capacitación no se detalla ni en la ley ni en el reglamento.

En el proceso de creación del plan existen espacios para la descentralización, participación y articulación. Para observar estos espacios, primero es necesario detenerse sobre las atribuciones y la composición de los Consejos Consultivos. En los Consejos Consultivos, ya sea el Nacional o los Regionales, participan diversos representantes estatales y de las organizaciones. En el Nacional son ocho representantes de diferentes ministerios, más uno de las municipalidades, y nueve de las organizaciones comunitarias. En los Consejos Regionales son ocho de las secretarías regionales ministeriales respectivas, más uno de las municipalidades y hasta seis de las organizaciones (art. 68). Los ocho ministerios involucrados son los siguientes: el Ministerio de Obras Públicas (donde reside la política); el Ministerio de Hacienda; el Ministerio de Economía, Fomento y Turismo; el Ministerio de Salud; el Ministerio de Vivienda y Urbanismo; el Ministerio de Desarrollo Social; el Ministerio del Medio Ambiente, y el Ministerio del Interior y Seguridad Pública.

De esta manera, los Consejos Consultivos se perfilan como un espacio que es simultáneamente de participación y de articulación. Además, el despliegue a nivel regional de estos Consejos los hace también un espacio para la descentralización. Vale la pena destacar que la ley considera que si alguna repartición pública desea realizar promoción o asistencia respecto del agua potable rural, esta repartición debe informarlo al Consejo Consultivo (art. 81).

La representación para la participación de las organizaciones comunitarias en los Consejos Consultivos se da preferentemente a través de sus asociaciones regionales o federaciones nacionales existentes, aunque el sistema de elecciones presenta diversas particularidades según

los artículos 80 y 83 del reglamento. Primero, la elección se realiza por lista, que puede ser inscrita por asociaciones provinciales, regionales o nacionales, o bien, por organizaciones no asociadas que logren coordinarse en más de una región para la inscripción de la lista. Segundo, en la lista de una asociación deben incluirse siempre a organizaciones que no pertenezcan a ella; la cantidad a incluir dependerá del porcentaje de representación de sistemas de la asociación a nivel nacional. Tercero, aunque la elección se hace por mayoría de votos a través del método de D'Hondt, se cautela que exista diversidad en el tamaño de sistemas, asegurando tanto un mayor número de representantes a los más pequeños como una cantidad de representantes a organizaciones no asociadas.

Un aspecto que si bien no se explícita ni en la ley ni en el reglamento como espacio para la descentralización tiene que ver con la ejecución de las capacitaciones. Al respecto, la ley y el reglamento indican que las capacitaciones se podrán contratar con privados debidamente registrados (art. 73, reg. art. 119). Es relevante destacar este aspecto, pues actualmente las capacitaciones solo pueden ser ejecutadas por las sanitarias concesionarias que resultaron de la privatización del Servicio Nacional de Obras Sanitarias (usualmente conocido como SENDOS) durante la década de 1990. De hecho, la ley se hace cargo de derogar esta restricción en un artículo transitorio (art. trans. 9), permitiendo la entrada de más actores privados a las capacitaciones. El registro de terceros se administra según lineamientos estándar a nivel nacional del Ministerio de Obras Públicas (reg. art. 119).

Avances y límites en el objetivo sobre inversión

Detallados ya los resultados respecto de una visión general de la política analizada y una particular sobre su objetivo de asistencia técnica a los comités y cooperativas de agua potable rural, se analiza el segundo objetivo más discutido en los textos: el de inversión. La componente de inversión de la política se refiere a “la inversión para promover, formar e instalar servicios sanitarios rurales nuevos” (art. 77) y se materializa en los proyectos seleccionados para obtener financiamiento estatal incluidos en el plan anual de inversiones de la Subdirección. Por tanto, para analizar esta componente se analiza el proceso a través del cual se realiza la selección de proyectos.

El proceso de selección de proyectos de inversión inicia con la solicitud de financiamiento que realiza la organización interesada. Esta solicitud se hace a través de un formato preestablecido ante la Subdirección Regional (reg. art. 121), formato simple que solo involucra información ya en poder de cada organización. Luego, la Subdirección Regional respectiva analizará la admisibilidad de la solicitud frente a los criterios de elegibilidad regionales previamente establecidos (reg. art. 121). Si la solicitud es declarada admisible, ésta se evaluará según lineamientos nacionales del Ministerio de Desarrollo Social (art. 80). Finalmente, cada gobierno regional decidirá cuáles proyectos serán seleccionados o priorizados con base en el presupuesto disponible, a la lista de proyectos admisibles y su respectiva evaluación (art. 80, reg. art. 121).

Para complementar la descripción anterior sobre cómo se decidirá dónde invertir los recursos, es importante presentar dos consideraciones sobre el nivel de injerencia de los gobiernos regionales. Primero, los criterios de elegibilidad regionales son propuestos por la Subdirección Regional al Gobierno Regional respectivo para su aprobación (art. 79). Segundo, el total de fondos disponibles para esta política viene dado por el presupuesto de la nación, mientras que el monto para cada región es asignado por un polinomio nacional creado para estos fines. De acuerdo con el artículo 120 del reglamento, este polinomio tiene una componente que privilegia regiones donde existe más concentración de población y en mayor situación de pobreza, ambos aspectos relacionados con los sistemas nuevos. Además, el polinomio tiene una segunda componente que privilegia regiones donde existe un mayor número de sistemas y arranques, aspectos relacionados con los sistemas antiguos y su mantención. Ambas visiones, el privilegiar los sistemas nuevos y el privilegiar los sistemas antiguos, son ponderadas de igual manera. Finalmente, el polinomio considera la cantidad de proyectos asociados con sistemas nuevos o antiguos, evaluados favorablemente en la región.

Para terminar de analizar el componente de inversión, es importante mostrar que la política considera la posibilidad de que otras reparticiones estatales deseen invertir en agua potable rural. En este sentido, complementariamente al conducto regular recién detallado, la ley y el reglamento explicitan qué hacer si otras entidades estatales desean financiar proyectos asociados con agua potable rural, indicando que las entidades deben regirse por el procedimiento detallado más arriba (art. 80). En este sentido, la Subdirección funciona como ventanilla única (art.

81, reg. art. 117), abarcando las iniciativas de municipios, gobiernos regionales u otras reparticiones ministeriales, las cuales deberán buscar aprobación técnica previa de parte de la Subdirección para ejecutar sus proyectos.

Discusión

Esta investigación buscó analizar si la nueva política para el agua potable rural en Chile incorporaba aspectos de gestión integrada, enfocándose en tres ámbitos de este concepto: participación ciudadana, articulación interinstitucional y descentralización. Como se discute más adelante, es posible que aunque se solucionen algunas problemáticas, no se abordan situaciones clave, manteniéndose como posibles fuentes de conflicto. Así, a la vista de los resultados obtenidos, se vislumbran posibilidades ciertas de participación, articulación y descentralización; sin embargo, corresponden a esfuerzos de baja intensidad que no se reflejan de igual manera en todos los objetivos declarados. Los cambios de esta política en los distintos ámbitos se resumen en la Tabla 1.

Tabla 2. Resumen de los hallazgos.

Aspecto de la política	Articulación	Descentralización	Participación
Marco general	Planificación conjunta con baja intensidad No se observa en la ejecución ni en la estructura	Administrativa: se potencian los equipos regionales	Empoderamiento: reglas de participación respecto de tarifas ya no se pueden definir autónomamente y objetar la propuesta estatal es complejo
Objetivo de supervisión	Planificación conjunta con baja intensidad entre las entidades supervisoras Se visualizan posibilidades de ejecución conjunta de baja intensidad solo en casos graves de incumplimiento No se observa en la estructura	Administrativa: oficinas regionales ejecutan	Empoderamiento: organizaciones no deciden reglas de participación respecto de la supervisión y las licencias para operar, además es revocable

Aspecto de la política	Articulación	Descentralización	Participación
Objetivo de asistencia técnica: creación plan de capacitaciones	Planificación y cambios estructurales (creación consejos consultivos) con baja intensidad No se observa en la ejecución	Administrativa: oficina regional sugiere contenidos y podría ejecutar con terceros contratados de manera local	Comunicación: reglas de participación no suponen barreras de entrada Empoderamiento: participantes no deciden reglas de participación ni se privilegian las organizaciones existentes, pero instancia creada es el único canal formal
Objetivo de inversión: creación plan de inversiones	Ejecución con baja intensidad, pues para priorizar se utiliza un método estandarizado que aplican todos los ministerios No se observa en la planificación ni en cambios estructurales	Política: gobierno regional recibe nuevas atribuciones, pero supeditadas a reglas establecidas a nivel nacional	Comunicación: reglas de participación no suponen barreras de entrada Empoderamiento: participantes no deciden reglas de participación e instancia creada no es el único canal formal para obtener recursos financieros

En cuanto a la coordinación entre entidades estatales, los documentos analizados no permiten concluir que se mejorará la gestión estatal ni que se aborda la escasez del agua. Sobre lo primero, las mejoras que trae la coordinación es posible que no emerjan para disminuir los tiempos de gestión o de compartir información relevante para esta política, pues se observa que se estaría en presencia de una “baja integración” (Cunill, 2014, pp. 21-25). En específico, entre los entes fiscalizadores solo existe intercambio de información de un mismo

público. En este sentido, no existe una coordinación donde se haga evaluación y seguimiento conjunto a la fiscalización de estas organizaciones. De la misma manera, la aprobación del programa de capacitaciones sucede en un ente más bien técnico, el Consejo Asesor, donde no existen responsabilidades compartidas entre las reparticiones estatales ni se altera las estructuras organizativas actuales.

Sobre lo segundo, la falta de coordinación para el abordaje de la escasez hídrica, se visualiza que esta política puede chocar con otras. Tal como ya se comentó, la literatura sobre Chile indica como crucial el consumo agrícola, forestal y minero en el contexto rural, pero ambos ministerios —el de Agricultura, que incluye lo forestal, y el de Minería— no están involucrados formalmente en la política de agua potable rural. El hecho de que esté presente el Ministerio de Medio Ambiente puede ayudar en esta dirección, pero parece insuficiente.

Acerca de descentralización, los esfuerzos se traducen en que es posible que no se satisfagan los deseos por mayor injerencia que pueden tener los espacios subnacionales. Por un lado, se estaría delegando solo hacia el nivel regional dejando de lado el nivel local. Por el otro, este proceso sería solo de tipo “administrativo” con matices de tipo “político”. Lo administrativo se refiere a que las regiones pueden definir aspectos en la ejecución de la política, como los criterios de admisibilidad para los proyectos de inversión, y además están a cargo de la supervisión. También, al crearse la Subdirección se potencian los equipos regionales, pues tendrán mayor dotación.

Lo político de la descentralización se observa en que los gobiernos regionales pueden dirimir cuáles proyectos serán financiados, pero con

una salvedad. Si bien es explícito que los gobiernos regionales decidirán sobre los proyectos, en este proceso deberán seguir los criterios acordados con la Subsecretaría Regional respectiva y según la evaluación que otras instancias realizan, perdiendo autonomía. Es de notar que no existe descentralización “fiscal”, pues los recursos disponibles para la región siguen siendo decididos según criterios nacionales, y es posible anticipar una tensión con los gobiernos regionales por esta falta en el caso que exista demanda de inversiones que excedan lo que el gobierno central está dispuesto a entregar. La heterogeneidad entre regiones respecto del interés por la descentralización (Delamaza, Díaz, Montecinos, & Pareja, 2022) hacen necesario estudiar en el futuro si esta tensión emerge o no, y bajo cuáles condiciones.

Una segunda arista asociada con descentralización se da pues este proceso respeta los límites político-administrativos, aun si no se condicen con el flujo del agua natural o del agua potable entregada en las localidades. Esto es relevante, pues considerando que los cursos de agua no necesariamente coinciden con las divisiones políticas, es posible que la descentralización regional propuesta por la ley no sea útil en todo contexto. Más aún, en algunas localidades se ha observado que también la entrega de agua se hace más allá de una región o municipalidad particular (Pareja-Pineda, 2023). La política estudiada no incorpora tales complejidades.

Siguiendo con el tercer ámbito de la gestión integrada, la participación, la ley avanza en el ámbito comunicacional al establecer pocas barreras de entrada, pero también con salvedades. En lo positivo, es fácil que las organizaciones puedan participar en los Consejos Asesores

y que además puedan canalizar sus requerimientos de inversión a través de la Subdirección. En lo negativo, quedan fuera del alcance de las organizaciones temas como la selección de quién realizará la capacitación o mayor injerencia en el funcionamiento de la Subdirección. Asimismo, la injerencia concreta respecto del plan de capacitaciones queda mediada por la implementación del mismo, y este aspecto no se aborda en el reglamento. Algo similar ocurre sobre las inversiones, las organizaciones solo participan como solicitantes, sin ninguna injerencia en, por ejemplo, el proceso para definir los criterios de evaluación de proyectos nuevos.

Finalmente, sobre el empoderamiento de las organizaciones comunitarias a través de las instancias de participación, es posible ver que la nueva ley lo aumenta, pero que deja diversos vacíos. En términos generales, la autonomía de las organizaciones se ve fuertemente disminuida al tener que ceñirse a una tarifa calculada de modo externo y a un proceso de licenciamiento donde no tienen mayor opinión. En este sentido, la participación disminuye porque vista como una política pública, en aspectos cruciales de la ejecución, como el valor a cobrar y los requerimientos para operar, las personas ya no tienen opinión.

Por otra parte, la forma de elección de quienes participen en el Consejo indica que las organizaciones no tienen mayor injerencia en la conversación de segundo orden sobre cómo debe organizarse el Consejo. Una muestra de esto es el hecho de que siempre deba incorporarse un representante de los sistemas no asociados. En este sentido, en Brasil, para la gestión del agua en general se identificaron como muy relevantes los procesos de “autoridad práctica”, donde nuevas entidades logran tener las capacidades para resolver problemas y el reconocimiento para influir

(Abers & Keck, 2013). Quedará para la futura implementación estudiar si los Consejos Consultivos logran esta autoridad práctica y extender su influencia más allá de lo hasta aquí planteado por la normativa.

Los Consejos Asesores alcanzan la meta de transparentar los puntos de contactos entre el Estado y las organizaciones respecto de qué tipo de capacitaciones se realizarán, y la Subdirección se define como un único punto de contacto para solicitar inversiones para los fines de agua potable rural. Sin embargo, debido a la escasez, es posible que la participación en el plan de capacitaciones o incluso en el plan de inversiones no sea suficiente. En este sentido, la gestión del agua se puede volver muy contenciosa en algunos territorios (Panez-Pinto, Faúndez-Vergara, & Mansilla-Quñones, 2017), desbordando estos dos planes.

A la luz de la discusión presentada es posible concluir que la política de servicios sanitarios rurales avanza en la dirección correcta al promover e institucionalizar una administración estatal con mayor articulación, descentralización y participación ciudadana. Sin embargo, los avances son superficiales. Ya que este análisis se basó en la revisión del diseño de la ley, en el futuro será relevante analizar si existen procesos al interior del Estado que logren, a través de la implementación, superar los aspectos problemáticos identificados.

Conclusiones

Esta investigación estudió el contenido de la política pública para agua rural chilena buscando aportar a la gestión integrada de este uso particular del agua a otras latitudes donde se entregue el servicio a través

de esquemas de coproducción similares. Con los resultados se pudo discutir que se han realizado avances en tres ámbitos: en participación ciudadana, en articulación intersectorial entre instituciones estatales y en descentralización. Sin embargo, también se identificaron puntos críticos que los Estados deben considerar para evitar conflictos o mejorar su gestión.

El enfoque utilizado en esta investigación tomó antecedentes desde la gestión integrada del agua y del agua potable rural junto a perspectivas desde la administración pública, resultando fructífero. En tal sentido, una recomendación clave para los estudios sobre políticas de agua potable rural es poder conciliar las miradas particulares asociadas con la materialidad que toca esta política —el agua— y las generales desde administración pública. Con lo anterior, en el presente artículo logramos incorporar aprendizajes diversos para la identificación de avances y los futuros nudos críticos.

Específicamente para Chile, es posible argumentar que será crucial la capacidad del Estado para escuchar a las organizaciones y a los niveles subnacionales. Es de esperar que las demandas de mayor participación y descentralización —que seguramente emergerán una vez la ley entre en plena implementación— sean consideradas como una manera de asegurar el éxito en el largo plazo de la política. Ante la importancia del servicio, el Estado y las organizaciones han logrado entregar este vital elemento por más de 60 años y fueron capaces de lograr acuerdos durante la concepción y discusión de la ley 20.998; es de esperar que las nuevas condiciones solo profundicen esta relación constructiva y que se aumente la capacidad de las organizaciones para influir.

Es posible concluir que el éxito de las políticas de agua potable rural con participación ciudadana no depende únicamente de las organizaciones locales y de su forma de funcionamiento interno para la entrega de agua. En ese sentido, no solo importan las dificultades que enfrentan las organizaciones, también es esencial analizar cómo el Estado está generando o no nuevas formas de trabajo que vayan en línea con los cambios de los últimos años en la administración pública en general y con los cambios en la gestión del agua en particular.

Agradecimientos

Esta investigación contó con financiamiento ANID BECAS/DOCTORADO NACIONAL 21191149.

Referencias

- Abers, R., & Keck, M. E. (2013). Practical authority: Agency and institutional change in Brazilian water politics. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Baiocchi, G., & Ganuza, E. (2014). Participatory budgeting as if emancipation mattered. *Politics and Society*, 42(1), 29-50. DOI: 10.1177/0032329213512978
- Bauer, C. J. (2015). Water conflicts and entrenched governance problems in Chile's market model. *Water Alternatives*, 8(2), 147-172.
- BCN, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2017). *Ley 20.998 Regula los servicios sanitarios rurales*. Recuperado de <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1100197>

- BCN, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (2020). *Reglamento de la ley N° 20.998, que regula los servicios sanitarios rurales*. Recuperado de <https://bcn.cl/2lxdm>
- BCN, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (2022). *Ley 21520 Modifica Ley N° 20.998 que regula los servicios sanitarios rurales para ajustar sus requisitos y plazos de implementación*. Recuperado de <https://bcn.cl/3afyq>
- Bilalova, S., Newig, J., Tremblay-Lévesque, L.-C., Roux, J., Herron, C., & Crane, S. (2023). Pathways to water sustainability? A global study assessing the benefits of integrated water resources management. *Journal of Environmental Management*, 343, 118179. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118179
- Brugué, Q. (2010). Una administración que habla es una administración que piensa. En: *Participación ciudadana... para una administración deliberativa* (1) (pp. 55-71). Zaragoza, España: Gobierno de Aragón.
- Bryman, A. (2012). *Social research methods* (4th ed.). Oxford, UK: Oxford University Press.
- Cantillana-Barañados, R. (2018). Conflictos por el agua en sus dimensiones sociales y culturales: política de Estado y gestión comunitaria en Tarapacá, Chile. *Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía*, 23, 27-43.

- Castro, H., Carvajal, L., Kliwadenko, K., Godoy, J., Mella, M., Stern, J., Rojas, M., Silva, S., Ferreira, K., Lama, R. M., Belmar, A., Sepúlveda, C., & Segura, P. (2010). *Conflictos por el agua en Chile: entre los derechos humanos y las reglas del mercado*. Chile: Gráfica Andes. Recuperado de <http://biblioteca.cehum.org/bitstream/123456789/929/1/Larrain%2C%20Poo.%20Conflictos%20por%20el%20Agua%20en%20Chile%2C%20Entre%20los%20Derechos%20Humanos%20y%20las%20Reglas%20del%20Mercado.pdf>
- CNID, Consejo Nacional de Innovación para el Desarrollo. (2016). *Ciencia e innovación para los desafíos del agua en Chile. Estrategia nacional de investigación, desarrollo e innovación para la sostenibilidad de los recursos hídricos*. Santiago, Chile: Consejo Nacional de Innovación para el Desarrollo.
- Cunill, N. (2014). La intersectorialidad en las nuevas políticas sociales. *Gestión y Política Pública*, 23(1), 5-46.
- Delamaza, G., Díaz, G., Montecinos, E., & Pareja, C. (2022). De la descentralización *top-down* a la *bottom-up*. Disposiciones y actitudes regionales para el desarrollo territorial en Chile. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, 18(2). DOI: 10.54399/rbgdr.v18i2.6135
- Díaz, A. (2017). Participación ciudadana en la gestión y en las políticas públicas. *Gestión y Política Pública*, 26(2), 341-379. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-10792017000200341

- DIPRES, Dirección de Presupuestos. (2007). *Informe final de evaluación programa de agua potable rural*. Santiago, Chile: Dirección de Presupuestos.
- DIPRES, Dirección de Presupuestos. (2015). *Informe final de evaluación. Infraestructura hidráulica de agua potable rural (APR)*. Recuperado de http://www.dipres.gob.cl/597/articles-141243_informe_final.pdf
- Dobbin, K. B., & Sarathy, B. (2015). Solving rural water exclusion: Challenges and limits to co-management in Costa Rica. *Society and Natural Resources*, 28(4), 388-404. DOI: 10.1080/08941920.2014.948245
- DOH, Dirección de Obras Hidráulicas. (2005). *Programa de agua potable rural. 40 años de historia, salud y desarrollo para Chile*. Santiago, Chile: Ministerio de Obras Públicas.
- Domínguez-Serrano, J., & Castillo-Pérez, E. A. (2018). Las organizaciones comunitarias del agua en el estado de Veracruz. Análisis a la luz de la experiencia latinoamericana. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 33(2), 469. DOI: 10.24201/edu.v33i2.1756
- EMOL. (26 de junio, 2020). *Ministro Moreno celebra últimas lluvias, pero advierte: "No terminan con la sequía que estamos enfrentando"*. Recuperado de <https://www.emol.com/noticias/Nacional/2020/06/25/990219/Moreno-advierte-lluvias-terminan-sequia.html>

- Falleti, T. G. (2014). Una teoría secuencial de la descentralización: Argentina y Colombia en perspectiva comparada. *Desarrollo Económico*, 46(183), 317-352.
- Fuster, R., & Donoso, G. (2018). Rural water management. In: Donoso, G. (ed.). *Water Policy in Chile* (pp. 151-163). DOI: 10.1007/978-3-319-76702-4_10
- Galilea-Ocón, S., & Letelier-Saavedra, L. (2013). El estado de los servicios descentralizados en América Latina. Una perspectiva comparada. *Revista del CLAD Reforma y Democracia*, 55, 1-17.
- Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., & Veloso-Aguila, D. (2020). The Central Chile mega drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421-439. DOI: 10.1002/joc.6219
- Gobierno de Chile. (1964). *Agua potable para poblaciones rurales CH0098 (74/tf-ch)*. Recuperado de <https://www.iadb.org/en/project/CH0098>
- Goodwin, G. (2019). The problem and promise of coproduction: Politics, history, and autonomy. *World Development*, 122, 501-513. DOI: 10.1016/j.worlddev.2019.06.007
- Grigg, N. S. (2008). Integrated water resources management: Balancing views and improving practice. *Water International*, 33(3), 279-292. DOI: 10.1080/02508060802272820

- Grigg, N. S. (2014). Integrated water resources management: Unified process or debate forum? *International Journal of Water Resources Development*, 30(3), 409-422. DOI: 10.1080/07900627.2013.877338
- GWP, Global Water Partnership. (20 de marzo, 2023). *La necesidad de un enfoque integrado*. Recuperado de <https://www.gwp.org/en/About/why/the-need-for-an-integrated-approach/la-necesidad-de-un-enfoque-integrado/>
- Hevia, P. (2017). *La experiencia de FENAPRU en el proceso de creación de la ley de Servicios Sanitarios Rurales de Chile*. Santiago, Chile: Fundación Avina. Recuperado de <https://biblioteca.avina.net/biblioteca/la-experiencia-de-fenapru-en-el-proceso-de-creacion-de-la-ley-de-servicios-sanitarios-rurales-de-chile/>
- Hommes, L., Boelens, R., Bleeker, S., Duarte-Abadia, B., Stoltenborg, D., Vos, J., & Roldán, D. (2020). Gubernamentalidades del agua: la conformación de los territorios hidrosociales, los trasvases de agua y los sujetos rurales-urbanos en América Latina. *A&P Continuidad*, 7(12), 10-19. DOI: 10.35305/23626097v7i12.247
- Hutchings, P. (2018). Community management or coproduction? The role of state and citizens in rural water service delivery in India. *Water Alternatives*, 11(2), 357-374.
- Kauffer, E., & Mejia, L. (2020). De la descolonización a la gestión integrada de recursos hídricos (GIRH). La política del agua de Belice a través del tiempo (1981-2015). *Gestión y Política Pública*, 29(1). DOI: 10.29265/gypp.v29i1.656

- Lanna, A. E., & Dorfman, R. (1993). Sistemas de gerenciamento de recursos hídricos: críticas a algumas propostas. *Revista de Administração Pública*, 27(2), 63-73.
- Lukas, M., Fragkou, M. C., & Vásquez, A. (2020). Towards a political ecology of the new urban peripheries: Land, water and power relations in Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2020(76), 95-119. DOI: 10.4067/S0718-34022020000200095
- Lukat, E. C. G., Schoderer, M., & Salvador, S. C. (2022). When international blueprints hit local realities: Bricolage processes in implementing IWRM in South Africa, Mongolia and Peru. *Water Alternatives*, 15(2), 473-500.
- Molinos-Senante, M., Muñoz, S., & Chamorro, A. (2019). Assessing the quality of service for drinking water supplies in rural settings: A synthetic index approach. *Journal of Environmental Management*, 247(June), 613-623. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.06.112
- MOP. (2018). *Desafíos del sector sanitario en Chile visión del sector rural*. Recuperado de <https://www.doh.gov.cl/APR/documentos/Documents/VisiondelSectorRural.pptx>
- Nelson-Nuñez, J., Walters, J. P., & Charpentier, D. (2019). Exploring the challenges to sustainable rural drinking water services in Chile. *Water Policy*, 21(6), 1251-1265. DOI: 10.2166/wp.2019.120

- Nicolas-Artero, C. (2016). Las organizaciones comunitarias de agua potable rural en América Latina: un ejemplo de economía substantiva. *Polis*, 15(45), 165-189. DOI: 10.4067/S0718-65682016000300009
- Nicolas-Artero, C., Blanco, G., Bopp, C., & Carrasco, N. (2022). Modes of access to water for domestic use in rural Chile: A typological proposal. *Water Policy*, 24(7), 1179-1194. DOI: 10.2166/wp.2022.026
- Ochoa-Valer, J. (2022). Participación en la gestión de recursos hídricos en Latinoamérica 2017-2022: una revisión sistemática. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 6(3), 486-512. DOI: 10.37811/cl_rcm.v6i3.2239
- Oppliger, A., Höhl, J., & Fragkou, M. (2019). Escasez de agua: develando sus orígenes híbridos en la cuenca del Río Bueno, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 27(73), 9-27. DOI: 10.4067/s0718-34022019000200009
- Panez-Pinto, A., Faúndez-Vergara, R., & Mansilla-Quiñones, C. (2017). Politización de la crisis hídrica en Chile: análisis del conflicto por el agua en la provincia de Petorca. *Agua y Territorio*, 10, 131-148. DOI: 10.17561/at.10.3614
- Pareja, C., & FENAPRU. (2018). *Nueva Ley 20.998 sobre servicios sanitarios rurales*. Recuperado de <https://rutacomun.com/nuestro-trabajo/gestion-comunitaria-para-agua-potable-rural/revista-ley-20-998/>

- Pareja-Pineda, C., Fuentes, N., & Arriagada, A. (2022). Relationships as a basis for safe drinking water provision by cooperatives in rural Chile. *Water*, 14(3), 1-15. DOI: 10.3390/w14030353
- Pareja-Pineda, C. (2023). *Efecto de las respuestas creativas de las organizaciones comunitarias en la inclusión y participación alcanzadas a través de la coproducción de servicios. El caso del agua potable rural en Chile* (tesis de doctorado). Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile. Recuperado de <https://doctoradocienciasociales.ulagos.cl/wp-content/uploads/2023/02/CPAREJA-Tesis-efectos-de-las-acciones-creativas-Agua-Potable-Rural-1.pdf>
- Romano, S. T., Nelson-Núñez, J., & LaVanchy, G. T. (2021). Rural water provision at the state-society interface in Latin America. *Water International*, 46(6), 802-820. DOI: 10.1080/02508060.2021.1928973
- Sanfuentes, M., & Garretón, M. (2019). *Dilemas organizacionales en la gestación de un nuevo sistema de gobernanza territorial para la educación escolar pública de Chile* (Nota COES de Política Pública N° 19, Mayo). Recuperado de: <https://www.coes.cl/>
- Swatuk, L., & Qader, A. I. A. (2023). IWRM: Ideology or Methodology? In: *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. DOI: 10.1093/acrefore/9780199389414.013.620

- Varis, O., Enckell, K., & Keskinen, M. (2014). Integrated water resources management: Horizontal and vertical explorations and the “water in all policies” approach. *International Journal of Water Resources Development*, 30(3), 433-444. DOI: 10.1080/07900627.2014.912130
- Villarroel, C. (2012). *Asociaciones comunitarias de agua potable rural en Chile: diagnóstico y desafíos*. Recuperado de <https://www.chilesustentable.net/wp-content/uploads/2015/07/Asociaciones-comunitarias-de-agua-potable-rural-en-chile.pdf>

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-03

Articles

Spatio-temporal trends in precipitation and temperature, as well as changes in Köppen-Geiger climate classes in the Sila river sub-basin, Mexico (1956-2015)

Tendencias espacio-temporales de precipitación y temperatura, así como cambios en clases climáticas de Köppen-Geiger en la subcuenca del río Sila, México (1956-2015)

Raquel Segundo-Sandoval¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-9318-1355>

Luis Ricardo Manzano-Solís², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6634-2930>

Roberto Franco-Plata³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3031-6562>

Víctor Hugo Guerra-Cobián⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6193-100X>

¹Faculty of Geography, Universidad Autónoma del Estado de México, State of Mexico, Mexico, rsegundos160@alumno.uaemex.mx

²Faculty of Geography, Universidad Autónoma del Estado de México, State of Mexico, Mexico, lrmanzanos@uaemex.mx

³Faculty of Geography, Universidad Autónoma del Estado de México, State of Mexico, Mexico, rfp@uaemex.mx

⁴School of Civil Engineering, Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León, Mexico, victor.guerracb@uanl.edu.mx

Corresponding author: Luis Ricardo Manzano-Solís,
lrmanzanos@uaemex.mx

Abstract

According to various national and international institutions, which position Mexico as one of the most vulnerable countries to the effects of climate variability, such as extreme hydrometeorological events and climate change, with intensify some of these events. The research was conducted with the purpose of understanding how temperature and precipitation have behaved over a 60-year period (1956-2015), based on the analysis of monthly data from meteorological stations, using process automation (to structure geospatial data, perform interpolations, and classify climate according to Köppen-Geiger), and the use of geospatial tools, in one of the most important sub-basins as a source of drinking water supply, both for the region and for Mexico City, and one of the main agricultural areas in the State of Mexico. The results of the three analyses conducted in this study demonstrate that, although there have been some changes in precipitation and temperature values, these variations have not implied a change in the current climate type. However, it is not ruled out that this situation may be altered at the watershed level, as other authors assert, mentioning that precipitation is decreasing while temperatures are rising

throughout the central region of the country. Therefore, integrated environmental conservation actions within the Sila river sub-basin are necessary to maintain current climatic conditions, thus safeguarding the well-being of future generations.

Keywords: Köppen-Geiger, Mann-Kendall, Sila river Sub-basin, Spatio-temporal analysis of change, TerrSet.

Resumen

De acuerdo con diversas instituciones nacionales e internacionales, México es uno de los países más vulnerables a los efectos de la variabilidad climática, como eventos hidrometeorológicos extremos y de cambio climático. La presente investigación se desarrolló con el propósito de conocer cómo se han comportado la temperatura y precipitación en un periodo de 60 años (1956-2015), a partir del análisis de los datos mensuales de las estaciones meteorológicas, mediante la automatización de procesos (para estructurar datos geoespaciales, hacer interpolaciones y clasificar el clima según Köppen-Geiger), y el uso de herramientas geoespaciales, en una de las subcuencas más importantes como fuente de abastecimiento de agua potable tanto para la región como para la Ciudad de México, y una de las principales zonas agrícolas del Estado de México. Los resultados de los tres análisis realizados en este estudio demuestran que aunque se han presentado algunos cambios en los valores de precipitación y temperatura, dichas variaciones no han implicado un cambio en el tipo de clima presente. Sin embargo, no se descarta que esta situación pueda verse modificada por cambios a nivel cuenca, como aseguran otros autores, quienes mencionan que la

precipitación está disminuyendo mientras que la temperatura está aumentando para todo el centro del país. Por lo tanto, se hacen necesarias acciones integradas de conservación ambiental dentro de la subcuenca del río Sila, que permitan mantener las condiciones climáticas actuales, salvaguardando así el bienestar de las futuras generaciones.

Palabras clave: análisis espaciotemporal del cambio, Köppen-Geiger, Mann-Kendall, Subcuenca del río Sila, TerrSet.

Received: 18/01/2023

Accepted: 08/09/2023

Published Online: 25/09/2023

Introduction

The United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), in its first article, defines climate change as "climate change attributed directly or indirectly to human activity that alters the composition of the global atmosphere and that adds to natural climate variability observed over comparable time periods" (UN, 1992). Unlike climate change, climate variability is defined as variations in the average state of the climate. The term is used to indicate the deviations of the climatic statistics during a certain period of time (for example, a month, a season or a year), in comparison to the long-term statistics for the same calendar period according to World Meteorological Organization (OMM, following the Spanish acronym) (OMM, 2022).

According to the Sixth Assessment Report (2023) provided by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2023), an increase of 3.2 °C in the global average surface temperatures is projected by the year 2100 if the policies considered until the year 2020 do continue. Because of the increase in temperature on Earth, the hydrological cycle would be modified, since its movement is mainly due to the energy provided by the Sun to raise the water (evaporation) and to the terrestrial gravity that causes the evaporated water to descend in form of precipitation (rain or snowfall). These modifications could: 1) produce more intense and frequent rainfall (with risk of flooding); or, 2) reduce rainfall, generating drier summers (with risk of droughts).

Due to the above, authors such as Nigusie and Wondimagegn (2020); Fekadu, Biru and Mamo (2019); Nandi and Manne (2020); Nonki, Lenouo, Lennard and Tchawoua (2019); Pandey, Khare, Kawasaki and Mishra (2019), as well as Bedewi and Kumar (2018) consider that, due to climate change, water resources in arid or semi-arid regions such as Africa and India will decrease, which would mean that in the next 30 years, population living with water shortage could double. Instead, González-Celda, Ríos, Benegas-Negri and Argotty-Benavides (2021); Minga (2018); Pilares *et al.* (2018), in addition to Bedewi and Kumar (2018) predict an increase in the amount of rainfall, especially in countries such as Ecuador, Peru, Guatemala and Mexico, which could lead to extraordinary runoffs, so authors like Deng, Pisani, Hernández and Li (2020); Minga (2018); Pilares *et al.* (2018), and Vázquez-Ochoa, Correa-Sandoval, Vargas-Castilleja, Vázquez-Sauceda and Rodríguez-Castro (2021) interpret them as possible future risks that must be considered.

According to the Government of Mexico (Gobierno de la República, 2014), the country has geographical characteristics that place it as one of the most vulnerable countries to the effects of climate change. Its location between two oceans, its latitude and relief make it particularly exposed to different hydrometeorological phenomena (for example: droughts and hurricanes). Due to the high exposure of the Mexican territory, adaptation and mitigation to climate change is a priority. One way to start this process is by preparing a diagnosis of current and future vulnerability, which is the basis for the design and implementation of actions to reduce them. A fundamental aspect for the assessment of current and future vulnerability, within the process of adaptation to climate change, corresponds to the evaluation of climate variability (Conde & López, 2016).

This type of assessment must consider that neither climate variability nor climate change have a uniform behaviour over the territory (as can be misinterpreted when consulting small-scale or coarse-resolution maps on these issues), so they present differences depending on local conditions, being necessary to work with higher resolutions than those handled by the National Institute of Ecology and Climate Change (INECC, following the Spanish acronym) (INECC, 2022), who presents climate change scenarios for the entire country at a resolution of 30 km; however, such resolution is not enough to carry out a local analysis, nor for the identification of specific conservation, adaptation and/or mitigation strategies. The low resolution of these models is directly associated with the degree of uncertainty in climate projections, as they do not fully capture local variations. For example, with a 30 km resolution, the sub-basin would be contained within a single grid cell. This can lead to the

interpretation that it is a homogeneous territory and that climate variability and/or change will behave uniformly across the entire sub-basin. Therefore, there is spatial uncertainty in this regard.

Specifically, the study area, which is the *Sila* river sub-basin, is located in the north of the State of Mexico. Its importance lies in the fact that it serves as a source of drinking water supply, not only for the region but also mainly for Mexico City (63 wells for urban public use and 91 wells for different uses) (State Commission for Natural Parks and Wildlife (Cepanaf, following the Spanish acronym) (Cepanaf, 2019); National Water Commission (Conagua, following the Spanish acronym) (Conagua, 2023); Rodríguez (2022), combined with the population growth and the demand for water, unplanned changes in land use, lack of piped water services, and high rates of marginalization in the upper parts of the sub-basin. Besides, inhabitants of the sub-basin have the perception that rainfall has decreased in recent years, causing damage to corn crops (Colaborador, 2020; Rodríguez, 2022) which are crucial for the indigenous-speaking population concentrated in the valley.

Taking these aspects into account, considering that up to now no studies of climate variability have been carried out in the *Sila* river sub-basin, with its possible consequences due to the change of climatic categories, it becomes essential to generate information that serves as a foundation for the analysis and interpretation of climate change scenarios, for the decisions that can be made based on them. Therefore, the development of this study answers the following questions: 1) How have precipitation and temperature behaved in the analysis along 60 years? 2) Has this behaviour involved changes in average weather conditions? 3)

Do the climate change scenarios in the area reflect the current trend? 4)
Is this current trend accentuated or softened in the future?

For this purpose, literature related to the analysis of spatio-temporal trends was reviewed, highlighting the non-parametric Mann-Kendall method (Aawar, Khare, & Singh, 2019; Baig *et al.*, 2022; Basarir *et al.*, 2018; Krishnan, Prasanna, & Vijith, 2019; Marques *et al.*, 2015; Nourani, Mehr, & Azad, 2018; Yanming, Jun, & Xinhua, 2011). Regarding the seasonal and transition/persistence analysis, Jiang, Xie, Zhao, He and He (2017); Ngoma, Wen, Ojara and Ayugi (2021), and Wang, Wang, Li, Wu and Yang (2015) point out that carrying out a climatic classification for two periods of time is the most concise way of observing the changes that have occurred between one stage and another. The Köppen climatic categorization modified by Geiger (hereinafter referred to as Köppen-Geiger) is one of the best-known climate classifications worldwide because it categorizes climates based on factors such as temperature and precipitation, generating categories that range from tropical to polar climates. This provides a comprehensive framework for understanding the climatic patterns of diverse regions (De Oliveira *et al.*, 2020; Engelbrecht & Engelbrecht, 2016; Naranjo, Glantz, Temirbekov, & Ramírez, 2018; Rahimi, Laux, & Khalili, 2020; Ruman, 2020; Zeroual, Assani, Meddi, & Alkama, 2019).

Therefore, the objective of the research was to analyse the spatio-temporal and seasonal trends of the monthly climatic variables of precipitation and temperature, between 1956 and 2015, in the *Sila* river sub-basin, in Mexico, and their association with changes in the Köppen-Geiger climate classification, within the same period. Considering that the variables of temperature and precipitation directly affect the hydrological

cycle (Aparicio, 1992; Brassington, 1988; Brooks, Ffolliott, & Magner, 2013; Campos, 1998; Campos, 2010; Chow, Maidment, & Mays, 1988; Davie, 2008; Heano, 2006; Linsley, Kohler, & Paulhus, 1958; McCuen, 1998; Shaw, Beven, Chappell, & Lamb, 2011; Viessman & Lewis, 1995), it was decided to evaluate them to meet the research objective.

The current investigation considered to analyse the data as spatio-temporal series of temperature and precipitation, to apply them to a trend analysis that will be complemented with the climatic classifications. These aspects are detailed in the following section.

Materials and methods

The *Sila* river sub-basin is located north of the State of Mexico and northwest of Mexico City. It has an approximate area of 638.22 square kilometers (km²) and is located between the municipalities of *Ixtlahuaca*, *Jocotitlán*, *Atacomulco*, *Morelos* and *Jiquipilco* (Figure 1), considered as indigenous peoples of the State of Mexico, according to the State Council for the Integral Development of Indigenous Peoples (CEDIPIEM, following the Spanish acronym) (CEDIPIEM, 2022). The main access roads to these municipalities are the Federal Highway 55D *Atacomulco-Toluca* and the *Jilotepec-Ixtlahuaca* highway.

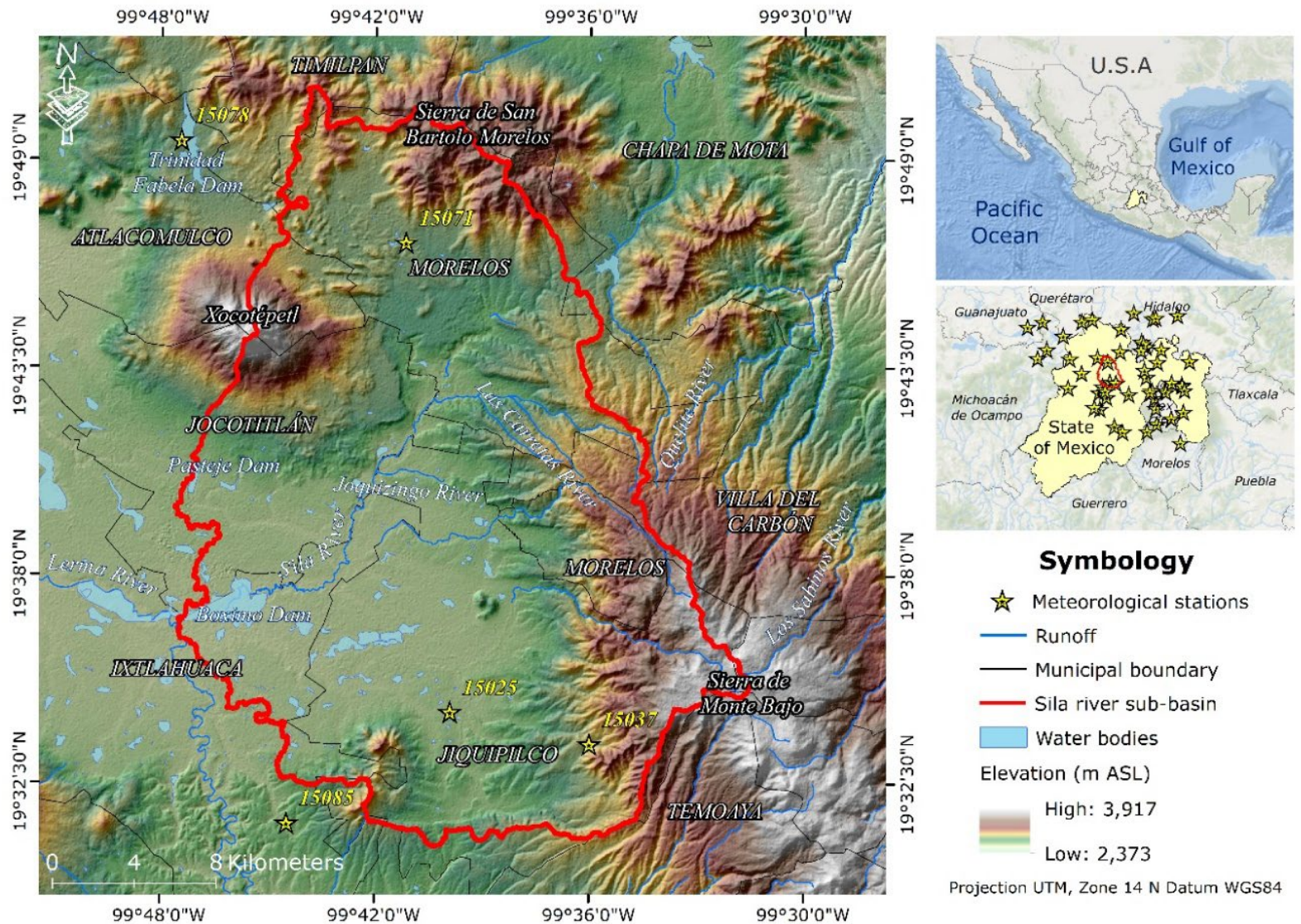


Figure 1. Location of the study area. Source: Own design based on data from the National Geostatistical Framework, INEGI (2020).

In general terms, the climate in the Sila river sub-basin, according to the Köppen-Geiger classification, is temperate, with warm summers, summer rainfall, and dry winters. As for the predominant land use in this area, rainfed agriculture stands out (INEGI, 2022), followed by irrigated

agriculture; consequently, the primary use of surface water is directed toward agricultural activities. The population in the sub-basin has experienced an increase, growing from 88 720 inhabitants in 1990 to 158 708 inhabitants in 2020 (INEGI, 2020). The indigenous population is concentrated in the central-southern part of the sub-basin, whereas dwellings without access to piped water are located on the slopes of the sub-basin, close to the dividing line.

The main inputs for this research were daily data of precipitation and temperature (in millimeters and Celsius degrees, respectively), which were obtained from the Climate Computing project (CLICOM) of the National Meteorological Service (NMS). The stations inside and outside the *Sila* river sub-basin were considered, with data for the period 1956-2015 (Table 1). The mean temperature was obtained by averaging the minimum temperature and the maximum temperature, following the recommendation of the OMM (2018).

Table 1. Meteorological stations used for precipitation and temperature data.

ID	Latitude	Longitude	Years
9020*	19.297	-99.182	1956-2015
9022*	19.134	-99.173	1961-2015
9029	19.477	-99.091	1956-2015
9032*	19.191	-99.022	1956-2015
9043	19.465	-99.079	1956-2015
9048	19.404	-99.196	1956-2015
11012	20.198	-100.363	1962-2015

ID	Latitude	Longitude	Years
11031	20.143	-100.519	1957-2015
13018	20.229	-99.215	1956-2015
13025	20.239	-99.184	1961-2012
13060	20.265	-98.958	1956-2015
13064	20.289	-99.411	1963-2015
13068	19.936	-99.284	1956-2015
13075	19.99	-99.332	1956-2015
13084	19.964	-99.312	1956-2015
13089	19.898	-99.337	1956-2013
15008	19.544	-98.913	1961-2014
15010	19.462	-99.776	1961-2015
15020*	19.258	-98.896	1961-2015
15024	19.886	-99.555	1956-2015
15025	19.573	-99.665	1963-2015
15028*	19.909	-99.126	1961-2015
15037	19.559	-99.6	1962-2015
15038	19.051	-99.532	1956-2015
15041	19.562	-99.019	1961-2015
15055*	19.784	-98.832	1964-2015
15057	19.443	-99.464	1961-2015
15059	19.478	-99.221	1961-2015
15063	19.411	-99.699	1961-2015
15064	20.12	-99.544	1961-2015
15066	19.508	-100.098	1958-2015

ID	Latitude	Longitude	Years
15069*	20.219	-99.846	1961-2015
15071	19.78	-99.686	1961-2015
15073	19.623	-99.282	1961-2015
15074	19.695	-99.302	1961-2015
15076	19.663	-99.958	1961-2015
15078	19.825	-99.791	1961-2015
15083	19.532	-98.911	1961-2015
15085	19.524	-99.741	1964-2015
15086	19.476	-99.714	1961-2015
15089	19.292	-99.768	1956-2015
15108	19.306	-99.825	1962-2015
15115	19.775	-99.167	1961-2015
15122	19.107	-99.617	1959-2015
15127*	19.466	-99.246	1961-2015
15128	19.812	-100.081	1961-2015
15170	19.485	-98.886	1956-2015
15190	20.198	-99.956	1956-2015
16061	19.816	-100.416	1956-2015
16111	19.908	-100.319	1956-2015
16124	20.051	-100.149	1956-2015
17001	18.937	-98.928	1956-2014
17047	19.058	-99.274	1961-2015

*The station only had precipitation data.

It is important to mention that some of the stations had data from previous or subsequent years, but an effort was made to achieve a homogeneous distribution over the territory and with respect to the period of analysis. This reduced the number of stations to those that best matched a specific period, resulting in the period 1956-2015. It is also worth noting that, at the time of writing this document, the national database of the NMS was updated until the year 2020 (<https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>), but in practice, only some stations in the study area had complete data up to 2017.

Considering the previous criteria, these stations were excluded. To ensure the representativeness of precipitation and temperature data, the following steps were taken in each meteorological station: first, outliers and missing data were removed. Subsequently, the data sufficiency criterion of the OMM (2018) was applied as follows: to consider a month, it should have at least 80 % of days with data available; to consider a year, it should have at least 80 % of months with data for that year; and to consider station data, it should have at least 80 % of the years within the 1956-2015 period. This criterion further reduced the number of available stations because some stations had data within the selected period, but the data were incomplete, leading to their exclusion.

Subsequently, the point data of the stations were interpolated to generate monthly images of the continuous surface, using the ANUSplin software (Hutchinson & Xu, 2013), which interpolates using the thin-plate spline interpolation method that adjusts the smoothing parameters to the coordinates of longitude, latitude, and elevation of the geographic space. The interpolation uses Equation (1):

$$z_i = f(x_i) + b^T y_i + e_i (i = 1, \dots, N) \quad (1)$$

Where:

x_i = d-dimensional spline vector of independent variables

f = unknown smoothing function of x_i

y_i = p-dimensional vector of independent covariates

b^T = unknown p-dimensional vector of coefficients of y_i

e_i = zero mean error independent term

To perform the interpolation, ANUSplin requires latitude, longitude, and elevation data for each station to be processed. The latitude and longitude were taken from the CLICOM database, while the elevation was obtained from the Digital Elevation Model (DEM), as recommended by Hutchinson and Xu (2013). The resolution chosen as the baseline was ~30m, which is the one corresponding to the elevation numerical model obtained from the United States Geological Survey (USGS).

The process of obtaining elevations was automated using Object Pascal programming language in Lazarus and spatial analysis processes in TerrSet. Additionally, the creation of the annual input files required by ANUSplin to process each climatic element (precipitation and temperature) was automated. Each file contains, for each station and year, an identifier, longitude, latitude, elevation, and data for the 12 months of the year for interpolation.

The results were 720 raster layers, for each of the climate elements for the period 1956-2015 (Figure 2), at a resolution of 30 meters. As a

result of the interpolation, annual weighted metrics Mean Error (ME), Mean Absolute Error (MAE), and Root Mean Square Error (RMS) were also obtained. These averaged values for the study period are presented in Table 2. The 2 880 raster layers obtained comprised the spatio-temporal series used in later stages, referring to a set of observations recorded at different times and locations, which provides a dataset that expresses spatial and temporal evolution.

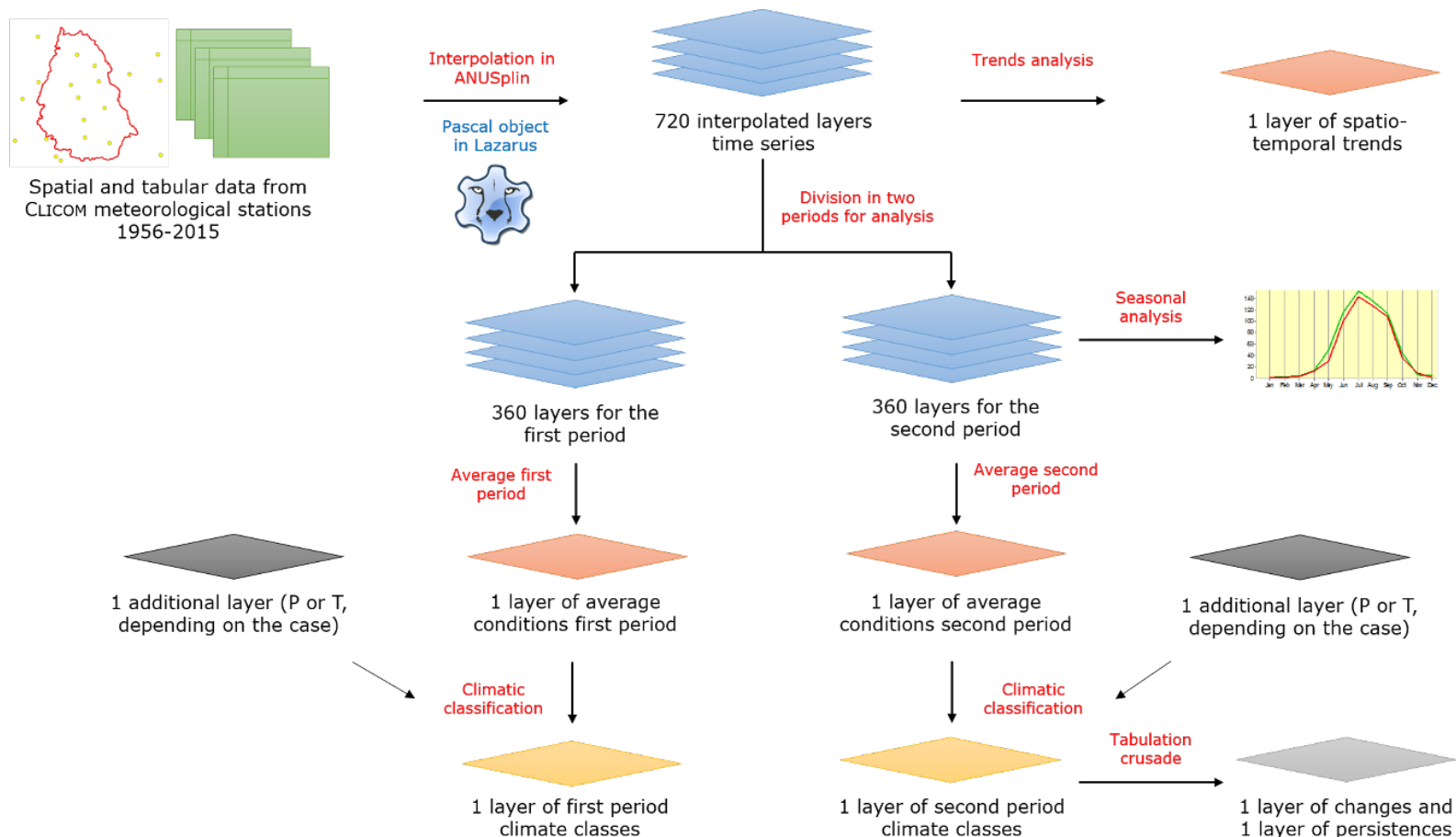


Figure 2. Data processing of precipitation (P) and temperature (T).

Table 2. Average of the annual metrics over the study period to assess the error in the interpolations.

Element	Criteria	ME	MAE	RMS
Precipitation (mm)	Maximum	-0.422	33.300	94.900
	Minimum	-4.970	13.800	24.400
	Average	-2.157	21.048	40.570
Maximum temperature (°C)	Maximum	0.372	2.240	3.440
	Minimum	-0.525	1.030	1.310
	Average	0.013	1.548	2.209
Mean temperature (°C)	Maximum	0.117	1.540	2.320
	Minimum	-0.309	0.831	1.120
	Average	0.005	1.149	1.571
Minimum temperature (°C)	Maximum	0.121	2.170	3.420
	Minimum	-0.112	1.120	1.570
	Average	0.009	1.448	1.995

First, the analysis of the spatio-temporal trend was conducted by applying the Mann-Kendall method (Ronald, 2016) to the seasonally adjusted series in the TerrSet software. Mann-Kendall allows identifying the presence of change trends and the degree to which they occur, which was used to show spatio-temporal trends of increases or decreases in precipitation and temperature: maximum, mean, and minimum (Equation (2)):

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

x_j = ordered data values

n = length of the observations

S = Mann-Kendall statistics

The sign or signal of change of the statistical test is (Equation (3)):

$$\text{sign}(x_j - x_k) = \begin{cases} +1 & \text{if } x_j - x_k > 0 \\ 0 & \text{if } x_j - x_k = 0 \\ -1 & \text{if } x_j - x_k < 0 \end{cases} \quad (3)$$

for $n \geq 10$, then the statistics S has an approximately normal distribution, with mean zero ($E(S) = 0$) and variance as in the Equation (4):

$$V(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{k=1}^{nk} t_k(k-1)(2k+5)}{18} \quad (4)$$

t_k = number of links or duplicates in measure k .

Equation (3) is used in case of tied values of time series.

nk = total number of links in the data set

In case of having $n \geq 10$, the standardized test statistics for Mann-Kendall can be calculated using Equation (5):

$$Z_s = \begin{cases} \frac{s-1}{\sqrt{v(s)}} & (if\ S > 0) \\ 0 & (if\ S = 0) \\ \frac{s+1}{\sqrt{v(s)}} & (if\ S < 0) \end{cases} \quad (5)$$

The probability density function for a normal distribution with a mean of 0 and a standard deviation of 1 is expressed by Equation (6) (U.S. Army Corps of Engineers, 2005):

$$f(z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{z^2}{2}} \quad (6)$$

For this research, a significance level of 95 % probability was used. To make the final categorization, U.S. Army Corps of Engineers' criterion (2005) was adopted, which indicates that a trend is decreasing if Z is negative and the calculated probability is greater than the significance level; whereas the trend is increasing when Z is positive and the calculated probability is greater than the significance level; finally, there is considered to be no trend when the calculated probability is less than the significance level.

Subsequently, TerrSet's Earth Trend Modeler (ETM) (Ronald, 2016) was used to perform the seasonal analysis, to expose possible seasonal lags and variations in the monthly amounts of climatic elements. In this case, each 60-year monthly series was divided into two 30-year series each, to compare the interannual monthly behaviour of both series, with the purpose of identifying the beginning and early end of the rainy and warm seasons, as well as their start and/or late completion. Likewise,

increases or decreases in the monthly values of one period compared to the other were identified and quantified using the Nash-Sutcliffe coefficient (Diaz, Bâ, Quentin, Ortiz, & Gama, 2015) as shown in Equation (7). The value of this coefficient is 1 when the values of the two series are identical, and as the difference between these series increases, this coefficient decreases and can even become negative:

$$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (P1_i - P2_i)^2}{\sum_{i=1}^n (P2_i - \overline{P2})^2} \quad (7)$$

Where:

$P1_i$ = value of month i in the first period

$P2_i$ = value of month i in the second period

$\overline{P2}$ = average of the monthly values in the second period

For the Köppen-Geiger analysis, the monthly precipitation and temperature values of the raster layers were averaged for each month, considering two periods, one from 1956 to 1985 and another from 1986 to 2015, to represent the average condition of 30 years in each. For each of these periods, the Köppen-Geiger climatic classification was carried out. This classification was carried out in TerrSet, using the module developed by Colín (2021). Subsequently, the TerrSet module (LCM) was used to model changes in climatic categories, specifically through the cross-tabulation tool, to identify areas of the sub-basin with transitions and persistence in the climatic categories, between the periods analysed. With these results, it was possible to characterize the most significant transitions.

Results

Spatio-temporal trends analysis

To interpret the results of the Mann-Kendall analysis for precipitation and temperature of the seasonally adjusted series, it is important to take into consideration the thresholds and implications shown in Table 3 and Table 4.

Table 3. Values and implications of the Mann-Kendall trend analysis (S).

Values	Implications
$-1 \leq S < 0$	Trend towards decreasing values
$S = 0$	Absence of trend.
$0 < S \leq 1$	Trend towards increasing values.

Table 4. Criterion used in TerrSet to categorize Mann-Kendall trends.

Normalized test statistic Z	Logical operator for overlay in TerrSet	Probability (p) versus level of significance (0.95)	Trend
$Z < 0$	AND	$p \geq 0.95$	Decreasing
$Z > 0$	AND	$p \geq 0.95$	Increasing
$Z = 0$	OR	$p < 0.95$	No trend

Source: Self-prepared based on HydroGeoLogic-U.S. Army Corps of Engineers (2005).

It is worth mentioning that the analysis of spatio-temporal trends was carried out for the study area and the periphery, but the interpretation of the values of all the results refers only to the area within the sub-basin.

For the specific case of precipitation, the trend values are between -0.014 and -0.089 (Figure 3). Although these numbers are negative, they remain close to zero, which does not imply a significant downward trend, indicating that the precipitation values have remained stable through the last 60 years of monthly records. Regarding the maximum temperature, the trend values are between 0.060 and -0.480 (Figure 4). The first is a value very close to 0, indicating that there is no tendency for maximum temperature to increase or decrease, while the second one shows a moderately significant decrease from the center to the northeast of the sub-basin.

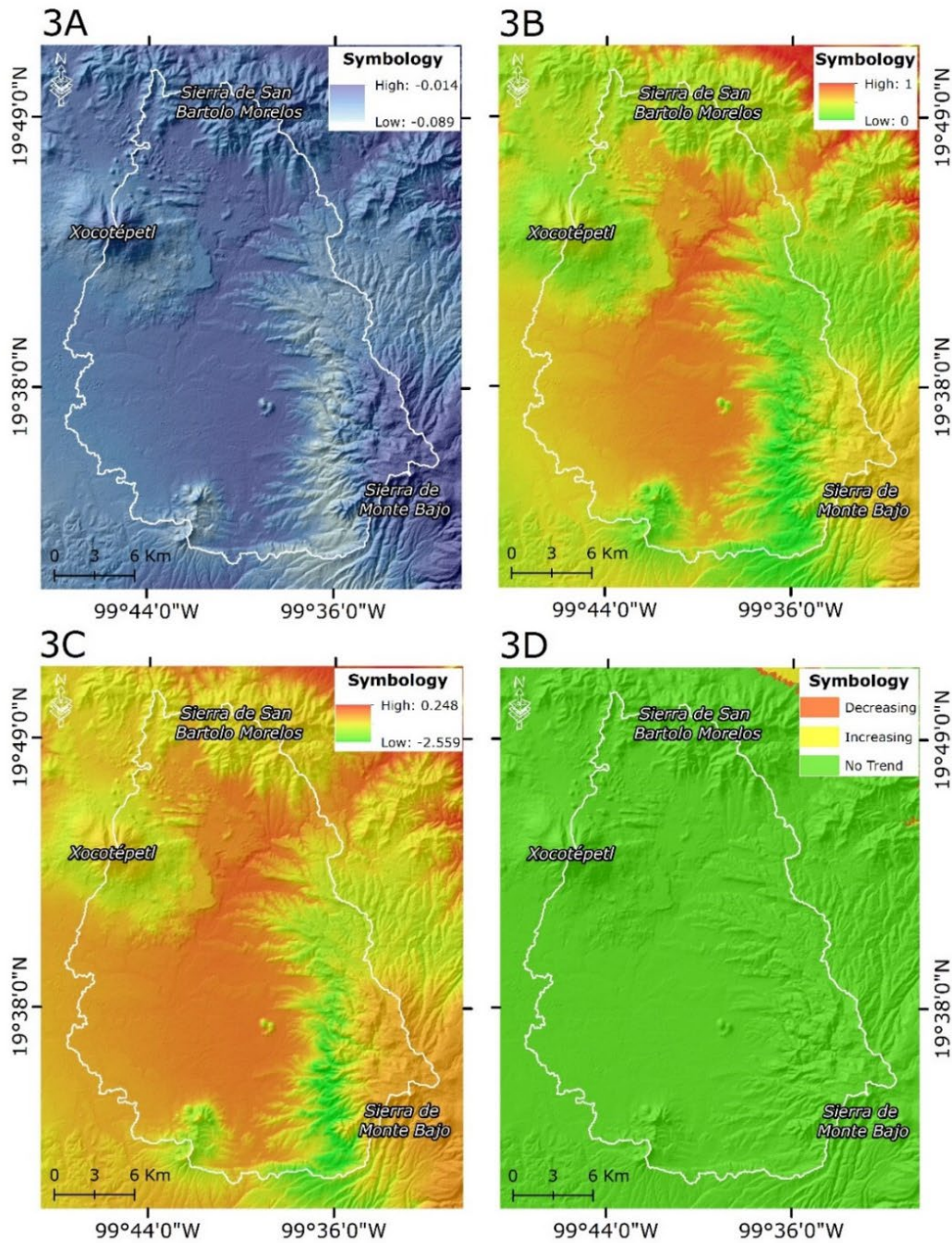


Figure 3. Spatio-temporal trend analysis for monthly precipitation (1956-2015): 3a, Mann-Kendall (S); 3b, probability; 3c, normalized test statistic (Z); 3d, trend (at 95 % level of significance).

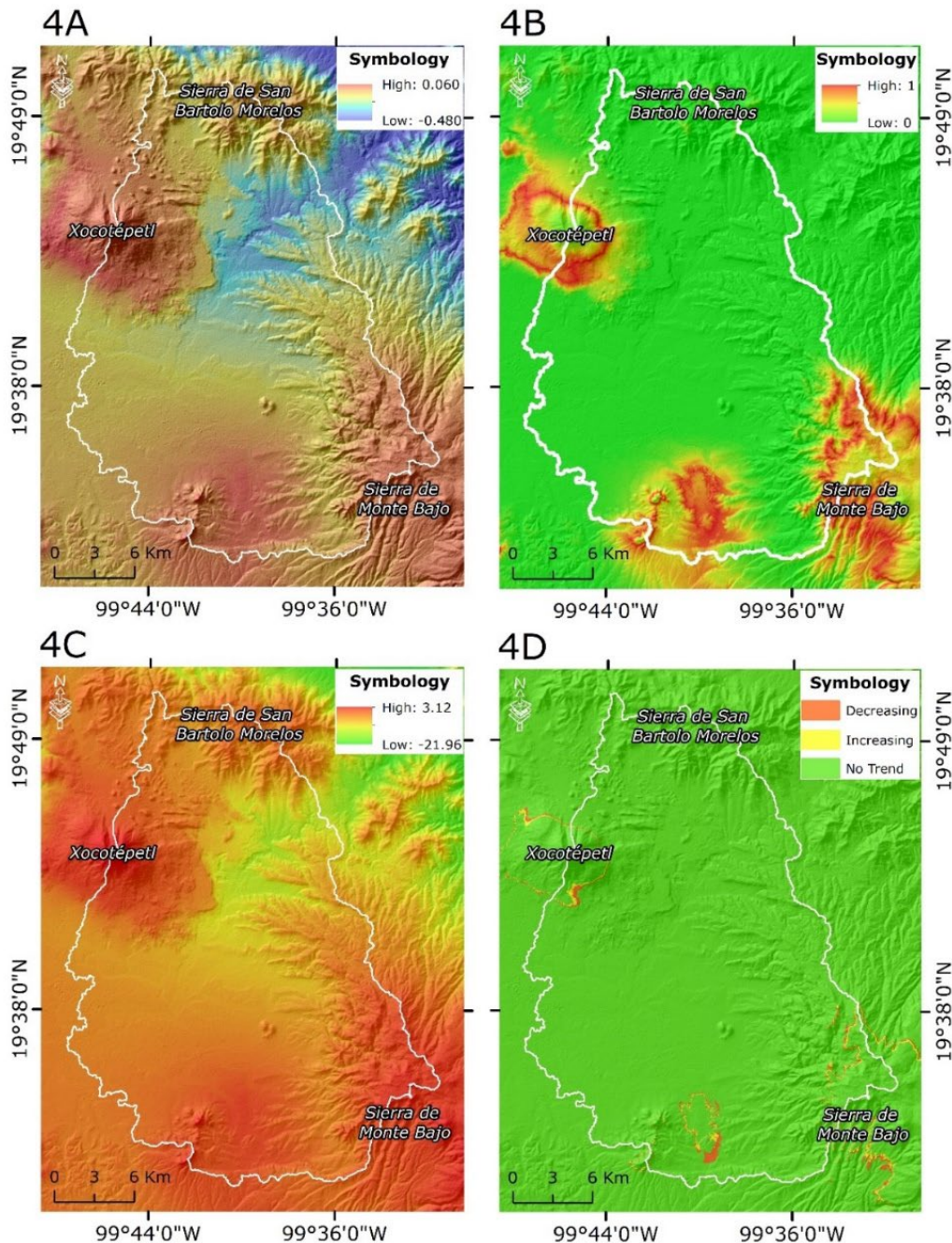


Figure 4. Spatio-temporal trend analysis for monthly maximum temperature (1956-2015): 4a, Mann-Kendall (S); 4b, probability; 4c, normalized test statistic (Z); 4d, trend (At 95 % level of significance).

Regarding the mean temperature, the trend values are between -0.033 and -0.436 (Figure 5). Although the first is a negative value that remains close to zero, the second one shows a moderately significant decreasing trend from the center to the northeast of the sub-basin (as happens with the maximum temperature trend values). Finally, and in the case of the minimum temperature, the trend values are between 0.019 and -0.092 (Figure 6). Although one is positive and the other negative, both values are very close to zero, which indicates that there is no significant trend of increasing or decreasing the minimum temperature in the sub-basin.

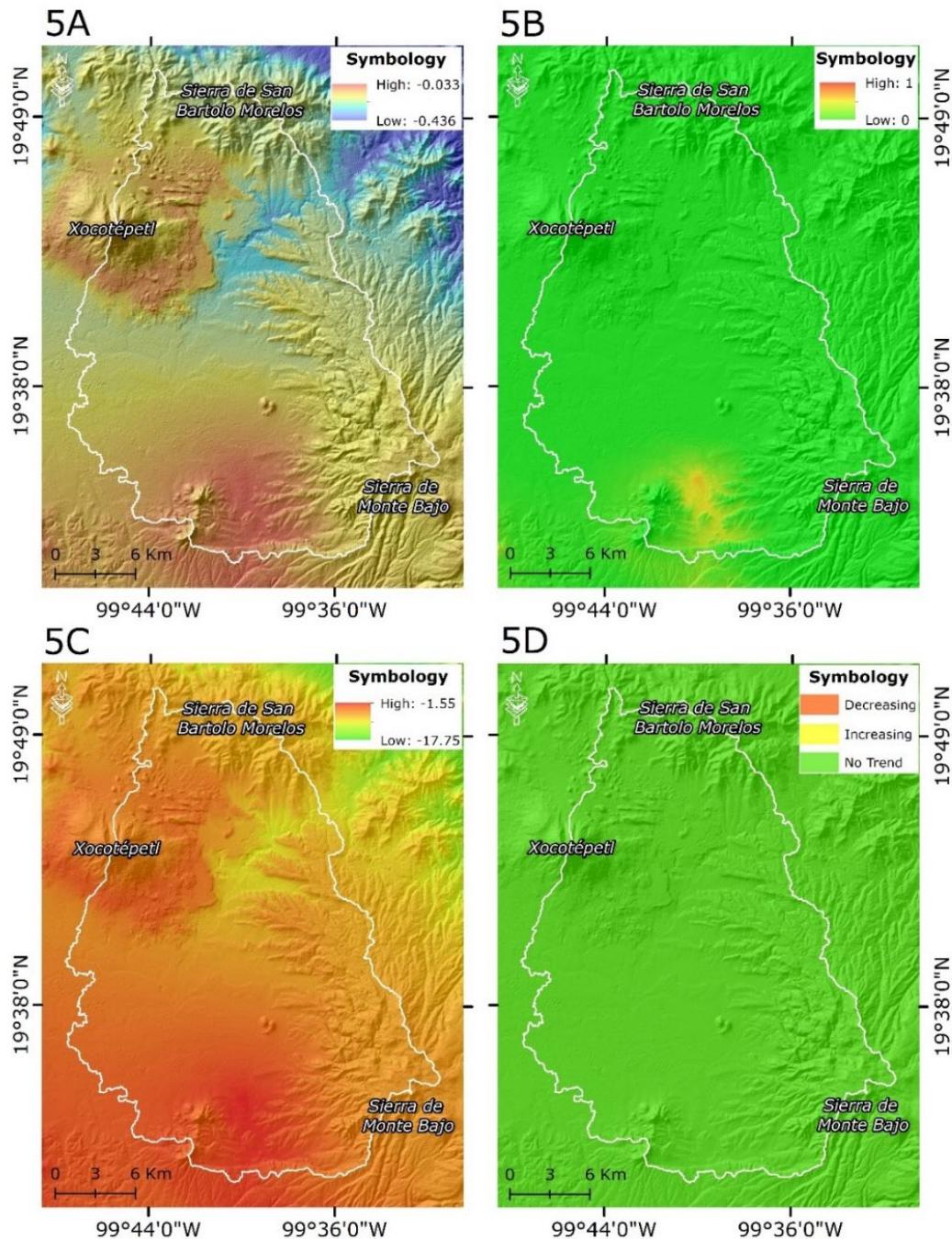


Figure 5. Spatio-temporal trend analysis for monthly mean temperature (1956-2015): 5a, Mann-Kendall (S); 5b, probability; 5c, normalized test statistic (Z); 5d, trend (at 95 % level of significance).

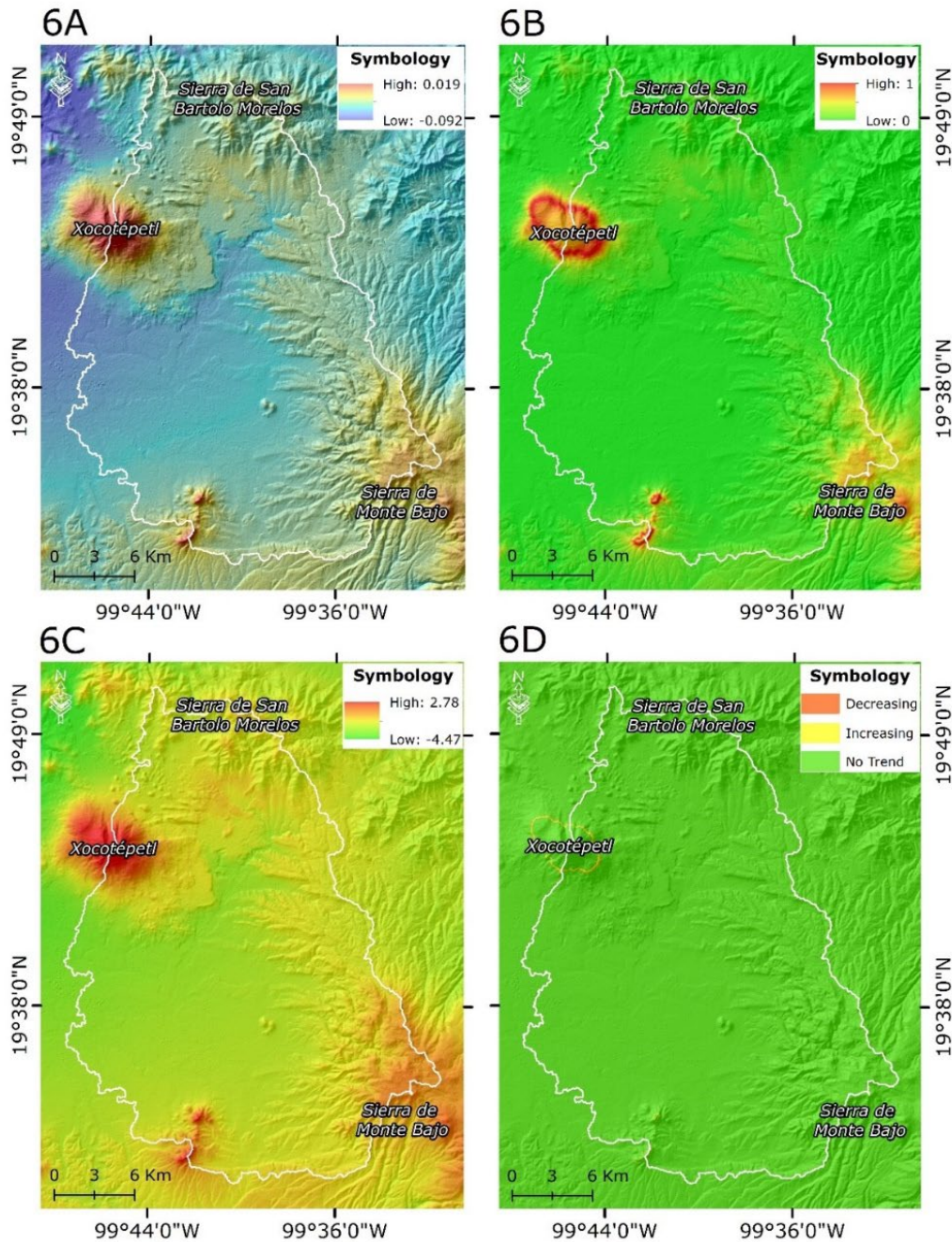


Figure 6. Spatio-temporal trend analysis for monthly minimum temperature (1956-2015): 6a, Mann-Kendall (S); 6b, probability; 6c, normalized test statistic (Z); 6d, trend (at 95 % level of significance).

Therefore, although S values were presented below and above zero in maximum, mean and minimum temperatures, these values do not represent a decrease or increase trend in temperature in the *Sila* river sub-basin, because they remain closer to zero than to -1 or 1, which indicates that they are not very significant or moderately significant in some areas.

Taking into account categories in Table 4, it is evident that precipitation, minimum temperature and mean temperature do not express any trend in the sub-basin (Figure 3d, Figure 5d and Figure 6d), and only maximum temperature shows small zones with trends to decrease or increase, but it is mainly evident the lack of trend to change (Figure 4d).

Considering the climatic elements analysed (precipitation and maximum, mean and minimum temperature) at a monthly level, within the period 1956-2015, it can be established that the sub-basin shows a condition of climatic stability. This statement is strengthened with the seasonality analysis and with the analysis of transition/persistence among climatic categories.

Seasonal analysis of amplitude and frequency

The main purpose of this analysis was to know the seasonal behaviour of the climatic elements analysed (precipitation, temperature maximum, mean and minimum) and their differentiation in terms of the beginning and end of both the rainy season and the warm season, as well as the

difference of the monthly values of precipitation and temperature that exist within the first period (1956-1985) and second period (1986-2015) of analysis. The results are shown in Figure 7. The first period is represented by a green line and the second period by a red line. In order to assess the overall behaviour between one period and another, Figure 7 shows the Nash coefficient. In all cases, this coefficient indicates that the two series are very similar according to the criteria of Da Silva, Araujo and Fábio (2022), as the coefficients were above 0.9.

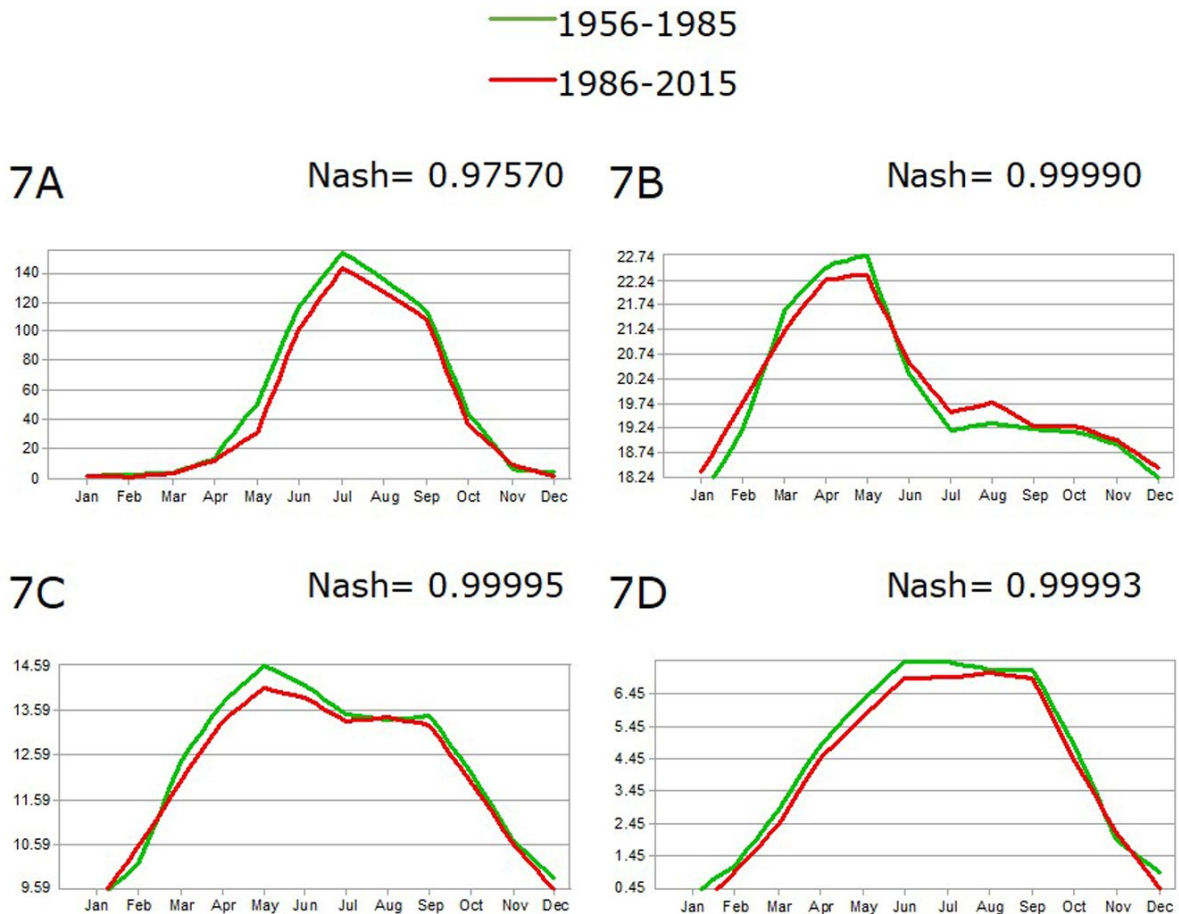


Figure 7. Seasonal analysis of amplitude and frequency (1956-2015):

7a, monthly total precipitation; 7b, average of monthly maximum temperature; 7c, average of monthly mean temperature; 7d, average of monthly minimum temperature.

Regarding the behaviour of monthly total precipitation, Figure 7a shows that the rainy season is kept between the months of May to October, that is, in both cases it is a summer rain regime. Regarding the amount of total precipitation in each month, the graph shows higher values in the first period 1956-1985, compared to the second period

1986-2015. The main difference is observed in the month of May, since, for the first period, the monthly total precipitation was 55 mm and for the second, 35 mm, showing a reduction of 20 mm between one period and another. The month of July was the rainiest month in both cases, with values of 153 mm and 144 mm for the first and second periods, respectively. Despite these differences, the analysis of the climatic categorization presented in the following section indicates that these changes in monthly precipitation values have not modified the type of climate present in the sub-basin.

Regarding the average of the maximum temperature for each month (Figure 7b), two aspects stand out: the first is that there is a warmer season (March to June) and a less warm season (July to February). The second aspect is that, in the warmer season, the first period of analysis (1956-1985) was higher than the second (1986-2015), while in the less warm season, the opposite occurs. In the warmer season, the highest value occurs in the month of May in both periods, being 22.7 °C in the first period and 22.3 °C in the second period. Regarding the less warm season, the highest value occurs in the month of August, being 19.4 °C in the first period and 19.8 °C in the second period, showing a difference of 0.4 °C in both cases.

About the average of mean temperature for each month (Figure 7c), in most months, the values of the first period (1956-1985) remained above the values of the second period (1985-2015), with May being the month with the highest temperatures, 14.6 °C for the first period and 14.1 °C for the second period. It was also the month in which the greatest differentiation (0.5 °C) occurs between one period and another.

The last result of this section is the average of minimum temperature in each month. From the temporal point of view, the warm season begins later and ends earlier in the second period (Figure 7d), but in both cases, there is a maximum difference of six days. Comparing one period to another, most of the values were higher in the first period. Specifically, the most significant differences are shown from March to July. The greatest differentiation of values is shown in June and July, being in both cases 7.4 °C and decreasing 0.5 °C in the second period.

Considering the periods 1956-1985 and 1986-2015, it can be observed that for the monthly averages of maximum temperature, a difference of 0.4 °C is noticeable between the warmest and least warm stations. Meanwhile, for the monthly averages of mean and minimum temperatures, the difference was 0.5 °C. Despite these differences expressed in temperature, between one period and another, the type of climate has not changed in the sub-basin, according to the analysis of climate categorization presented in the following section.

For the second period of analysis (1986-2015), the values of total monthly precipitation were reduced in most of the annual period. The same happens with the average of the monthly mean and minimum temperatures. Regarding the average of the maximum temperature, the second period of analysis showed an increase from July to February (less warm season) and a reduction of values from March to June (warmer season). However, these indications of reduction and increase of values in the analysed climate elements are not evident, because they do not imply changes with respect to the type of climate present in the sub-basin, as explained in the next section.

Climate category transition analysis

The Köppen-Geiger climate classification was carried out to represent the average conditions of 30-year periods, the first one spanning from 1956 to 1985, and the second from 1986 to 2015 (Figure 8, as well as in Table 5). The results of the climatic classification for the first period (1956 to 1985) show that, in general terms, there are two types of climates: temperate climate (C) and tundra climate (E). The first one varies from a warm temperate climate, with dry winters and hot summers (*Cwb*), which is the predominant one, followed by the warm temperate climate with dry winter, cool summer, and cold winter (*Cwc*), which is expressed in the foothills of *Xocotépetl* and *Sierra de Monte Bajo*. For the first period, the high mountain tundra climate (*ET*) is only present at the summit of *Xocotépetl*.

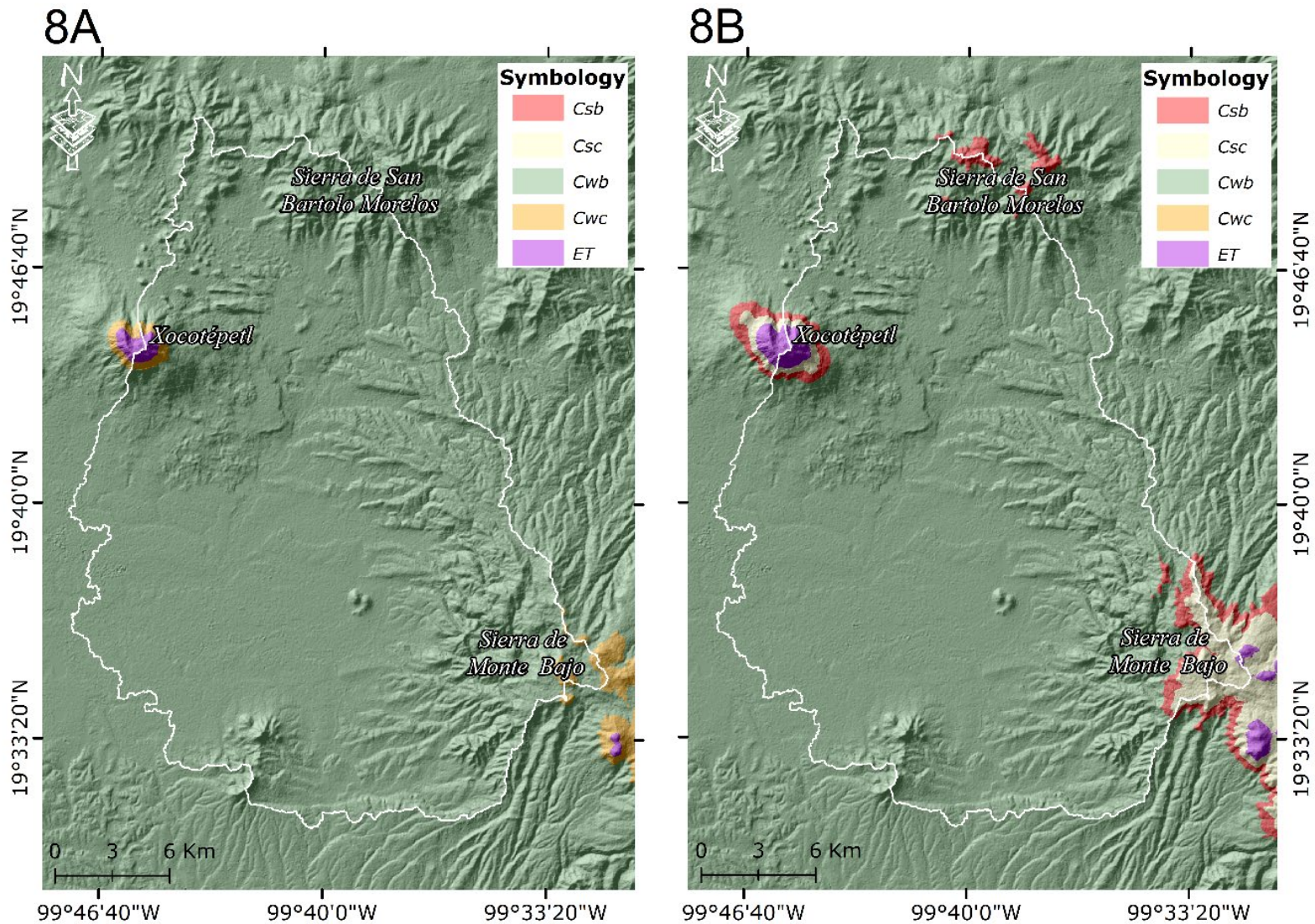


Figure 8. Köppen-Geiger climatic classification: 8a, first analysis period from 1956 to 1985, and 8b, second analysis period from 1986 to 2015.

Table 5. Climates present in the Sila river sub-basin in the last 60 years (1956 to 2015), according to the Köppen-Geiger classification.

Climate symbol	Climate description
<i>Csb</i>	Warm temperate climate with dry summer, hot summer
<i>Csc</i>	Warm temperate climate with dry summer, cool summer, and cold winter
<i>Cwb</i>	Warm temperate climate with dry winter, hot summer
<i>Cwc</i>	Warm temperate climate with dry winter, cool summer, and cold winter
<i>E</i>	Tundra climate
<i>ET</i>	High mountain tundra climate

The climatic classification of the second period (1986 to 2015) shows similar results to the first one. The two present climates are *C* and *E*. The predominant climate in the study area remained *Cwb*, and, according to the altitude of the zone, other varieties of the *C* climate were present, specifically warm temperate climates with dry summer and hot summer (*Csb*) in the lower foothills of the *Sierra de San Bartolo Morelos*, *Sierra de Monte Bajo*, and *Xocotépetl*, and the warm temperate climate with dry summer, cool summer, and cold winter (*Csc*) in the upper foothills of the same mountains. However, the *Cwc* climate disappeared for the second period, while the *ET* climate persisted and expanded a bit more in the highlands.

From the quantitative point of view, and according to the Köppen-Geiger climatic classification, 96.5 % of the total area of the sub-basin did

not present any type of change in climate categories between the first (1956-1985) and second period (1986- 2015), as illustrated in Figure 9a, so most of the sub-basin remains in a warm temperate climate, with dry winters and hot summers (*Cwb*). In the areas where there was a change, that is, the remaining 3.5 %, it mainly refers to a transition between varieties of climate *C* (Figure 9b). What in the first period was *Cwb*, it changed to *Csb* by 1.5 % and it also changed to *Csc* by 1.5 %, representing a total change of 3 %. The other 0.5 % is divided between a 0.3 % change from *Cwc* to *Csc* in the *Sierra de Monte Bajo*, and a 0.2 % increase in *ET* in *Xocotépetl*.

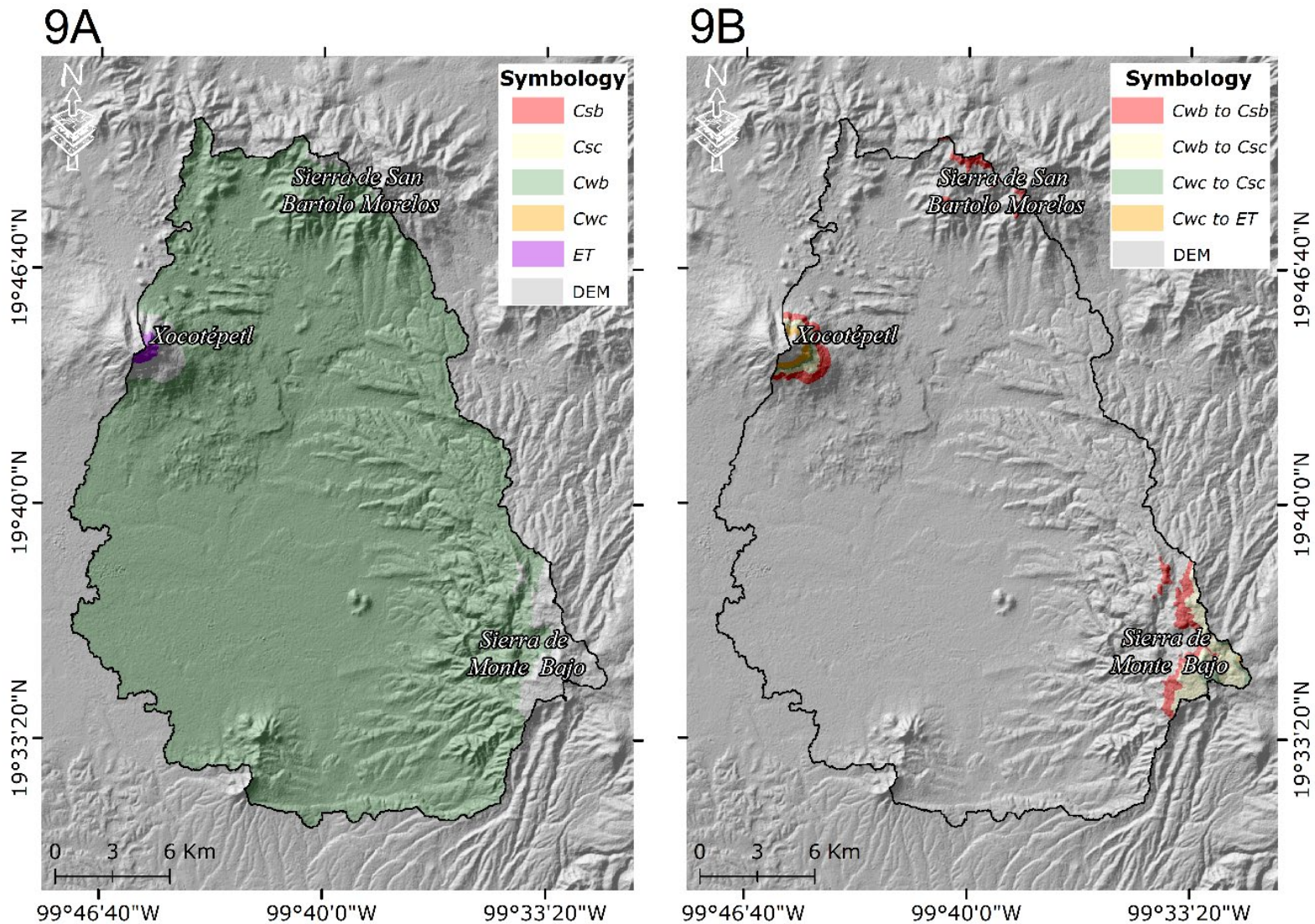


Figure 9. Transition and persistence in the Köppen-Geiger climate classification between the periods 1956-1985 and 1986-2015; 9a, persistence and 9b, transitions.

These changes in the varieties of climate C refer mainly to the rainfall regime (second letter), which changed from a rainfall regime with

a dry winter (*w*) to one with a dry summer (*s*), from the first to the second period respectively. Regarding the behaviour of temperatures in summer (third letter), changes are only observed on the slopes of the *Sierra de Monte Bajo* and in *Xocotépetl*, going from cool summer (*c*) to hot summer (*b*). However, since these changes remain within climate C and only occur in 3.5 % of the sub-basin, -because the rest of the area (96.5 %) remains within the same classification (*Cwc*)-, they do not refer to a significant change in weather.

Therefore, considering the results of the Köppen-Geiger climate classification, warm temperate climates predominate around, both in the first and in the second period. In both cases, there is the presence of a tundra climate, without showing a significant change within the last 60 years.

The behaviour of absolute values can be observed in Figure 10, between the first period (1956-1985) and the second period (1986-2015), the tundra climate increased by 1.3 km², the *Csb* increased by 9.5 km², and the *Csc* increased by 11.7 km²; conversely, for the second period, the *Cwc* decreased by 3.6 km², and the *Cwb* decreased by 18.9 km².

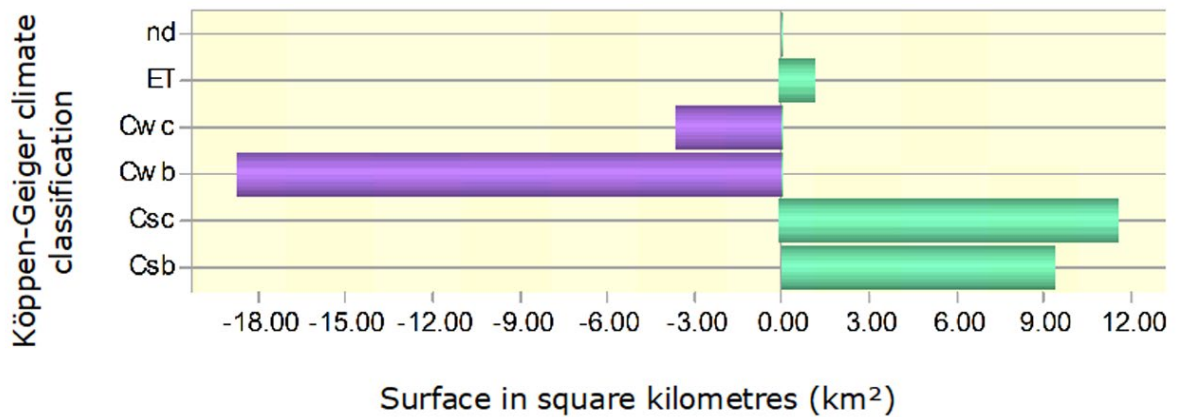


Figure 10. Losses and gains in the sub-basin between the first (1956-1985) and the second (1956-1985) period of analysis of the Köppen-Geiger categories.

Discussion

Based on the results of the Mann-Kendall spatio-temporal trend analysis, it was possible to establish that, although there are variations in the increase and decrease in precipitation, maximum, mean and minimum temperature, these variations do not indicate a significant trend (Figure 3, Figure 4, Figure 5 and Figure 6). The two climatic elements (precipitation and temperature) have remained constant within the *Sila* river sub-basin in the months of the period 1956-2015 (60 years). This statement is strengthened with the seasonal analysis of amplitude and frequency (Figure 7) and the analysis of transition/persistence between climatic categories (Figure 8, Figure 9, and Figure 10).

The seasonal analysis of amplitude and frequency of precipitation and temperature (maximum, mean and minimum) for the two 30-year

periods (1956-1985 and 1986-2015) shows that both the rainy season (from May to October) and the warm season (from March to June) have not experienced changes and remain in the same months in both periods. Regarding the values of precipitation and maximum, mean and minimum temperatures, most of them were higher in the first period (1956-1985) compared to the second period (1986-2015); however, despite these differences, the current climate type in the sub-basin has not been modified according to the climate categorization analysis.

The results of the Köppen-Geiger climate classification of the first period and second period (1956 to 1985 and 1986 to 2015) show that, in general terms, there are two types of climates (directly related to the relief of the sub-basin): the temperate climate (C) and tundra climate (E), without showing a significant change in these 60 years. The first is distributed in most of the sub-basin, both in valleys and on slopes, while the second only occurs on the tops of the mountains in the area. Specifically, the current climate in 96.5 % of the total area of the sub-basin is temperate with dry winter and warm summer (*Cwb*); and in the area where changes in climate variables occur, the change primarily refers to the rainfall pattern (second letter), which shifted from a regime of rainfall with dry winter to one with a dry summer, from the first to the second period, respectively. Like what was obtained by Colín (2021) and reported by Karger *et al.* (2017), where they show that, in general, the entire area of the sub-basin, in the period 1981-2010, the climate is *Cwb* at a resolution of 1 km.

However, some other studies carried out for the State of Mexico and the central zone of the country affirm that precipitation has decreased and could continue to decrease in the coming years because of the effects

of climate change. Such is the case of López *et al.* (2021), who mention that the average annual precipitation has decreased throughout the State of Mexico, as well as Núñez-González (2020), who carried out a trend analysis for the entire Mexican Republic, showing a reduction in the precipitations registered from 1960 to 2010 of northeast and central Mexico. However, these results have been obtained in a general way, both at the State level and at the country level, with annual data, and do not indicate whether this trend has had implications in the climate categories.

On the other hand, Astudillo-Sánchez, Villanueva-Díaz, Endara-Agramont, Nava-Bernal and Gómez-Albores (2017) report a reduction in summer precipitation and an increase in precipitation and winter temperature in some years from 1985 to 2012, dominated by warm conditions of *El Niño*. These results were obtained by analyzing the ring width of *Pinus hartwegii* that is in the forests of the Trans-Mexican Volcanic Axis, which shows a similar behaviour to that presented in the seasonal analysis of amplitude and frequency. In addition, these results could be closely related to the perception that the population has regarding the reduction in precipitation, especially attributed to the decrease in precipitation in May, a month that is related to the beginning of the rainy season (Bee, 2014).

Finally, it is important to indicate that the models of different climate change scenarios for Mexico suggest a decrease in precipitation and an imminent increase in temperature in the next 80 years, for the north of the State of Mexico (INECC, 2022). However, it's important to consider that these projections are made at an approximate resolution of 900 meters, which could lead to a generalization of global patterns in a local context.

Conclusions

A spatial-temporal trend analysis, a seasonal analysis, and a Köppen-Geiger climate category transition analysis were carried out in the *Sila* river sub-basin. The first was conducted for a 60-year period (1956-2015), using the non-parametric Mann-Kendall method to identify spatial-temporal trends of increases or decreases in precipitation and temperature (maximum, mean and minimum). The seasonal analysis of amplitude and frequency was performed for the same 60 years, divided into two 30-year periods (1956-1985 and 1986-2015), and was used to understand the behaviour and distribution in terms of the onset and end of rainy seasons, warmer and less warm seasons, as well as the difference in precipitation and temperature values within the first period (1956-1985) compared to the second period (1986-2015) of analysis. Finally, for these same 30-year periods (1956-1985 and 1986-2015), the Köppen-Geiger climate classification was carried out to identify the types of climates present in the sub-basin, and a transition/persistence analysis was conducted to identify how the climate categories of the two analysed periods have been modified.

The results served to address the research questions presented in the introduction. Therefore, according to the spatial-temporal trend analysis, the precipitation and minimum temperature values remained stable over the 60-year period of analysis. In terms of mean and maximum temperature, moderately significant values of decrease were obtained, ranging from the center to the northeast of the sub-basin. Regarding the amplitude and frequency analysis, it was shown that in

both the first and second analysis periods (each lasting 30 years), the rainy season persists from May to October. However, there was a maximum reduction of 20 mm in precipitation in the month of May, as well as a decrease of 9 mm in the wettest month (July), between the two periods. May emerged as the warmest month for both maximum and mean temperatures, but its value decreased by 0.4 and 0.5 °C, respectively, in the second period. June and July are the warmest months for minimum temperature, and their values also showed a reduction of 0.5 °C from the first to the second period. It is worth noting that the second analysis period (1986-2015) witnessed an increase in maximum temperature values during the cooler season of the year (from July to February).

Despite the results obtained in the analysis of spatio-temporal trends and in the seasonal analysis of amplitude and frequency, the results of the analysis of the Köppen-Geiger climate categorization indicate that neither the precipitation conditions nor the temperature conditions of the second period have modified the type of climate present in the sub-basin, concluding that the climate has remained constant in the *Sila* river sub-basin in the last 60 years.

The results obtained were compared with the climate change scenarios, which indicate that the sub-basin will continue to have a temperate climate, with dry winters and hot summers (*Cwb*), under different climate change scenarios between 2000 and 2100 (Rubel & Kottek, 2010). Based on the aforementioned ideas, and using the available data between 1956 and 2015, we consider it probable that the behaviour of the analysed climatic elements (precipitation and temperature) remains relatively stable spatially and temporally in this

sub-basin. As long as the current conditions in the sub-basin do not change drastically, it is likely that its climate will continue to be influenced by natural climatic variability; however, one must always keep in mind the conditions of global climate change.

The results obtained do not ensure the persistence of the current climate, which could be modified by the effects of human activity as indicated by the definition of climate change. Therefore, conservation actions are necessary to preserve the current and future state of the sub-basin. Finally, the results of the Köppen-Geiger climate classification could be compared with the Köppen-García climate classification for both periods, as it is a specific method for the climatic characteristics of the Mexican Republic. The results of the Köppen-García climate classification could reinforce the results obtained in this research or generate new lines of research. It is also recommended to expand the study area at the basin or hydrological region level, to find out how the climate has behaved at the basin level and/or if this behaviour depends on the local characteristics of the area being analysed.

Acknowledgments

The authors thank the National Council of Humanities, Science and Technology of Mexico, for financial support through a research grant to carry out this work, as well as the Autonomous University of the State of Mexico for providing access to the software for geospatial analysis and processing of the data used in this research.

References

- Aawar, T., Khare, D., & Singh, L. (2019). Identification of the trend in precipitation and temperature over the Kabul River sub-basin: A case study of Afghanistan. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5(4), 1377-1394. DOI: 10.1007/s40808-019-00597-9
- Aparicio, F. (1992). *Fundamentos de hidrología de superficie*. México, DF, México: Limusa.
- Astudillo-Sánchez, C. C., Villanueva-Díaz, J., Endara-Agramont, A. R., Nava-Bernal, G. E., & Gómez-Albores, M. A. (2017). Climatic variability at the treeline of Monte Tlaloc, Mexico: A dendrochronological approach. *Trees-Structure and Function*, 31(2), 441-453. DOI: 10.1007/s00468-016-1460-z
- Baig, M. R., Shahfahad, Naikoo, M. W., Ansari, A. H., Ahmad, S., & Rahman, A. (2022). Spatio-temporal analysis of precipitation pattern and trend using standardized precipitation index and Mann-Kendall test in coastal Andhra Pradesh. *Modeling Earth Systems and Environment*, 8(2), 2733-2752. DOI: 10.1007/s40808-021-01262-w
- Basarir, A., Arman, H., Hussein, S., Murad, A., Aldahan, A., & Al-Abri, M. A. (2018). Trend detection in annual temperature and precipitation using Mann-Kendall test. A case study to assess climate change in Abu Dhabi, United Arab Emirates. *Lecture Notes in Civil Engineering*, 7(Isbs 2017), 3-12. DOI: 10.1007/978-3-319-64349-6_1

- Bedewi, A., & Kumar, A. (2018). Current and projected water demand and water availability estimates under climate change scenarios in the Weyib River basin in Bale mountainous area of Southeastern Ethiopia. *Theoretical and Applied Climatology*, 133(3-4), 727-735. DOI: 10.1007/s00704-017-2219-1
- Bee, B. (2014). "Si no comemos tortilla, no vivimos": Women, climate change, and food security in central Mexico. *Agriculture and Human Values*, 31(4), 607-620. DOI: 10.1007/s10460-014-9503-9
- Brassington, R. (1988). *Field hidrogeology*. Sydney, Australia: University Press and Halstead Press.
- Brooks, K. N., Ffolliott, P. F., & Magner, J. A. (2013). *Hydrology and the Management of Watersheds*. Hoboken, USA: Wiley-Blackwell.
- Campos, D. F. (1998). *Procesos del ciclo hidrológico*. San Luis Potosí, México: Universidad Potosina.
- Campos, D. F. (2010). *Introducción a la hidrología urbana*. San Luis Potosí, México: Universidad Potosina.
- CEDIPIEM, Consejo Estatal para el Desarrollo Integral de los Pueblos Indígenas. (2022). *Pueblos indígenas en el Estado de México*. Gobierno del Estado de México. Recovered from https://edomex.gob.mx/indigenas_edomex
- Cepanaf, Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna. (2019). Programa de Manejo del Área Natural Protegida Parque Estatal "Santuario del Agua y Forestal Subcuenca Tributaria Arroyo Sila". *Gaceta del Gobierno*.

- Chow, Ven T., Maidment, D., & Mays, L. (1988). *Applied hydrology*. McGraw-Hill, New York, USA.
- Colaborador. (2020). Aseguran en el Estado de México que es imposible que avionetas inhiban lluvias. *BRIO Agropecuario*. Recovered from <https://brioagropecuario.com/2020/06/29/aseguran-en-el-estado-de-mexico-que-es-imposible-que-avionetas-inhiban-lluvias/>
- Colín, O. (2021). *Automatización de la clasificación climática de Koppen-Geiger en un SIG (Master's thesis)*. Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2023). *Consulta a la base de datos del REPDA*. Recovered from <https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>
- Conde, A. C., & López, J. (2016). *Variabilidad y cambio climático*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Recovered from <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD002498.pdf>
- Da Silva, P., Araujo, M. A., & Fábio, F. (2022). Evaluation of InVEST's Water Ecosystem Service Models in a Brazilian Subtropical Basin. *Water*, 14(10). DOI: 10.3390/w14101559
- Davie, T. (2008). *Fundamentals of hydrology*. Taylor y Francis. Recovered from <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=x0HfA6HJvogC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Fundamentals+of+Hydrology&ots=fi3rcmkBRZ&sig=xXLEc2AGr243RS1Iqr6q66rbyFM>

- De Oliveira, L. E., Da Silva, J. R., De Meneses, K. C., Botega, G., De Lima, R. F., & Silva, C. T. (2020). Köppen-Geiger and Camargo climate classifications for the Midwest of Brasil. *Theoretical and Applied Climatology*, 142(3-4), 1133-1145. DOI: 10.1007/s00704-020-03358-2
- Deng, C., Pisani, B., Hernández, H., & Li, Y. (2020). Assessing the impact of climate change on water resources in a semi-arid area in central Mexico using a SWAT model. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. DOI: 10.1029/2008WR007615
- Diaz, V., Bâ, K. M., Quentin, E., Ortiz, F. H., & Gama, L. (2015). Hydrological model to simulate daily flow in a basin with the help of a GIS. *Open Journal of Modern Hydrology*, 5(3), 58-67. DOI: 10.4236/ojmh.2015.53006
- Engelbrecht, C. J., & Engelbrecht, F. A. (2016). Shifts in Köppen-Geiger climate zones over southern Africa in relation to key global temperature goals. *Theoretical and Applied Climatology*, 123(1-2), 247-261. DOI: 10.1007/s00704-014-1354-1
- Fekadu, G., Biru, Z., & Mamo, G. (2019). Impacts of climate change on stream flow and water availability in Anger sub-basin, Nile Basin of Ethiopia. *Sustainable Water Resources Management*, 5(4), 1755-1764. DOI: 10.1007/s40899-019-00327-0
- Gobierno de la República. (2014). *Programa especial de Cambio Climático. Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018*. Mexico City, Mexico.

- González-Celda, G., Ríos, N., Benegas-Negri, L., & Argotty-Benavides, F. (2021). Impacto del cambio climático y cambio de uso/cobertura de la tierra en la respuesta hidrológica y erosión hídrica en la subcuenca del río Quiscab. *Tecnología y ciencias del agua*. DOI: 10.24850/j-tyca-2021-06-09
- Heano, J. (2006). *Introducción al manejo de cuencas hidrográficas*. Bogotá, Colombia: Universidad Santo Tomás.
- Hutchinson, M. F., & Xu, T. (2013). *Anusplin version 4.4. User Guide*. August. Recovered from <http://fennergchool.anu.edu.au/files/anusplin44.pdf>
- INECC, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. (2022). *Actualización de los escenarios de cambio climático para estudios de impactos, vulnerabilidad y adaptación*. Recovered from <http://atlasclimatico.unam.mx:8578/AECC/servmapas>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Marco geoestadístico*. Recovered from <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/#Descargas>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2022). *Cobertura y uso de suelo*. Recovered from <https://www.inegi.org.mx/>
- IPCC, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2023). *Climate change 2023*. Recovered from <https://www.unep.org/resources/report/climate-change-2023-synthesis-report>

- Jiang, R., Xie, J., Zhao, Y., He, H., & He, G. (2017). Spatiotemporal variability of extreme precipitation in Shaanxi province under climate change. *Theoretical and Applied Climatology*, 130(3-4), 831-845. DOI: 10.1007/s00704-016-1910-y
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhrer, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4, 1-20. DOI: 10.1038/sdata.2017.122
- Krishnan, N., Prasanna, M. V., & Vijith, H. (2019). Statistical analysis of trends in monthly precipitation at the Limbang River Basin, Sarawak (NW Borneo), Malaysia. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 131(4), 883-896. DOI: 10.1007/s00703-018-0611-8
- Linsley, R., Kohler, M., & Paulhus, J. (1958). *Hydrology for engineers*. McGraw-Hill, New York, USA.
- López, S., Expósito, J. L., Esteller, M. V., Gómez, M. A., Paredes, J., & Esquivel, J. M. (2021). Delineation of protection zones for springs in fractured volcanic media considering land use and climate change scenarios in central Mexico region. *Environmental Earth Sciences*. DOI: 10.1007/s12665-021-09662-y
- Marques, R., Santos, C., Moreira, M., Corte-Real, J., Silva, V., & Medeiros, I. (2015). Rainfall and river flow trends using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests in the Cobres River basin. *Natural Hazards*, 77(2), 1205-1221. DOI: 10.1007/s11069-015-1644-7
- McCuen, R. H. (1998). *Hydrologic Analysis and Design*. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

- Minga, S. (2018). *Análisis de cambio del rendimiento hídrico actual y bajo escenarios climáticos futuros en la región sur del Ecuador (Master's thesis)*. Recovered from <http://hdl.handle.net/20.500.11799/99126>
- Nandi, S., & Manne, J. R. (2020). Spatiotemporal analysis of water balance components and their projected changes in near-future under climate change over Sina Basin, India. *Water Resources Management*, 34(9), 2657-2675. DOI: 10.1007/s11269-020-02551-2
- Naranjo, L., Glantz, M. H., Temirbekov, S., & Ramírez, I. J. (2018). El Niño and the Köppen-Geiger Classification: A Prototype concept and methodology for mapping impacts in Central America and the Circum-Caribbean. *International Journal of Disaster Risk Science*, 9(2), 224-236. DOI: 10.1007/s13753-018-0176-7
- Ngoma, H., Wen, W., Ojara, M., & Ayugi, B. (2021). Assessing current and future spatiotemporal precipitation variability and trends over Uganda, East Africa, based on CHIRPS and regional climate model datasets. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 133(3), 823-843. DOI: 10.1007/s00703-021-00784-3
- Nigusie, A., & Wondimagegn, W. (2020). Assessment of hydrology and optimal water allocation under changing climate conditions: The case of Megech river sub basin reservoir, upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Modeling Earth Systems and Environment*, 7(4), 2629-2642. DOI: 10.1007/s40808-020-01024-0

- Nonki, R. M., Lenouo, A., Lennard, C. J., & Tchawoua, C. (2019). Assessing climate change impacts on water resources in the Benue River Basin, Northern Cameroon. *Environmental Earth Sciences*, 78(20). DOI: 10.1007/s12665-019-8614-4
- Nourani, V., Mehr, A. D., & Azad, N. (2018). Trend analysis of hydroclimatological variables in Urmia lake basin using hybrid wavelet Mann-Kendall and Şen tests. *Environmental Earth Sciences*, 77(5), 1-18. DOI: 10.1007/s12665-018-7390-x
- Núñez-González, G. (2020). Analysis of the trends in precipitation and precipitation concentration in some climatological stations of Mexico from 1960 to 2010. *Natural Hazards*, 104(2), 1747-1761. DOI: 10.1007/s11069-020-04244-w
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2018). *Guía de prácticas climatológicas*. Ginebra, Suiza: World Meteorological Organization.
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2022). *Organización Meteorológica Mundial. Preguntas frecuentes. Clima*. Recovered from <https://public.wmo.int/es/preguntas-frecuentes-clima>
- Pandey, B. K., Khare, D., Kawasaki, A., & Mishra, P. K. (2019). Climate change impact assessment on blue and green water by coupling of representative CMIP5 climate models with physical based hydrological model. *Water Resources Management*. DOI: 10.1007/s11269-018-2093-3
- Pilares, I., Montalvo, N., Mejía, A., Guevara-Perez, E., Fano, G., & Alfaro, R. (2018). Evaluation of water availability in the Cabanillas river basin of the Peruvian Altiplano under regionalized climatic scenario. *Ingeniería UC*, 25(2), 307-319.

- Rahimi, J., Laux, P., & Khalili, A. (2020). Assessment of climate change over Iran: CMIP5 results and their presentation in terms of Köppen-Geiger climate zones. *Theoretical and Applied Climatology*, 141(1-2), 183-199. DOI: 10.1007/s00704-020-03190-8
- Rodríguez, A. (2022). Disputas por agua entre el Complejo Industrial Pastejé y Los Reyes Jocotitlán, Estado de México (México): espacialización industrial e hídrica a escala regional. *Secuencia*, 114. DOI: 10.18234/secuencia.v0i114.1917
- Ronald, J. (2016). *TerrSet. Geospatial Monitoring and Modeling System*. Clark University, Massachusetts, USA. Recovered from <https://clarklabs.org/terrset/>
- Rubel, F., & Kottek, M. (2010). Observed and projected climate shifts 1901-2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorologische Zeitschrift*, 19(2), 135-141. DOI: 10.1127/0941-2948/2010/0430
- Ruman, A. (2020). Modelling climate types in South Pannonian Basin, Serbia by applying the Köppen-Geiger climate classification. *Modeling Earth Systems and Environment*, 6(3), 1303-1313. DOI: 10.1007/s40808-020-00773-2
- Shaw, E. M., Beven, K. J., Chappell, N. A., & Lamb, R. (2011). *Hydrology in practice*. Taylor & Francis. DOI: 10.1201/9781315274904
- U.S. Army Corps of Engineers. (2005). Mann-Kendall analysis for the Fort Ord Site. *HydroGeoLogic, Inc.*, 1-7. Recovered from <https://www.statisticshowto.com/wp-content/uploads/2016/08/Mann-Kendall-Analysis-1.pdf>

- UN, United Nations. (1992). *United Nations Framework Convention on Climate Change*. 62220. New York, USA: United Nations.
- Vázquez-Ochoa, L. A., Correa-Sandoval, A., Vargas-Castilleja, R., Vázquez-Sauceda, M., & Rodríguez-Castro, J. H. (2021). Modelo hidrológico, calidad del agua y cambio climático: soporte para la gestión hídrica de la cuenca del río Soto la Marina. *CienciaUAT*. DOI: 10.29059/cienciauat.v16i1.1498
- Viessman, W., & Lewis, G. (1995). *Introduction to hydrology*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Wang, Y., Wang, X., Li, C., Wu, F., & Yang, Z. (2015). Spatiotemporal analysis of temperature trends under climate change in the source region of the Yellow River, China. *Theoretical and Applied Climatology*, 119(1-2), 123-133. DOI: 10.1007/s00704-014-1112-4
- Yanming, Z., Jun, W., & Xinhua, W. (2011). Study on the change trend of precipitation and temperature in kunming city based on Mann-Kendall analysis. *Advances in Intelligent and Soft Computing*, 119, 505-513. DOI: 10.1007/978-3-642-25538-0_71
- Zeroual, A., Assani, A. A., Meddi, M., & Alkama, R. (2019). Assessment of climate change in Algeria from 1951 to 2098 using the Köppen-Geiger climate classification scheme. *Climate Dynamics*, 52(1-2), 227-243. DOI: 10.1007/s00382-018-4128-0

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-04

Artículos

Valor económico del agua en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México

Economic value of water in Irrigation District 003 Tula, Hidalgo, Mexico

Jonathan Hernández-Pérez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8892-8115>

Oscar A. Arana-Coronado², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5720-7561>

Juan Hernández-Ortiz³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5957-594X>

Ramón Valdivia-Alcalá⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0434-3169>

¹Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México,
jonahdezp@gmail.com

²Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México,
aranaosc@colpos.mx

³Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México,
jhdzo@yahoo.com.mx

⁴Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México,
ramvaldi@gmail.com

Autor para correspondencia: Oscar A. Arana-Coronado,
aranaosc@colpos.mx

Resumen

Ante el incremento en la demanda de agua para riego en los últimos años, se necesitan tomar medidas de política que contribuyan al uso y asignación eficiente del recurso agua en la agricultura. El objetivo de la presente investigación fue determinar el valor económico del agua en el distrito de riego 003 Tula, Hidalgo, en diferentes escenarios de escasez de acuerdo con el patrón de cultivos del año agrícola 2020-2021. Se utilizó un modelo de programación lineal y se resolvió con el método Simplex con la herramienta de análisis Solver® de Microsoft Office Excel®. Al reducir la disponibilidad de agua en el DR003 Tula del 100 al 50 %, el precio sombra pasa de 0.64 a 0.91 \$/m³ de agua, se reduce la superficie sembrada total en 50.2 % y la superficie de cebada forrajera, rye grass, avena forrajera y bermuda.

Palabras clave: valoración económica, precios sombra, agua residual, programación lineal, escasez.

Abstract

Given the increase in the demand for irrigation water in recent years, it is necessary to take policy measures that contribute to the efficient use and allocation of water resources in agriculture. The objective of this research was to determine the economic value of water in the irrigation district 003 Tula, Hidalgo, in different scarcity scenarios according to the crop pattern

of the 2020-2021 agricultural year. A linear programming model was used and it was solved with the Simplex method with the Solver® analysis tool from Microsoft Office Excel®. By reducing the availability of water in the DR003 Tula from 100 to 50 %, the shadow price goes from 0.64 to 0.91 \$/m³ of water, the total planted area is reduced by 50.2 % and the area of feed barley, rye grass, forage oats and Bermuda.

Keywords: Economic valuation, shadow prices, wastewater, linear programming, scarcity.

Recibido: 27/03/2023

Aceptado: 15/09/2023

Publicado Online: 27/09/2023

Introducción

La contaminación del agua es un efecto combinado de procesos físicos, químicos y biológicos a lo largo de las vías hidrológicas sobre, debajo y a través de la tierra. Estos impactos en la calidad del agua reducen la disponibilidad del agua en las regiones (De Anda & Shear, 2021). Los cambios en el uso del suelo y la intensificación en el consumo de agua han provocado la degradación de los principales ecosistemas (Aznar, Belmonte, Velasco, & Valera, 2021). El aumento proyectado de la población mundial tendrá lugar en países en desarrollo que ya sufren problemas de agua (Bouwer, 2000). Todos estos efectos afectan de manera adversa al bienestar (Tsur & Zemel, 1998). El sector agrícola

agrava este problema, pues es el principal usuario de agua y responsable del 70 % de las extracciones de agua dulce y de más del 90 % de su uso consuntivo (FAO, 2013). Además, el riego es reconocido como el principal contribuyente a la degradación del ecosistema del agua (Flávio, Ferreira, Formigo, & Svendsen, 2017).

En México, el mayor volumen concesionado para usos consuntivos lo representa el uso agrupado agrícola, principalmente para riego. El Registro Público de Derechos de Agua (2022) registró 59.408 miles de hm^3 para uso agrícola (38.176 miles de hm^3 de origen superficial y 21.232 miles de hm^3 de origen subterráneo), que representaron el 67.1 % de total de extracción de los diferentes usos consuntivos.

Bajo condiciones de escasez de agua, un enfoque económico ayuda a identificar asignaciones eficientes de agua y reducir las prácticas derrochadoras. Dada la alta proporción de agua utilizada para la agricultura en ciertas regiones, el valor económico del agua agrícola puede ser una herramienta importante para la gestión del agua y el desarrollo de políticas (Medellín, Harou, & Howitt, 2010), y para maximizar el valor que proporciona a la sociedad (Fisher *et al.*, 2002). El valor económico del agua sirve como guía para asignar el agua entre usos alternativos, potencialmente dirigiendo el agua y sus recursos complementarios hacia usos en los que producen el mayor rendimiento económico total (Ward & Michelsen, 2002); permite una comparación imparcial entre usos (Fisher *et al.*, 2002), y establece un marco para evaluar las compensaciones y sinergias entre los usos competitivos del agua (Harou *et al.*, 2009).

La gestión de los recursos hídricos se considera el principal desafío para el desarrollo debido a que el crecimiento de la población, el desarrollo económico y los cambios técnicos son los principales factores del consumo de agua (Wang *et al.*, 2018). Esto implica un mayor uso de agua no agrícola (industrial, doméstico y municipal), el cual ejercerá presión sobre el suministro de agua agrícola y, en consecuencia, afectará la producción agrícola en los próximos años (Xiong *et al.*, 2010).

La escasez de agua y el deterioro de la calidad de los recursos hídricos en los últimos años han llevado al reconocimiento de que se debe adoptar una gestión moderna de estos recursos. Los recursos hídricos alternativos incluyen la desalinización del agua de mar y la recuperación de aguas residuales (Bakopoulou, Polyzos, & Kungolos, 2010). La reutilización del agua tratada para el riego agrícola se considera una opción prometedora en las regiones que enfrentan problemas de escasez de agua (Alcon *et al.*, 2010), al mismo tiempo que no ha sido explotado el potencial que tiene esta fuente de agua (Hernández-Sancho, Lamizana-Diallo, Mateo-Sagasta, & Qadir, 2015).

México ocupa el primer lugar a nivel mundial en el uso de aguas residuales tratadas utilizadas para riego con 4.4 millones de m³/día, seguidos por Egipto, China y Siria con 1.9, 1.2 y 1.1 millones de m³/día, respectivamente. En cuanto a aguas residuales sin tratar para la agricultura, México es el segundo a nivel mundial solo después de China (Jiménez & Asano, 2008). En cuanto a superficie regada con aguas tratadas, China ocupa el primer lugar con 3.6 millones de hectáreas, seguidos de otros diez países (Figura 1) (AQUASTAT, 2022).

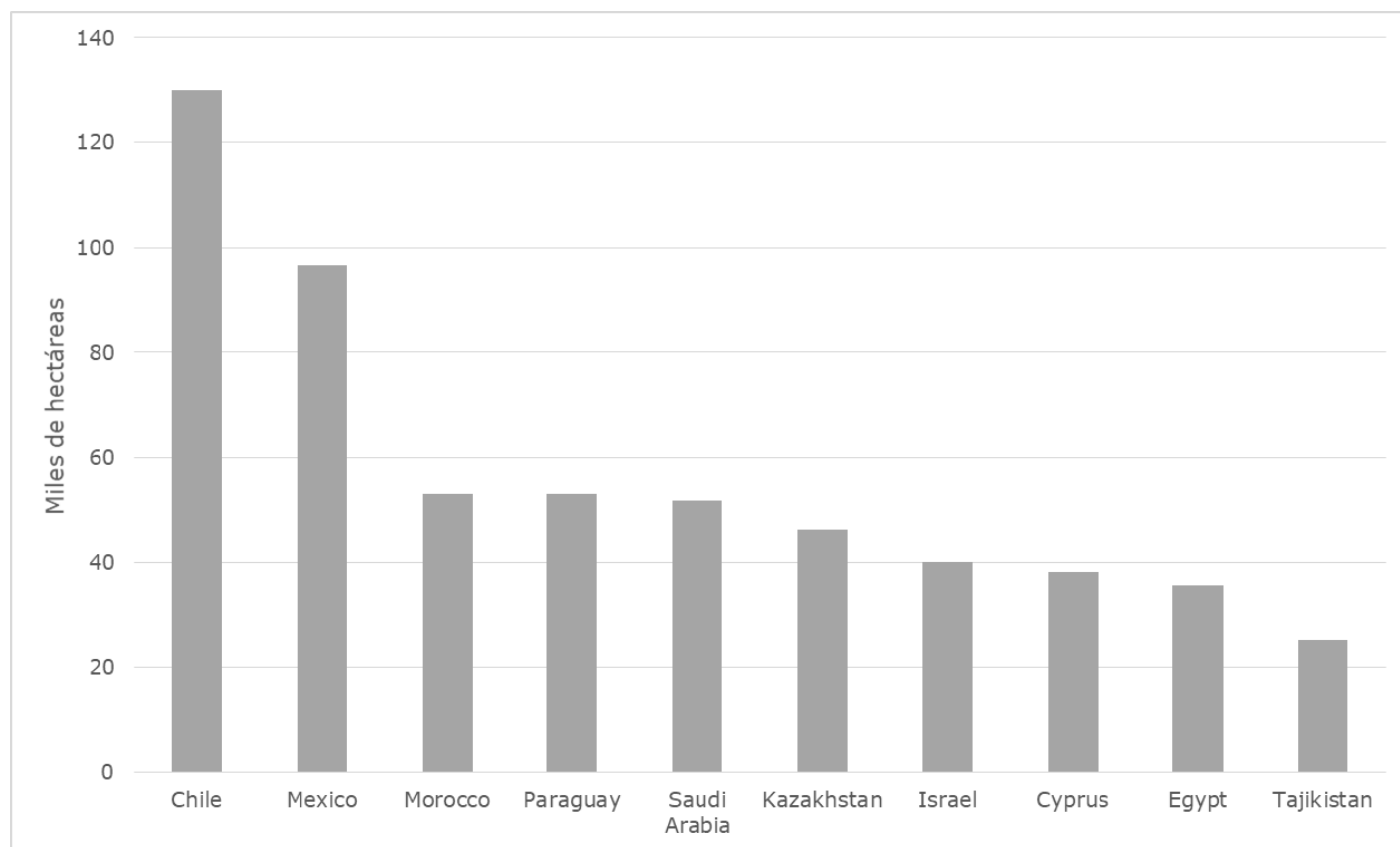


Figura 1. Superficie equipada para riego por aprovechamiento directo de aguas residuales municipales tratadas. Fuente: elaboración propia con datos de AQUASTAT (2022).

El sistema del Valle del Mezquital es el ejemplo más grande y antiguo del mundo con respecto al uso de aguas residuales sin tratar para riego agrícola (Lesser *et al.*, 2018). Más de 90 000 ha de tierras de cultivo se riegan con las aguas residuales no tratadas de la Ciudad de México, que se distribuyen en los distritos de riego agrícola de Tula, Ajacuba y Alfajayucan. La alta disponibilidad de agua residual ha puesto a los agricultores en una zona de comodidad y donde el tratamiento de estas

aguas se percibe como una amenaza (Durán, Jiménez, Rodríguez, & Prado, 2021).

En suma, el incremento de la población, problemas de disponibilidad, escasez, sobreexplotación y contaminación del agua, cambio climático, calentamiento global y ante un incremento en la demanda de agua para riego en los últimos años, se necesitan tomar medidas de política que contribuyan al uso y asignación eficiente del recurso agua en la agricultura. En este sentido, el valor económico contribuye a lograr el objetivo de decisiones racionales que apoyan la asignación óptima de agua. Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación es determinar el valor económico del agua residual en el Distrito de Riego (DR) 003 Tula, Hidalgo, en diferentes escenarios de escasez de acuerdo con el patrón de cultivos del año agrícola 2020-2021. Mediante el uso de la programación lineal, calcular el valor económico del agua, a partir del análisis de los precios sombra y la combinación óptima de los cultivos con y sin escasez de agua y la maximización del ingreso neto del distrito de riego, con el propósito de establecer un rango de precio del recurso en cuestión.

La hipótesis establece que los precios que pagan los usuarios del distrito de riego son menores al valor económico del agua y no reflejan el valor de escasez.

Materiales y métodos

Área de estudio

El DR 003 Tula se creó por acuerdo presidencial el 20 de enero de 1955. Se encuentra en el estado de Hidalgo, en la región hidrológica Pánuco, en la región hidrológico-administrativa Valle de México. La superficie total es de 50 104 ha regables de las cuales 53.2 % es ejidal y 46.8 % es pequeña propiedad. Cuenta con 37 267 usuarios, de los cuales, 57.6 % son ejidatarios y 42.4 % pequeños propietarios. La parcela promedio en el DR es 1.34 ha, en la ejidal 1.24 ha y en la pequeña propiedad 1.49 ha. Comprende parte de 17 municipios del Valle del Mezquital: Atotonilco, Tula, Atitalaquia, Tlaxcoapan, Tetepango, Tlahuelilpan, Tezontepec, Tepetitlán, Mixquiahuala, Francisco I. Madero, Progreso de Obregón, Chilcuautla, San Salvador, Actopan, Santiago de Anaya, Ixmiquilpan y El Cardonal (Figura 2).

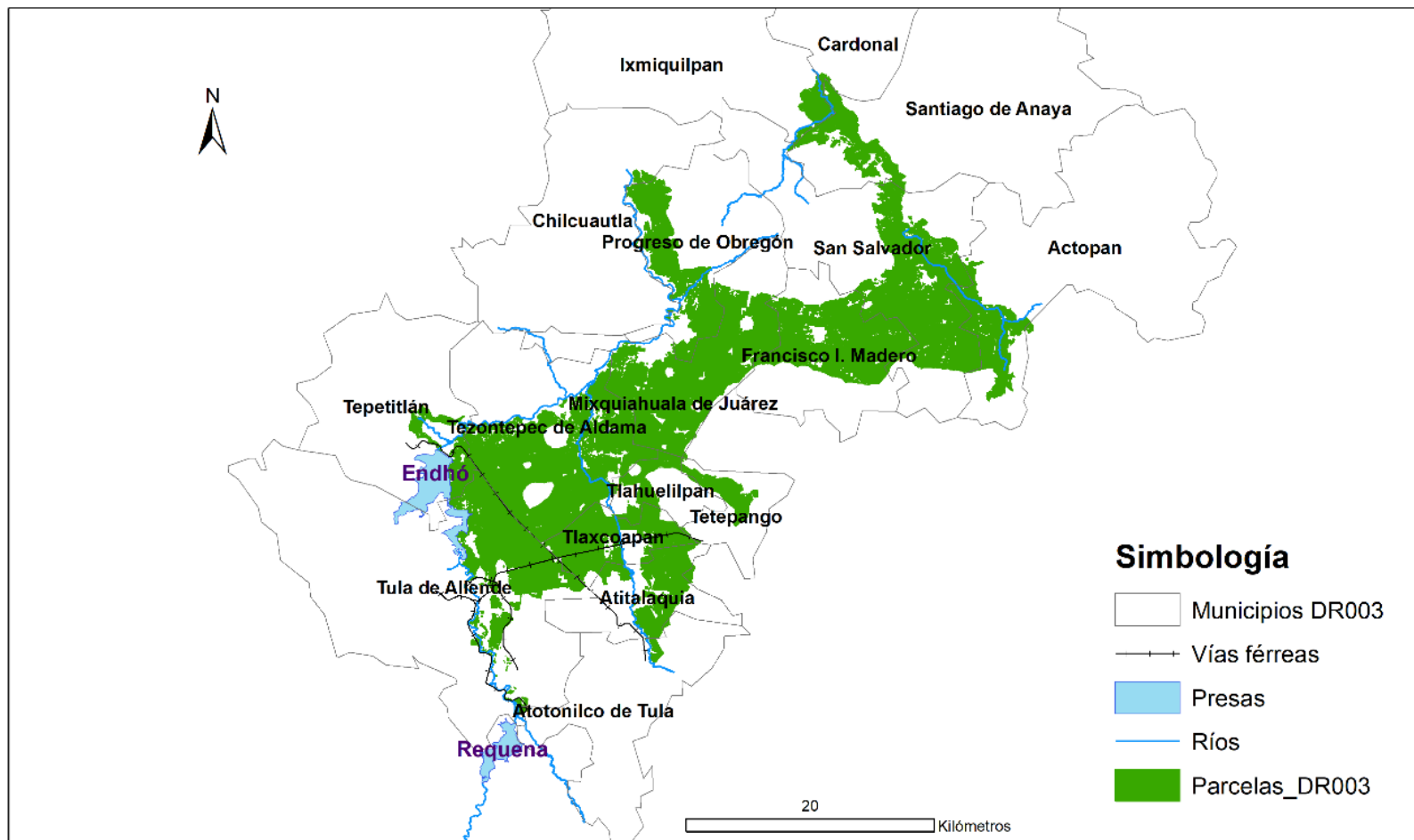


Figura 2. Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo. Fuente: elaboración propia con datos del DR 003.

El DR 003 Tula se integra por 16 módulos de riego: módulo 01 Actopan; módulo 02 Tlamaco-Juandho; módulo 03 Mixquiahuala; módulo 04 Endho-Xoxhitlan; módulo 05 Tepatepec; módulo 06 Alto Tepatepec; módulo 07 Tula; módulo 08 El Tumba; módulo 09 Artículo 27; módulo 10 Dendho-Cardonal; módulo 11 Cerro El Xicuco; módulo 12 El Solís; módulo

13 Gamagaox; módulo 14 El Bexha; módulo 15 Bombeo Agrícola Teltipan, y módulo 16 Bombeo Cerro Juandho de Teltipan (Conagua, 2020).

Modelo de programación lineal

Hay dos técnicas para modelar la demanda de agua, que son técnicas de valoración inductivas y deductivas. Las técnicas deductivas suelen utilizar programación lineal, tratan de reproducir las decisiones de los agricultores a nivel de finca o distrito de riego, y la mayoría maximiza las ganancias o los ingresos brutos (Harou *et al.*, 2009).

Los modelos de programación lineal son una herramienta para determinar la asignación óptima de los recursos escasos, con el fin de reducir el consumo de agua y aumentar la producción en planes de gestión de este recurso (Daghighi, Nahvi, & Kim, 2017), así como maximizar el beneficio económico neto agregado del uso del agua en el sistema (Harou *et al.*, 2009).

La investigación se realizó con información estadística del año agrícola 2020-2021 del DR 003 Tula, perteneciente a la Dirección Local Hidalgo de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Los coeficientes técnicos utilizado en el modelo de programación lineal (MPL) se enfocaron en el uso de agua por cada uno de los cultivos para el periodo de análisis únicamente y en los diferentes ciclos de producción disponibles. Debido a que el MPL no acepta variables negativas, el recurso tierra mínimo utilizado fue de una hectárea. Los precios netos se calcularon restando los costos variables de cada cultivo i con el valor de la producción del cultivo i .

Con esta información se formuló un MPL, cuyos resultados permitieron conocer el precio sombra de agua. La programación lineal encuentra el valor marginal de agua en sistemas de riego con más de un cultivo, plantea diferentes escenarios, y asigna superficies o patrones óptimos de cultivo (Zetina, Mora, Martínez, Cruz, Téllez, 2013).

El modelo planteado tiene como función objetivo maximizar el ingreso neto de los productores del DR 003 Tula, sujeto a la disponibilidad de superficie de tierra y agua, así como restricciones de máximos y mínimos por cultivos. El modelo incluye actividades del ciclo otoño-invierno (O-I), primavera-verano (P-V) y perennes (PER). El modelo matemático se planteó de la siguiente manera:

$$Max INT = \sum_{i=1}^I c_i X_i + \sum_{j=1}^J c_j X_j + \sum_{k=1}^K c_k X_k \quad (1)$$

Sujeto a:

$$\sum_{i=1}^I a_i X_i \leq S_{O-I} \quad (2)$$

$$\sum_{j=1}^J a_j X_j \leq S_{P-V} \quad (3)$$

$$\sum_{k=1}^K a_k X_k \leq S_{PER} \quad (4)$$

$$\sum_{i=1}^I b_i X_i \leq V_{O-I} \quad (5)$$

$$\sum_{j=1}^J b_j X_j \leq V_{P-V} \quad (6)$$

$$\sum_{k=1}^K b_k X_k \leq V_{PER} \quad (7)$$

$$X_i, X_j, X_k \geq 0 \quad (8)$$

Donde:

INT = ingreso neto total

c_i, c_j, c_k = ingreso neto de las actividades de producción en el ciclo otoño-invierno, primavera-verano y perennes, respectivamente. Se calculó con el valor de la producción de cada cultivo (rendimiento por precio medio rural) menos el costo variable de producción

X_i, X_j, X_k = valores por obtener de las superficies óptimas a sembrar de cada cultivo en los ciclos otoño-invierno, primavera-verano y perennes

a_i, a_j, a_k = coeficientes técnicos necesario para producir una unidad del cultivo, para los ciclos de otoño-invierno, primavera-verano y perennes, respectivamente; se refieren a la cantidad mínima de tierra que se requiere para producir (una hectárea)

b_i, b_j, b_k = cantidad del recurso agua necesario para producir una unidad del cultivo en m^3 de acuerdo con la época en que son sembrados, con base en los datos obtenidos en el distrito de riego por cultivo y por época

de producción. Se calculó multiplicando la lámina neta de cada cultivo en cada ciclo agrícola (en metros) por la superficie de 10 000 m²

$V_{O-I}, V_{P-V}, V_{PER}$ = volumen neto total de agua disponible en los ciclos otoño-invierno, primavera-verano y perennes del año agrícola 2020-2021

$S_{O-I}, S_{P-V}, S_{PER}$ = superficies cosechadas máximas de los ciclos otoño-invierno, primavera-verano y perennes del año agrícola 2020-2021

El modelo incluyó 21 actividades y los cultivos analizados corresponden al año agrícola 2020-2021 (Tabla 1).

Tabla 1. Actividades y precio neto.

Variable	Actividad (cultivo)	Precio neto miles de \$ MN
X ₁	Avena forrajera	5.62
X ₂	Brócoli	99.87
X ₃	Cebada forrajera	5.63
X ₄	Coliflor	131.00
X ₅	Haba	59.00
X ₆	Nabo	30.30
X ₇	Rye grass	5.05
X ₈	Trigo grano	35.98
X ₉	Triticale	35.97
X ₁₀	Avena forrajera	5.65
X ₁₁	Brócoli	99.93
X ₁₂	Calabacita	102.93
X ₁₃	Chile	105.41
X ₁₄	Coliflor	131.00
X ₁₅	Frijol	37.97
X ₁₆	Haba	59.00
X ₁₇	Maíz grano	43.96
X ₁₈	Nabo	30.80
X ₁₉	Tomate de cáscara	67.00
X ₂₀	Alfalfa	51.47
X ₂₁	Bermuda	26.49

Por lo tanto, la función objetivo del modelo extendido se planteó de la forma siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Max INT} = & 5.62X_1 + 99.87X_2 + 5.63X_3 + 131X_4 + 59X_5 + 30.3X_6 + 5.05X_7 + \\ & 35.98X_8 + 35.97X_9 + 5.65X_{10} + 99.93X_{11} + 102.93X_{12} + 105.41X_{13} + 131X_{14} + \\ & 37.97X_{15} + 59X_{16} + 43.96X_{17} + 30.8X_{18} + 67X_{19} + 51.47X_{20} + 26.49X_{21} \end{aligned} \quad (9)$$

Las restricciones del modelo en el año agrícola fueron:

a) La restricción de tierra en el ciclo O-I:

$$X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_5 + X_6 + X_7 + X_8 + X_9 \leq 8\,920 \quad (10)$$

b) La restricción de tierra en el ciclo P-V:

$$X_{10} + X_{11} + X_{12} + X_{13} + X_{14} + X_{15} + X_{16} + X_{17} + X_{18} + X_{19} \leq 19\,626 \quad (11)$$

c) La restricción de tierra en los perennes:

$$X_{20} + X_{21} \leq 21\,557 \quad (12)$$

d) La restricción de agua en el ciclo O-I:

$$6.16X_1 + 10.3X_2 + 6.23X_3 + 11.46X_4 + 6.71X_5 + 6.32X_6 + 7.83X_7 + 9.24X_8 + 9.35X_9 \leq 60\,637.3 \quad (13)$$

e) La restricción de agua en el ciclo P-V:

$$6.14X_{10} + 11.64X_{11} + 10.24X_{12} + 11.80X_{13} + 12.61X_{14} + 6.99X_{15} + 7.09X_{16} + 12.02X_{17} + 6.73X_{18} + 10.85X_{19} \leq 228\,655.2 \quad (14)$$

f) La restricción de agua en los perennes:

$$21.22X_{20} + 17.89X_{21} \leq 456\,087.6 \quad (15)$$

g) La restricción de superficie máxima de los cultivos del año agrícola 2020-2021 (Tabla 2).

Tabla 2. Superficie máxima de los cultivos.

Variable	Cultivo	Hectáreas
X ₁	Avena forrajera	5 503
X ₂	Brócoli	104
X ₃	Cebada forrajera	1 312
X ₄	Coliflor	554
X ₅	Haba	68
X ₆	Nabo	513
X ₇	Rye grass	407
X ₈	Trigo grano	272
X ₉	Triticale	187
X ₁₀	Avena forrajera	60
X ₁₁	Brócoli	102
X ₁₂	Calabacita	552
X ₁₃	Chile	291
X ₁₄	Coliflor	783
X ₁₅	Frijol	1 019
X ₁₆	Haba	7
X ₁₇	Maíz grano	16 511
X ₁₈	Nabo	172
X ₁₉	Tomate de cáscara	129
X ₂₀	Alfalfa	21 186
X ₂₁	Bermuda	371

Se plantearon nueve escenarios para evaluar el impacto de la disponibilidad del agua. El escenario 1 incluyó las restricciones de superficie y volumen: totales, ciclo O-I, P-V y perennes; restricciones de máximos en todos los cultivos para modelar algo similar al año agrícola 2020-2021. Del escenario 2 al 6 las restricciones son las mismas que el escenario 1, solo cambió la disponibilidad del agua v_t en 90, 80, 70, 60 y 50 %, respectivamente. El escenario 7 simuló un incremento de la población mediante la reducción del 20 % en la superficie cosechada y en la disponibilidad de agua. El escenario 8 incluyó solo 12 restricciones de superficie máxima los siguientes cultivos: brócoli, calabacita, chile, coliflor, frijol, haba, nabo, y tomate de cáscara o tomatillo, que tienen restricciones debido a la calidad del agua. El escenario 9 no incluyó ninguna restricción de máximos de los cultivos.

Para resolver el modelo se utilizó el método Simplex con la herramienta de análisis Solver® de Microsoft Office Excel®.

Resultados

Los resultados del modelo de programación lineal para los diferentes escenarios con información de los ciclos agrícolas O-I, P-V y perennes de 2020-2021 del DR 003 Tula indicaron que la superficie sembrada se redujo al disminuir la disponibilidad de agua (Figura 3).

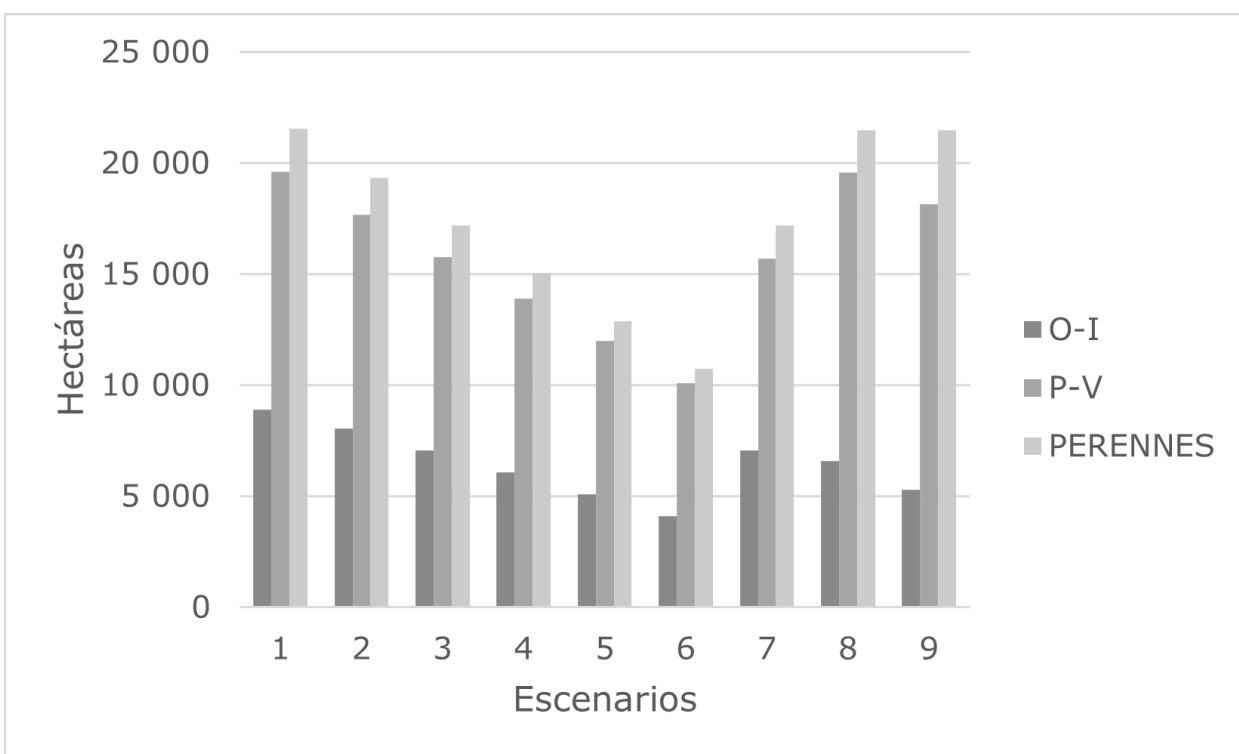


Figura 3. Superficie sembrada en los diferentes escenarios.

En el escenario 1 solo se sembraron 5 ha menos en relación con el año agrícola 2020-2021. En el escenario 2, el INT fue 8.6 % menos que lo percibido en el año agrícola 2020-2021 y la superficie total del padrón óptimo fue 10 % menos que la superficie cosechada en el año agrícola. En el escenario 3, el INT disminuyó 17.5 % y la superficie sembrada se redujo 20 %. En el escenario 4, el INT disminuyó 26.4 %, la superficie sembrada disminuyó 30.1 %. En el escenario 5, el INT fue 35.3 % menor que el del año agrícola 2020-2021. En el escenario 6, el INT se redujo en 44.3 % y disminuyó 50.2 % la superficie sembrada. En el escenario 7, el INT fue 17.6 % menos que lo percibido en el año agrícola y 20.2 % menos superficie sembrada. En el escenario 8, el INT incrementó 6.4 % y disminuyó 4.8 % la superficie sembrada. En el escenario 9, el total de

superficie fue 10.3 % menos que lo cosechado en el año agrícola 2020-2021, pero 86.5 % más en el ingreso neto total debido a que estos cultivos son los que mayor valor tienen en el mercado (Tabla 3).

Tabla 3. Padrón óptimo de cultivos en los diferentes escenarios.

Cultivo	2020-2021	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Avena forrajera	5 503	5 503	5 503	5 376	4 392	3 408	2 424	5 376	0	0
Brócoli	104	104	104	104	104	104	104	104	104	0
Cebada forrajera	1 312	1 312	847	0	0	0	0	0	0	0
Coliflor	554	554	554	554	554	554	554	554	554	5 290
Haba	68	68	68	68	68	68	68	68	68	0
Nabo	513	513	513	513	513	513	513	513	513	0
Rye grass	407	404	0	0	0	0	0	0	0	0
Trigo grano	272	272	272	272	272	272	272	272	5 360	0
Triticale	187	187	187	187	187	187	187	187	0	0
Avena forrajera	60	59	0	0	0	0	0	0	0	0
Brócoli	102	102	102	102	102	102	102	102	102	0
Calabacita	552	552	552	552	552	552	552	552	552	0
Chile	291	291	291	291	291	291	291	291	291	0
Coliflor	783	783	783	783	783	783	783	783	783	18 140
Frijol	1 019	1 019	1 019	1 019	1 019	1 019	1 019	985	1 019	0
Haba	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0
Maíz grano	16 511	16 511	14 638	12 736	10 833	8 931	7 028	12 852	16 541	0
Nabo	172	172	172	172	172	172	172	0	172	0
Tomate de cáscara	129	129	129	129	129	129	129	129	129	0
Alfalfa	21 186	21 186	19 349	17 199	15 049	12 899	10 749	17 199	21 498	21 498
Bermuda	371	370	0	0	0	0	0	0	0	0
Superficie total (ha)	50 103	50 098	45 090	40 063	35 027	29 990	24 954	39 973	47 694	44 929
Ingreso neto (millones de pesos)	2 240	2 239	2 048	1 848	1 648	1 448	1 248	1 846	2 382	4 176
Disponibilidad de agua	100 %	100 %	90 %	80 %	70 %	60 %	50 %	80 %	100 %	100 %
(Millones de m ³)	745380	745380	670842	596304	521766	447228	372690	596304	745380	745380

Fuente: elaboración propia con la información de las salidas de los MPL en Excel.

En el escenario 1 no hubo variación significativa en los cultivos con respecto al año agrícola de estudio. En los escenarios 2 al 9, los cultivos que disminuyeron totalmente la superficie sembrada fueron rye grass, avena forrajera (P-V) y bermuda. En el escenario 8 se incrementó en gran medida la superficie sembrada de trigo grano. En el escenario 9, solo se activaron los siguientes cultivos: coliflor para el ciclo O-I, coliflor para el ciclo P-V y alfalfa (Figura 4).

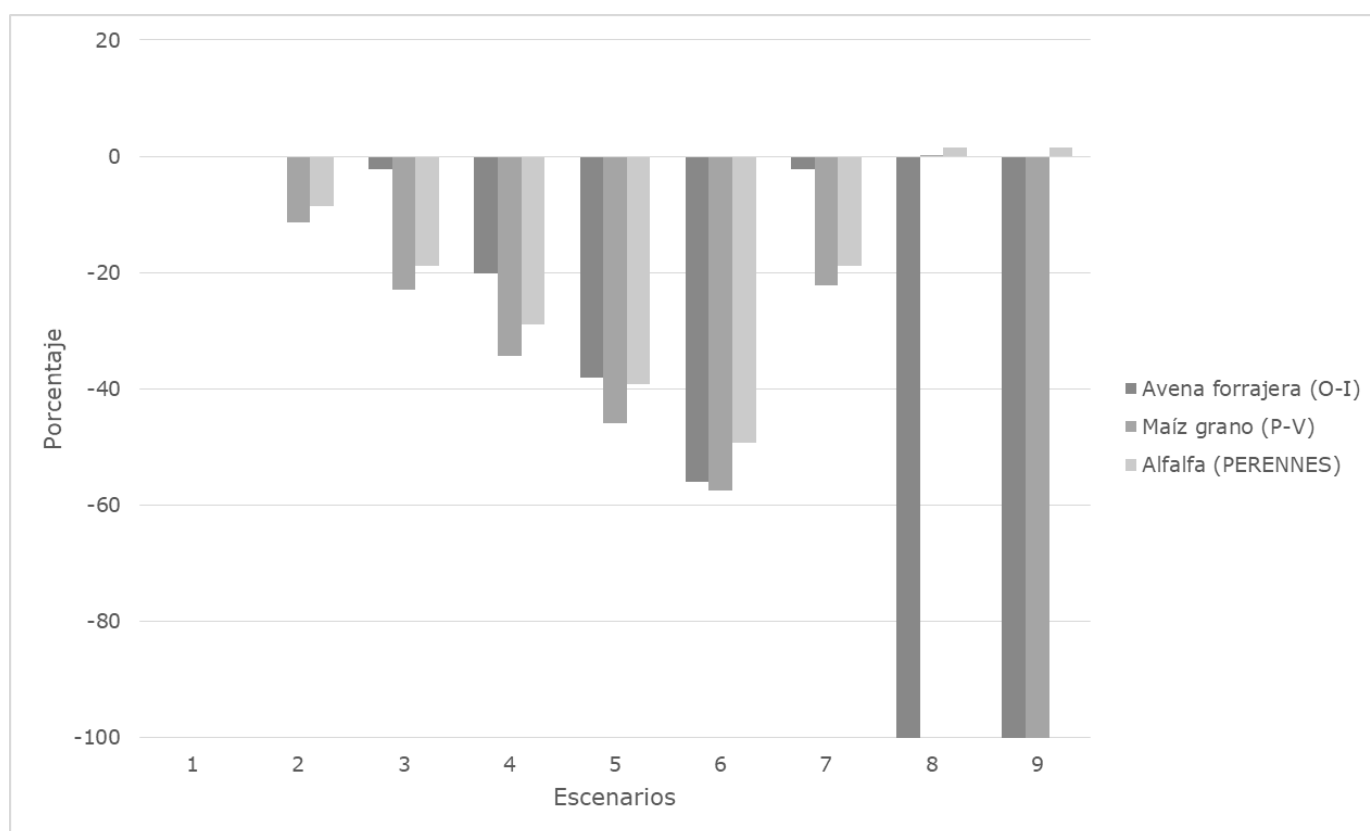


Figura 4. Variación de la superficie sembrada de los principales cultivos en los diferentes escenarios.

Ante la escasez o reducciones en la disponibilidad de agua, la superficie sembrada disminuye, y los cultivos que reducen a cero la superficie son los siguientes: cebada forrajera y rye grass en el ciclo O-I; avena forrajera en el ciclo P-V, y la bermuda en los perennes. Estos cultivos tienen menor precio de mercado, alto costo de producción y mayor consumo de agua, es decir, menor ingreso neto. Tales resultados concuerdan con los de Zetina *et al.* (2013). También se puede observar que disminuye la superficie alfalfa debido a la alta demanda de agua y su baja rentabilidad (Martínez, Mora, Exebio, Arana, & Arjona, 2021; Godínez *et al.*, 2007).

El costo reducido indica cuánto disminuiría el ingreso neto total si se incluyera dentro del escenario de producción el cultivo no factible dentro de la solución óptima; de otra manera representa en cuánto debería incrementar el valor del coeficiente objetivo para que el precio neto fuera competitivo en la función objetivo; es decir, el costo reducido está asociado con las actividades de producción, mientras que el precio sombra con los recursos de las restricciones. En el escenario 1, los costos reducidos fueron cero, esto es, al cambiar en una unidad la superficie cultivada, no se modificaría el ingreso neto total. El costo reducido de cada cultivo fue el mismo para los escenarios 2 al 6, y que de haber incluido los cultivos no seleccionados en el padrón óptimo, se habría reducido el INT en esa cantidad (Tabla 4).

Tabla 4. Costo reducido en los diferentes escenarios.

Ciclo	Cultivo	1	2	3	4	5	6	7	8	9
O-I	Avena forrajera	0	0	0	0	0	0	0	-18.4	-64.8
	Brócoli	0	0	0	0	0	0	0	0	-17.8
	Cebada forrajera	0	0	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-18.7	-65.6
	Coliflor	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Haba	0	0	0	0	0	0	0	0	-17.7
	Nabo	0	0	0	0	0	0	0	0	-41.9
	Rye grass	0	-2.0	-2.1	-2.1	-2.1	-2.1	-2.1	-25.5	-84.5
	Trigo grano	0	0	0	0	0	0	0	0	-69.6
	Triticale	0	0	0	0	0	0	0	-0.4	-70.9
P-V	Avena forrajera	0	-16.8	-16.8	-16.8	-16.8	-16.8	-31.3	-16.8	-58.1
	Brócoli	0	0	0	0	0	0	0	0	-21.0
	Calabacita	0	0	0	0	0	0	0	0	-3.4
	Chile	0	0	0	0	0	0	0	0	-17.2
	Coliflor	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Frijol	0	0	0	0	0	0	0	0	-34.6
	Haba	0	0	0	0	0	0	0	0	-14.6
	Maíz grano	0	0	0	0	0	0	0	0	-80.9
	Nabo	0	0	0	0	0	0	-6.9	0	-39.1
	Tomate de cáscara	0	0	0	0	0	0	0	0	-45.8
PER	Alfalfa	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bermuda	0	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9

Fuente: elaboración propia con la información de las salidas de los MPL en Excel.

El precio sombra indica en cuánto cambia el ingreso neto total al cambiar una unidad de la restricción o la disponibilidad de los recursos, es decir, indica el cambio en el objetivo si la restricción se relajara en una unidad.

Si el precio sombra del agua fuera cero, al reducir o aumentar en una unidad el consumo de agua, el ingreso neto total no reduciría ni aumentaría debido a que la disponibilidad del recurso no se agota. En este caso, se puede saber cuál es la cantidad no utilizada del recurso en la solución óptima mediante el uso de variables de holgura y la desigualdad débil de la restricción pasa a ser una igualdad (Kaiser & Messer, 2011).

Al reducir 10 % la disponibilidad de agua, es decir, del escenario 1 a 2, el precio sombra se incrementó 40 % en el ciclo O-I, 297.2 % en el ciclo P-V y 63.8 % en los perennes, mientras que el precio sombra de la tierra se incrementó cuando se redujo la disponibilidad de la superficie en 20 % (Tabla 5).

Tabla 5. Precio sombra en los diferentes escenarios.

Restricción	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Superficie O-I	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Superficie P-V	0	0	0	0	0	0	29.64	0	0
Superficie, perennes	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Volumen O-I	0.64	0.90	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	3.89	11.43
Volumen P-V	0.92	3.66	3.66	3.66	3.66	3.66	1.19	3.66	10.39
Volumen, perennes	1.48	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43
Restricción en la superficie sembrada de los cultivos									
Avena forrajera O-I	1.65	0.06	0	0	0	0	0		
Brócoli O-I	93.23	90.58	90.48	90.48	90.48	90.48	90.48	59.76	
Cebada forrajera O-I	1.61	0	0	0	0	0	0		
Coliflor O-I	123.61	120.66	120.54	120.54	120.54	120.54	120.54	86.36	
Haba O-I	54.67	52.94	52.88	52.88	52.88	52.88	52.88	32.87	
Nabo O-I	26.23	24.60	24.54	24.54	24.54	24.54	24.54	5.69	
Ray grass O-I	0	0	0	0	0	0	0		
Trigo grano O-I	30.02	27.64	27.55	27.55	27.55	27.55	27.55		
Triticale O-I	29.94	27.53	27.44	27.44	27.44	27.44	27.44		
Avena forrajera P-V	0	0	0	0	0	0	0		
Brócoli P-V	89.21	57.36	57.36	57.36	57.36	57.36	56.42	57.36	
Calabacita P-V	93.51	65.49	65.49	65.49	65.49	65.49	61.09	65.49	
Chile P-V	94.54	62.24	62.24	62.24	62.24	62.24	61.71	62.24	
Coliflor P-V	119.39	84.89	84.89	84.89	84.89	84.89	86.34	84.89	
Frijol P-V	31.53	12.41	12.41	12.41	12.41	12.41	0	12.41	
Haba P-V	52.47	33.08	33.08	33.08	33.08	33.08	20.91	33.08	
Maíz grano P-V	32.9	0	0	0	0	0	0		
Nabo P-V	24.60	6.18	6.18	6.18	6.18	6.18	0	6.18	
Tomatillo P-V	57.01	27.31	27.31	27.31	27.31	27.31	24.43	27.31	
Alfalfa	20.06	0	0	0	0	0	0		
Bermuda	0	0	0	0	0	0	0		

Fuente: elaboración propia con la información de las salidas de los MPL en Excel.

Discusión

Martínez *et al.* (2021) obtuvieron precios sombra que varían de 0.11 a 40.11 \$/m³ en diferentes escenarios del DR 100 Alfajayucan; Ramirez, Gonzalez, Valdivia, Salas y García (2019) encontraron para el DR 017 Comarca Lagunera precios sombra en riego por gravedad de 0.91 a 1.23 \$/m³ con diferente disponibilidad de agua. Florencio, Valdivia y Scott (2002) obtuvieron precios sombra para la fuente superficial que van de 0.54 a 2.28 \$/m³ en diferentes escenarios del DR 011 Alto Río Lerma. Lo anterior concuerda con los resultados obtenidos en estos escenarios, que varían de 0.64 a 11.43 \$/m³. Como se observa del escenario 3 al 6, el precio sombra no cambia, aunque cambie la disponibilidad de agua, debido a que el precio sombra depende de la última actividad que entra al modelo. Los resultados demostraron que el precio sombra aumentó para los escenarios 8 y 9 debido al cambio del patrón de cultivos; esto demuestra que en el caso del agua, al ser un recurso escaso, debería sugerirse un precio más alto cuando se imponen restricciones en la función objetivo, pues el ingreso neto para estos escenarios también fue el más alto debido a la mayor demanda de agua en los periodos de primavera-verano y otoño-invierno.

Los valores de precio sombra concuerdan con los publicados por Rodríguez, Medellín, Valdivia, Arana y García (2019), ya que en aquellos módulos de producción con un precio sombra bajo se tiende a exportar agua a módulos con un precio sombra más alto debido a escasez de agua por dos razones principales: en primer lugar, se siembran cultivos de bajo valor (sorgo y trigo) y en segundo lugar tiene un acceso limitado a las

aguas subterráneas. Por otro lado, tuvieron módulos de producción que participarían en el mercado de agua exportando una baja tasa de ésta disponible debido a su alto consumo de agua de pozos mayor que su uso de agua superficial, y que es usada en hortalizas, en particular brócoli, espárragos y lechugas.

El precio que pagan en promedio en el DR 003 es de 0.011\$/m³, es decir, 58.6 veces más bajo que el precio sombra encontrado en el modelo. A diferencia de Ramirez *et al.* (2019), encontraron un precio sombra 9.06 veces mayor que la tarifa pagada por unidad de agua en la Comarca Lagunera; para Florencio *et al.* (2002) fue 13.5 veces menor que los precios sombra obtenidos en el DR 011. En el DR 100 encontraron que el precio sombra es 72 veces mayor que la cuota de conservación y mantenimiento de los canales que pagan los productores agrícolas (Martínez *et al.*, 2021). En consecuencia, el precio que pagan los productores por el agua no refleja el verdadero valor de este recurso. Por otro lado, Martínez *et al.* (2021) también mencionan que los precios sombra del agua de riego para los escenarios establecidos simbolizaron el precio máximo que los agricultores estarían dispuestos a pagar por cada m³ adicional de agua en un año agrícola.

Godínez *et al.* (2007) y Martínez *et al.* (2021) han recomendado el aumento de la cuota que pagan los productores. Sin embargo, en este caso, la recomendación de incrementar las cuotas a los productores debe hacerse de manera reservada debido a que el precio sombra del agua es similar al precio sombra de otros distritos de riego que riegan con agua de mejor calidad. Más bien, la recomendación sería incrementar el uso de agua residual tratada en la agricultura para cultivos recomendados.

Conclusiones

Al reducir la disponibilidad de agua en el DR 003 Tula se reduce la superficie sembrada total, así como la superficie de los cultivos menos rentables, y al no haber restricción de superficies máximas en los cultivos, el padrón óptimo elige aquellos cultivos de mayor valor, como coliflor y alfalfa. Sin embargo, hay restricción en la superficie sembrada debido a la calidad del agua, aunque el precio sombra sea mayor en los cultivos de coliflor, brócoli, calabacita y chile.

Ante escenarios de escasez, el costo de oportunidad de utilizar una unidad adicional de agua es mayor. Aun así, las cuotas que pagan los agricultores del DR 003 Tula son menores a los precios sombra o al valor económico por unidad de agua obtenidos en los diferentes escenarios, es decir, no reflejan el verdadero valor del recurso, por lo que se recomienda que las cuotas que pagan los productores se incrementen gradualmente, sobre todo, en los cultivos más rentables y de mayor demanda de agua.

Se concluye que al incrementar la escasez en los escenarios, el valor del agua mediante el uso del precio sombra es indicativo de cómo mejoraría la solución óptima si se dispusiera de una unidad extra de este recurso. El MPL puede determinar qué tanto pudiera incrementar el valor en el recurso escaso, pues cuando éste es abundante, el precio sombra tiende a cero y cuando escasea comienza a incrementar su valor. Lo mismo ocurre con el costo reducido para cada actividad de producción, lo cual indica que se debería mejorar el precio de mercado del cultivo o

reducir sus costos variables, a fin de que las actividades no seleccionadas en la función objetivo pudieran ser producidas.

Desde el punto de vista de la política económica de México, los MPL pueden ser una herramienta valiosa para la determinación del valor del agua y con ello establecer cuotas que limiten su uso, y se siembren los cultivos que se consideren factibles a ser producidos con los recursos con que se cuentan.

Referencias

- Alcon, F., Pedrero, F., Martin, J., Arcas, N., Alarcon, J. J., & De Miguel, M. D. (2010). The non-market value of reclaimed wastewater for use in agriculture: A contingent valuation approach. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(Suppl. 2), 1-6. DOI: 10.5424/sjar/201008s2-1361
- AQUASTAT. (2022). *Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua y la agricultura*. Recuperado de <https://www.fao.org/aquastat/en/databases/maindatabase/>
- Aznar, J. A., Belmonte, L. J., Velasco, J. F., & Valera, D. L. (2021). Farmers' profiles and behaviours toward desalinated seawater for irrigation: Insights from South-east Spain. *Journal of Cleaner Production*, 296. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.126568
- Bakopoulou, S., Polyzos, S., & Kungolos, A. (2010). Investigation of farmers' willingness to pay for using recycled water for irrigation in Thessaly region, Greece. *Desalination*, 250(1), 329-334. DOI: 10.1016/j.desal.2009.09.051

- Bouwer, H. (2000). Integrated water management: Emerging issues and challenges. *Agricultural Water Management*, 45(3), 217-228. DOI: 10.1016/S0378-3774(00)00092-5
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Plan de Riego para el año agrícola 2020-2021*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.
- Daghighi, A., Nahvi, A., & Kim, U. (2017). Optimal cultivation pattern to increase revenue and reduce water use: Application of linear programming to Arjan plain in Fars province. *Agriculture*, 7(9). DOI: 10.3390/agriculture7090073
- De Anda, J., & Shear, H. (2021). Sustainable wastewater management to reduce freshwater contamination and water depletion in Mexico. *Water*, 13(16). DOI: 10.3390/w13162307
- Durán, J. C., Jiménez, B., Rodríguez, M., & Prado, B. (2021). The Mezquital Valley from the perspective of the new Dryland Development Paradigm (DDP): Present and future challenges to achieve sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 48, 139-150. DOI: 10.1016/j.cosust.2021.01.005
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2013). *Afrontar la escasez de agua. Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria*. Recuperado de www.fao.org/publications

- Fisher, F. M., Arlosoroff, S., Eckstein, Z., Haddadin, M., Hamati, S. G., Huber-Lee, A., Jarrar, A., Jayyousi, A., Shamir, U., & Wesseling, H. (2002). Optimal water management and conflict resolution: The Middle East Water Project. *Water Resources Research*, 38(11), 25-1-25-17. DOI: 10.1029/2001wr000943
- Flávio, H. M., Ferreira, P., Formigo, N., & Svendsen, J. C. (2017). Reconciling agriculture and stream restoration in Europe: A review relating to the EU Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 596-597, 378-395. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.057
- Florencio, V., Valdivia, R., & Scott, C. A. (2002). Productividad del agua en el distrito de riego 011, alto Río Lerma. *Agrociencia*, 36(4), 483-493. Recuperado de <https://agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/201/201>
- Godínez, L., García, J. A., Fortis, M., Mora, J. S., Martínez, M. A., Vladivia, R., & Hernández, J. (2007). Valor económico del agua en el sector agrícola de la Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*, 25(1), 51-59. Recuperado de <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/1438/1628>
- Harou, J. J., Pulido, M., Rosenberg, D. E., Medellín, J., Lund, J. R., & Howitt, R. E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 627-643. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.037

- Hernández-Sancho, F., Lamizana-Diallo, B., Mateo-Sagasta, M., & Qadir, M. (2015). *Economic valuation of wastewater: The cost of action and the cost of no action*. United Nations Environment Programme. Recuperado de <https://www.unep.org/resources/report/economic-valuation-wastewater-cost-action-and-cost-no-action>
- Jiménez, B., & Asano, T. (2008). Water reclamation and reuse around the world. In: Blanca, J., & Asano, T. (eds.). *Water reuse - an international survey of current practice, issues and needs* (Issue d, pp. 3-26). IWA Publishing. DOI: 10.2166/9781780401881
- Kaiser, H. M., & Messer, K. D. (2011). *Mathematical programming for agricultural, environmental, and resource economics*. New York, USA: John Wiley & Sons.
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510-521. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.01.154
- Martínez, D., Mora, J. S., Exebio, A. A., Arana, O. A., & Arjona, E. (2021). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 100, Alfajayucan, Hidalgo. *Terra Latinoamericana*, 100, 1-12. DOI: 10.28940/terra.v39i0.544
- Medellín, J., Harou, J. J., & Howitt, R. E. (2010). Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation. *Science of the Total Environment*, 408(23), 5639-5648. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.08.013

- Ramirez, B. A., Gonzalez, A., Valdivia, R., Salas, J. M., & García, J. A. (2019). Tarifas eficientes para el agua de uso agrícola en la Comarca Lagunera. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(3), 539-550. DOI: 10.29312/remexca.v10i3.1295
- Registro Público de Derechos de Agua. (2022). *Títulos y volúmenes de aguas nacionales y bienes inherentes por uso de agua*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/informacion-estadistica-62159>
- Rodríguez, J. M., Medellín, J., Valdivia, R., Arana, O. A., & García, R. C. (2019). Insights from a calibrated optimization model for irrigated agriculture under drought in an irrigation district on the central Mexican high plains. *Water*, (11)858, 1-23. DOI: 10.3390/w11040858
- Tsur, Y., & Zemel, A. (1998). Pollution control in an uncertain environment. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 22(6), 967-975. DOI: 10.1016/s0165-1889(97)00087-0
- Wang, X. J., Zhang, J. J., Gao, J., Shahid, S., Xia, X. H., Geng, Z., & Tang, L. (2018). The new concept of water resources management in China: Ensuring water security in changing environment. *Environment, Development and Sustainability*, 20(2), 897-909. DOI: 10.1007/s10668-017-9918-8
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423-446. DOI: 10.1016/S1366-7017(02)00039-9

- Xiong, W., Holman, I., Lin, E., Conway, D., Jiang, J., Xu, Y., & Li, Y. (2010). Climate change, water availability and future cereal production in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(1-2), 58-69. DOI: 10.1016/j.agee.2009.08.015
- Zetina, A. M., Mora, J. S., Martínez, M. A., Cruz, J., & Téllez, R. (2013). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 044, Jilotepec, estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 10(2), 139-156. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-54722013000200001&script=sci_abstract

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-05

Artículos

Índice de calidad como indicador de efectividad en la potabilización del agua del río Carrizal

Quality index as an indicator of effectiveness in the water's purification from Carrizal River

Ana Karina Alcívar-Cedeño¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-3885-6357>

¹Facultad de Posgrado, Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo, Manabí, Ecuador, akac1216@gmail.com

Autora para correspondencia: Ana Karina Alcívar-Cedeño, akac1216@gmail.com

Resumen

La calidad del agua superficial utilizada para la potabilización es de suma importancia debido a que de ella depende la funcionabilidad que puedan tener los procesos dentro de una planta de tratamiento. Una forma de monitorear los ríos han sido los índices de calidad de agua. La Parroquia Rural San Antonio del Cantón Chone, Provincia de Manabí, Ecuador, recibe el agua tratada por una planta modular que tiene su captación en el río

Carrizal, es por ello que el presente artículo contempla el análisis del índice de calidad de agua en el sitio de captación como indicador de efectividad en el proceso de potabilización. En el río se establecieron tres puntos de muestreo y se evaluaron nueve parámetros de calidad en dos meses de temporada seca y dos meses de temporada lluviosa, a través de métodos gráficos y de ecuaciones, asimismo, la planta también fue monitoreada y comparada según la normativa vigente de calidad para agua potable. Los resultados del ICA-NSF en época de estiaje fueron 72.52 y 72.02, lo que refleja una calidad "Buena" y en época invernal 74.79 y 74.78, una calidad igualmente "Buena", sin embargo, la turbidez se incrementa de verano a invierno en un 98.93 %. De igual manera, la planta potabilizadora tuvo una buena calidad en la mayoría de los parámetros. Estos datos permitieron establecer que la planta de tratamiento proporciona efectividad en el proceso de potabilización con el agua que recibe de la captación en todos los parámetros a excepción del cloro libre residual.

Palabras clave: ICA, NSF, estiaje, modular, turbidez, potabilizadora.

Abstract

The quality of the surface water that is used for purification is important because the functionality's processes in a treatment plant depends on it. One way of being able to monitor rivers has been the quality index. The Chone's rural Parish San Antonio, Manabí's province, Ecuador, receives the drinking water by a modular plant that has its catchment in the Carrizal river, that's why this article is based on analysis the water quality index at the Carrizal river catchment site as an indicator of effectiveness

in the purification process. Three sampling points were established on the river and nine quality parameters were evaluated in two months of the dry season and two months of the rainy season, from graphic methods and equations. The water treatment plant was monitored and compared according to the drinking water quality standard. The results of the NSF-WQI in summer season were 72.52 and 72.02, which reflects a "Good" quality and in winter 74.79 y 74.78, a "Good" quality too, however, turbidity increases from summer to winter by 98.93 %, the water treatment plant had a good quality compared to regulations in most parameters. The data allowed to know that the water treatment plant provides effectiveness in the purification process with the water it receives from the catchment in all parameters except for residual free chlorine.

Keywords: WQI, NSF, summer, modular, turbidity, water treatment plant.

Recibido: 09/05/2022

Aceptado: 27/09/2023

Publicado Online: 13/10/2023

Introducción

La conservación y manejo del agua es de vital importancia, pues es considerada un recurso natural y necesario para el correcto desarrollo de la vida humana y del ecosistema (Barceló & Carrera, 2008).

Los sistemas fluviales, por estar expuestos al ambiente, son sujetos a cambios constantes al pasar de los años. La principal causa de esta alteración suele ser en la mayoría de los casos de origen antrópico (Castañé *et al.*, 1998).

Según lo mencionan Arroyo y Encalada (2009), el desarrollo urbanístico es una de las actividades por la que los seres humanos han utilizado las fuentes de agua sin tomar en cuenta las consecuencias que puede traer para la biodiversidad y el conveniente manejo de dicho recurso. Es por esto que la contaminación hídrica se ha convertido en un problema global.

Teniendo en cuenta a la UNESCO (2021), a nivel mundial se estima que el 80 % de todas las aguas residuales industriales y municipales son vertidas a los ríos sin tratamiento previo alguno, lo que tiene efectos dañinos tanto para la salud humana como para los ecosistemas. Esto conlleva a que unos 1.6 mil millones de personas a nivel mundial se enfrenten a la escasez “económica” del agua, lo que determina que aunque el agua se encuentre realmente disponible, carecen de la infraestructura necesaria para acceder a ella, como los sistemas de potabilización, que ayudan a tratar agua contaminada.

En cuanto al Ecuador, la mayoría de las investigaciones demuestran que los microorganismos patógenos tienen presencia en gran parte de los

ríos del país, especialmente en las cuatro cuencas más grandes, como la del río Mira, Esmeraldas, Guayas y Pastaza, que poseen altos grados de contaminación por coliformes fecales (Da Ros, 1995), y que al mismo tiempo, según lo establecido por Jacobsen (2003) en lo que respecta a la contaminación orgánica, los ríos tropicales de alta montaña, como los de la sierra ecuatoriana, son los más susceptibles a ella, debido a que al encontrarse a una altura entre los 2 500 y 3 000 metros sobre el nivel del mar, viven un estrés natural de deficiencia de oxígeno y debido a esto resisten menos a la reducción de la saturación de oxígeno causada por una contaminación de carácter orgánico, es por ello que necesitan un control ambiental riguroso.

Como lo afirman Arcos, Ávila, Estupiñan y Gómez (2005), dentro del Cantón Chone, Provincia de Manabí, Ecuador, existen enfermedades de origen hídrico debido a la contaminación. Y, a la vez, de conformidad con la información obtenida en el Hospital General y el Subcentro de Salud de la ciudad, los casos más comunes son vómito, diarrea, rotavirus y gastroenteritis, que se vinculan con aguas residuales negras que son arrojadas sin ningún tipo de tratamiento a los ríos.

En este ámbito de salud pública, con base en lo establecido por Bofill-Mas *et al.* (2016), dentro de la historia han existido ejemplos de brotes infecciosos, como los de Shanghái en 1988, en el que se produjeron 300 000 casos de hepatitis A y 25 000 de gastroenteritis virales debido al consumo de moluscos cultivados en un estuario con contaminación fecal, un brote de gastroenteritis por norovirus probablemente asociado con el consumo de agua con contaminación fecal en una residencia de ancianos en Albacete que afectó en 1999 a 341

personas y los brotes de hepatitis E en Kanpur en 1991, que afectaron a 79 000 personas. Otra infección se dio en 2004 en Sudán, que perjudicó a 6 861 personas y causó 87 muertes en la región de Darfur, donde el número de casos continúa incrementándose.

Como consecuencia al efecto que trae consigo a la salud, se hace necesario monitorear la calidad en las fuentes superficiales, para lo cual se han implementado varias metodologías, que incluyen los índices de calidad de agua, los mismos que toman en cuenta ciertos parámetros físico-químicos y microbiológicos, y mediante una ponderación, cuantifican si la misma es apta para consumo humano o requiere cierto tipo de tratamiento.

El índice más utilizado y en el que se basan la mayoría de estudios a nivel mundial es el desarrollado por la Fundación de Saneamiento de EUA (ICA-NSF) en 1970, el cual emplea nueve parámetros de calidad. Las aguas altamente contaminadas tendrán un ICA por debajo del 50 %, mientras que en aguas fluviales en buenas condiciones el valor estará cercano al 100 % (Chang, 2010).

Basado en estos antecedentes y al no contarse con investigaciones acerca de polución hídrica en esta área del Cantón Chone, Provincia de Manabí, Ecuador, resultó necesario el análisis del índice de calidad de agua (ICA-NSF) en el sitio de captación, ubicado en el río Carrizal, como indicador de efectividad en el proceso de potabilización de la planta de tratamiento que abastece de agua a la Parroquia San Antonio del Cantón Chone en temporada seca y lluviosa, a través del método establecido por la Fundación de Sanidad de EUA. Además, se plantearon objetivos específicos en el presente estudio, los cuales comprendieron la

caracterización de la calidad del agua del río Carrizal mediante la implementación de una red de muestreo y medición de los parámetros necesarios para el cálculo del ICA-NSF, el análisis de los diferentes valores del ICA-NSF determinados en la experimentación a través de métodos estadísticos y, finalmente, la comprobación la calidad del agua potable que es distribuida a la parroquia San Antonio del Cantón Chone.

Antecedentes de la cuenca del río Carrizal

Los ríos de la región costa ecuatoriana tienen su origen en la Cordillera de los Andes. La cuenca Carrizal-Chone, también conocida cuenca Bahía, está formada por dos subcuencas cuando estos ríos se separan: una, atravesada por el río Chone con sus afluentes pertenecientes al río Grande, río Mosquito, río Garrapata y río San Lorenzo; y la otra por el río Carrizal con sus afluentes: el río Canuto, río Chico, estero Tigra, río Severino, estero Julián, río Bejuco, estero Chorrillo, Mamey, estero Zapote, río Canoas, río Barro, río Trueno, río Mosca, estero Sarampión, río Junín y río Bachillero (Barahona & Tapia, 2010)

La cuenca del río Carrizal, como lo indica la Figura 1, se ubica en la provincia de Manabí y está comprendida entre las coordenadas 1° 4' 15.04" S, 79° 52' 11.79" W. Abarca un área de aproximadamente 1 390 km², y limita con las cuencas de los ríos Briceño y Jama por la zona norte, con las cuencas de los ríos Portoviejo y Guayas por el lado sur, con el océano Pacífico y con la cuenca del estero Pajonal por el este, y con la cuenca del río Guayas por el oeste (Muñoz, Macías, & García, 2009).

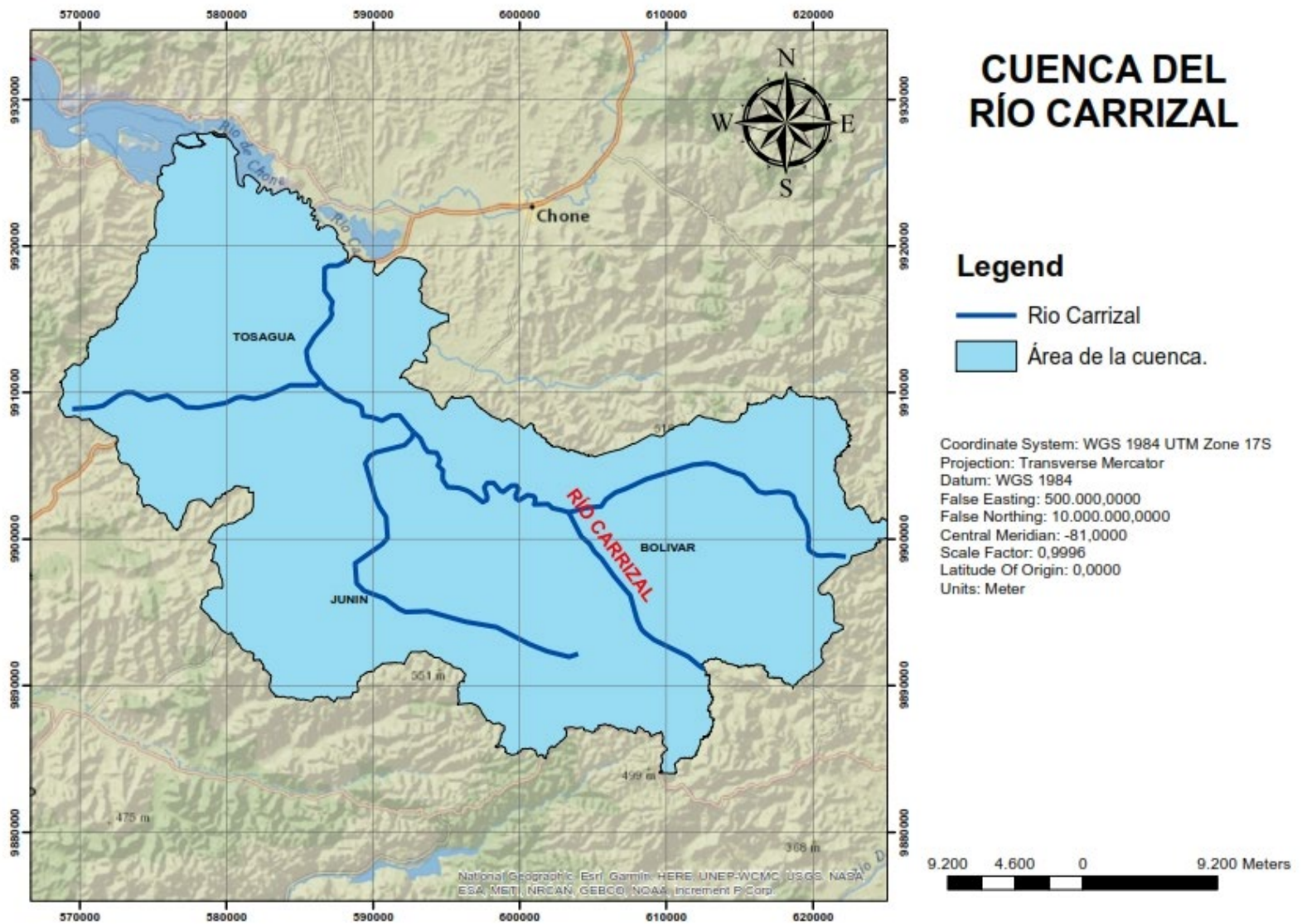


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Carrizal, provincia de Manabí.

En cuanto a las características físicas, la cuenca del río Carrizal nace en la cota 600 msnm en montañas de arroyo del sitio Membrillo, Cantón Bolívar, su área de drenaje es de 2 597 km², y altitud media y mínima de 200 y 6 msnm, respectivamente, la longitud de su río es de 83 km y

cuenta con una pendiente media de 0.716 %. Las aguas del río Carrizal son reguladas por la presa La Esperanza, por lo que su caudal del 95 % es de 10 m³/s en estiaje y 24.01 m³/s en época invernal (Barahona & Tapia, 2010).

Por otra parte, el lugar cuenta con actividades ganaderas y agrícolas, siendo una parte importante en el dinamismo de la economía del sector; también se dedica a la pesca artesanal de camarón de río y chame.

Descripción general de la Parroquia San Antonio del cantón Chone

El cantón Chone posee una extensión de 3 570 km²; se localiza al centro norte de la región litoral del Ecuador en una extensa llanura, atravesada por el río Chone a una altitud de 17 msnm. Limita al norte con el Cantón Pedernales y la provincia de Esmeraldas; al sur, con Pichincha, Bolívar y Tosagua; al este, con la provincia de Esmeraldas y cantones como El Carmen y Flavio Alfaro, y al oeste con los cantones San Vicente, Sucre, Jama y Pedernales (GADCHONE, 2014).

Según da a conocer el Gobierno Autónomo Descentralizado de San Antonio, la Parroquia se ubica al suroeste del cantón Chone. Limita al norte con la Parroquia Boyacá; al sur con Bachillero; al este con la cabecera cantonal de Chone y la Parroquia Canuto; y al oeste con los cantones Tosagua y San Vicente. Tiene una extensión de 32.2 km² y 6 705 habitantes repartidos en 1 124 habitantes en el perímetro urbano y 5 581 habitantes en el área rural. Abarca recintos principales como Bravos Chicos, la Sabana, Sabana Nueva, los Horconcitos, la Segua, el Cerro,

Badeal, la Papaya, Punta y Filo, Cabecera de Barquero, las Playitas, Simbocal, la Margarita y San Esteban de Tiro Libre.

En lo que respecta al relieve, la Parroquia está rodeada de elevaciones con pocos metros de altura, utilizados por los mismos campesinos de la zona para el cultivo de ciclos cortos, como el maíz. Cuenta con un clima tropical, cálido, fresco y húmedo.

Referente a la hidrografía, la Parroquia se encuentra atravesada por el río Chone bañando sus valles y vertiendo sus aguas en el océano Pacífico (GADSanAntonio, 2019).

La dotación de agua potable de la Parroquia San Antonio del cantón Chone se realiza gracias a la planta de tratamiento modular convencional ubicada 7 km más lejos de la misma, a la altura del sitio la Bachillero-Santa Martha, la cual capta su agua cruda en un río diferente al que la atraviesa, como es el caso del río Carrizal, y está formada por una pequeña área de mezcla, filtros primarios, que tratan en poca escala dicha agua.

Índice general de la calidad de agua-ICA

Los índices de calidad del agua son un componente importante del manejo global integrado de los recursos hídricos (LekshmiPrasad & Mophin, 2017).

Castro, Almeida, Ferrer y Díaz (2014) aluden que el ICA es un indicador compuesto que agrupa la información de varios lineamientos que cuantifican el grado de alteración de las cualidades naturales del agua. Este mecanismo matemático puede ser utilizado para la

transformación de grandes datos sobre la calidad del agua en una escala de medición única, a fin de poder compartir información sobre la calidad hídrica a las jurisdicciones pertinentes en todo el mundo.

El índice general de calidad del agua fue desarrollado por Brown, Maclelland, Deininger y Tozer (1970), y mejorado por Deininger para la Academia Nacional de Ciencias de EUA en 1975. Con estos estudios, el Departamento Escocés para el Desarrollo, en colaboración con instituciones regionales para la preservación del agua, llevaron a cabo extensas investigaciones para evaluar la calidad del recurso en ríos de Escocia.

Para 2006, a partir de los antecedentes de los años anteriores, The National Sanitation Foundation (NSF) de EUA desarrolló el índice de calidad de agua, en base a nueve parámetros: turbidez, cambio de temperatura (ΔT), sólidos disueltos totales (TDS), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), oxígeno disuelto potencial de hidrogeno (pH), nitratos (NO_3^{-1}), fosfatos (PO_4^{-3}) y coliformes fecales (NSF, 2006).

Entre las ventajas de los ICA se tiene que aportan información relevante sobre el estado en el que se encuentra un recurso hídrico para la aplicación de soluciones ambientales, además de ser favorable para la evaluación espaciotemporal de la calidad del agua y sus aplicaciones. Entre sus limitaciones se encuentran la síntesis de sus datos y además se aplican según las condiciones ambientales de cada país (Rodríguez, Serna, & Sánchez, 2016).

Materiales y métodos

Localización de puntos de muestreo

La investigación se realizó en la captación de agua cruda ubicada en el río Carrizal, a la altura del sitio Bachillero-Santa Martha y en la planta de tratamiento que abastece de agua potable a la Parroquia Rural de San Antonio en el cantón Chone de la provincia de Manabí.

Los puntos de muestreo analizados en el presente trabajo tuvieron las coordenadas mostradas en la Tabla 1 y la ubicación de la Figura 2.

Tabla 1. Coordenadas de puntos de muestreo realizados.

Descripción	Coordenada este	Coordenada norte
Punto 1 (captación Bachillero-Santa Martha)	588063.00	9918686.00
Punto 2 (100 m aguas abajo de la captación)	588143.00	9918764.00
Punto 3 (100 m aguas arriba de la captación)	587901.00	9918665.00
Punto 4 (planta de tratamiento de la Parroquia San Antonio)	588570.00	9918654.00

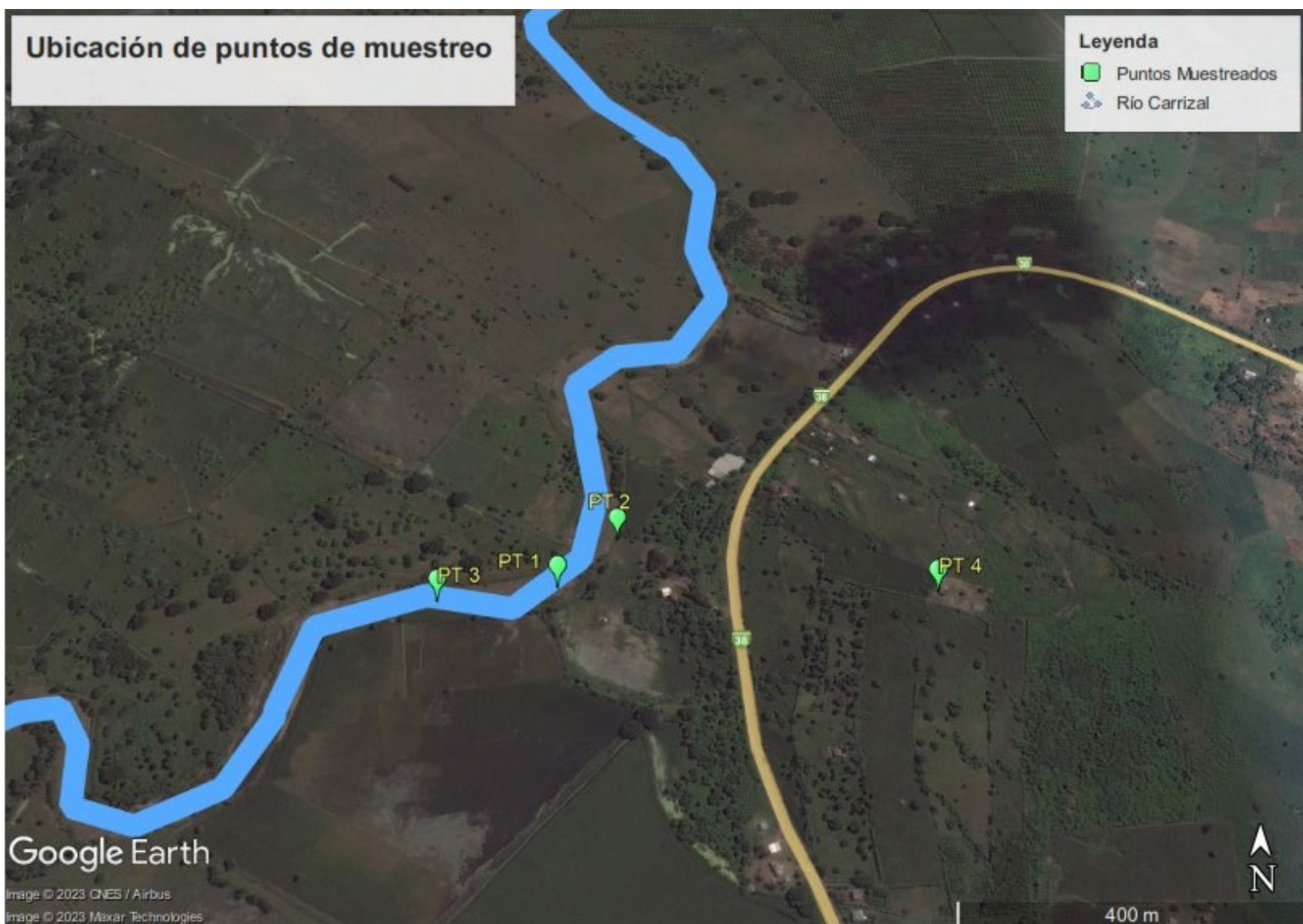


Figura 2. Ubicación de puntos de muestreo realizados.

Muestreo y descripción de los trabajos

Se ejecutaron cuatro muestreos y con ello se evaluaron dos temporadas del año. El verano en septiembre y noviembre de 2020, y el invierno en enero y marzo de 2021 en tres puntos estratégicamente seleccionados:

uno en la captación Bachillero-Santa Martha, 100 m aguas abajo y 100 m aguas arriba de la misma, con la finalidad de analizar la secuencia y dilución de los contaminantes a lo largo de ese tramo del río.

Las variables respuesta a este estudio fueron los nueve parámetros de calidad utilizados en el cálculo del ICA-NSF, mismos que correspondieron a coliformes fecales, pH, oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos, DBO_5 , cambio de temperatura, sólidos disueltos totales y turbidez.

Además, se tomó otro punto a la planta de tratamiento que abastece de agua potable a la Parroquia de San Antonio en las mismas fechas como análisis de control, que conllevó a obtener parámetros como coliformes fecales, pH, nitratos, temperatura, turbidez, sólidos disueltos totales, color aparente, dureza total, conductividad eléctrica, cloruros, nitritos, sulfatos y cloro libre residual.

En cuanto a la toma de muestras, se basó principalmente en las normas vigentes dentro del país:

- Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2169:2013 agua: calidad del agua, muestreo, manejo y conservación de muestras.
- Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2176:98 agua: calidad del agua, muestreo, técnicas de muestreo.

Cabe recalcar que las muestras tomadas para el presente estudio fueron compuestas, que se refieren a muestras simples o puntuales que fueron tomadas en los sitios de análisis cada 2.4 horas durante 24 horas en pequeñas porciones, proporcional al caudal de la captación del río Carrizal hasta formar la muestra total o compuesta, según lo establecido

en la normativa INEN 2176:98. Las mediciones de los parámetros de calidad se hicieron por triplicado, a fin de obtener una mayor exactitud en los resultados obtenidos.

Metodología de medición de los parámetros de análisis

En la Tabla 2 y Tabla 3 se pueden observar los parámetros de calidad junto con los métodos de ensayo utilizados tanto para el agua cruda como potable.

Tabla 2. Parámetros de calidad y sus métodos de ensayo en agua de río.

Núm.	Parámetro	Unidad	Técnica de ensayo según Standard Methods for Examination and Wastewater 23th edition	Equipo utilizado	Lugar realizado
1	Coliformes fecales	NMP/100 ml	9221 F	Incubadora de laboratorio	Laboratorio
2	pH	unidades de pH	4500-H+B	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo
3	DBO ₅	mg/l	5210 D	Equipo respirométrico BOD Trak II HACH	Laboratorio
4	Nitratos	mg/l	4500-NO ₃ -E	Espectrofotómetro HACH 3900	Laboratorio
5	Fosfatos	mg/l	4500-P	Espectrofotómetro HACH 3900	Laboratorio
6	Cambio de temperatura	°C	2550 B	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo
7	Turbidez	NTU	2130 B	Turbidímetro HACH	Laboratorio
8	Sólidos disueltos totales	mg/l	JF-AF-04	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo
9	Oxígeno disuelto	% sat	4500-O G	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo

Fuente: Elaboración propia a partir de Eaton, Rice y Rodger (2017).

Tabla 3. Parámetros de calidad y sus métodos de ensayo en agua potable.

Núm.	Parámetro	Unidad	Técnica de ensayo según Standard Methods for examination and wastewater 23th edition	Equipo utilizado	Lugar realizado
1	Coliformes fecales	NMP/100 ml	9221 F	Incubadora de laboratorio	Laboratorio
2	pH	unidades de pH	4500-H+B	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo
3	Nitratos	mg/l	4500-NO3-E	Espectrofotómetro HACH 3900	Laboratorio
4	Temperatura	°C	2550 B	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo
5	Turbidez	NTU	2130 B	Turbidímetro HACH	Laboratorio
6	Sólidos disueltos totales	mg/l	JF-AF-04	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo
7	Color aparente	U. Pt-Co	2120 C	Colorímetro HACH DR 900	Laboratorio
8	Dureza total	mg/l	2340 B	Titulador- bareta/matraz Erlenmeyer	Laboratorio
9	Conductividad eléctrica	μS/cm	2510 B	Multiparámetros HACH HQ40D	Sitio de muestreo
10	Cloruros	mg/l	4500-Cl+B	Titulador- bareta/matraz Erlenmeyer	Laboratorio

Núm.	Parámetro	Unidad	Técnica de ensayo según Standard Methods for examination and wastewater 23th edition	Equipo utilizado	Lugar realizado
11	Nitritos	mg/l	4500-NO ₂ -	Espectrofotómetro HACH 3900	Laboratorio
12	Sulfatos	mg/l	4500-SO ₄ 2C	Espectrofotómetro HACH 3900	Laboratorio
13	Cloro libre residual	mg/l	4500-Cl-	Colorímetro disco de comparación	Sitio de muestreo

Fuente: Elaboración propia a partir de Eaton et al. (2017).

Metodología de cálculo del ICA-NSF

El cálculo del ICA engloba dos parámetros principales, que son parte de la ecuación aritmética que muestra el promedio ponderado de los nueve parámetros de calidad propuesta por Brown *et al.* (1970) como índice general y desarrollada por la NSF (2006):

$$\text{ICA} - \text{NSF} = \sum_{i=1}^9 \text{Sub}_i * W_i \quad (1)$$

Donde:

ICA = índice de calidad de agua

NSF = National Sanitation Foundation

Sub_{*i*} = subíndice de la variable *i*, en función del resultado del parámetro a analizar

W_i = peso ponderado de la variable i , en función del grado de importancia del parámetro en la contaminación del curso de agua

Para la determinación de la variable W_i se utiliza una lista de pesos ponderados asignados a cada parámetro de acuerdo con su grado de importancia en la contaminación, tal cual lo demuestra la Tabla 4.

Tabla 4. Valores relativos asignados a cada variable según el ICA-NSF.

Parámetro	Peso ponderado
Coliformes fecales (CF)	0.15
Potencial de hidrógeno (pH)	0.12
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	0.10
Nitratos (NO ₃ ⁻¹)	0.10
Fosfatos (PO ₄ ³⁻)	0.10
Cambio de la temperatura	0.10
Turbidez	0.08
Sólidos totales disueltos (TDS)	0.08
Oxígeno disuelto	0.17

Fuente: adaptado de SNET (2007).

Para la determinación de los subíndices de las variables Sub_i , la presente investigación se basó en dos métodos de cálculo que se describen a continuación.

Determinación de subíndices de variables por el método de gráfico

Los resultados promedio de cada uno de los parámetros obtenidos en el muestreo se ingresan al eje de las abscisas; se traza una línea recta y perpendicular que corte en el eje de las ordenadas, y justo en el momento en el que aquella línea trazada hacia arriba corta la curva de función se interpola el valor y . Es un método empírico, pues depende en gran medida del punto de vista del autor y de la forma que se considere tanto los valores de x como de y , los mismos que se encuentran en gráficos a diferentes escalas, ya sean gráficas o logarítmicas según el parámetro que se analice. A continuación, en la Figura 3, Figura 4, Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8, Figura 9, Figura 10 y Figura 11 se muestran las curvas de función que se utilizaron:

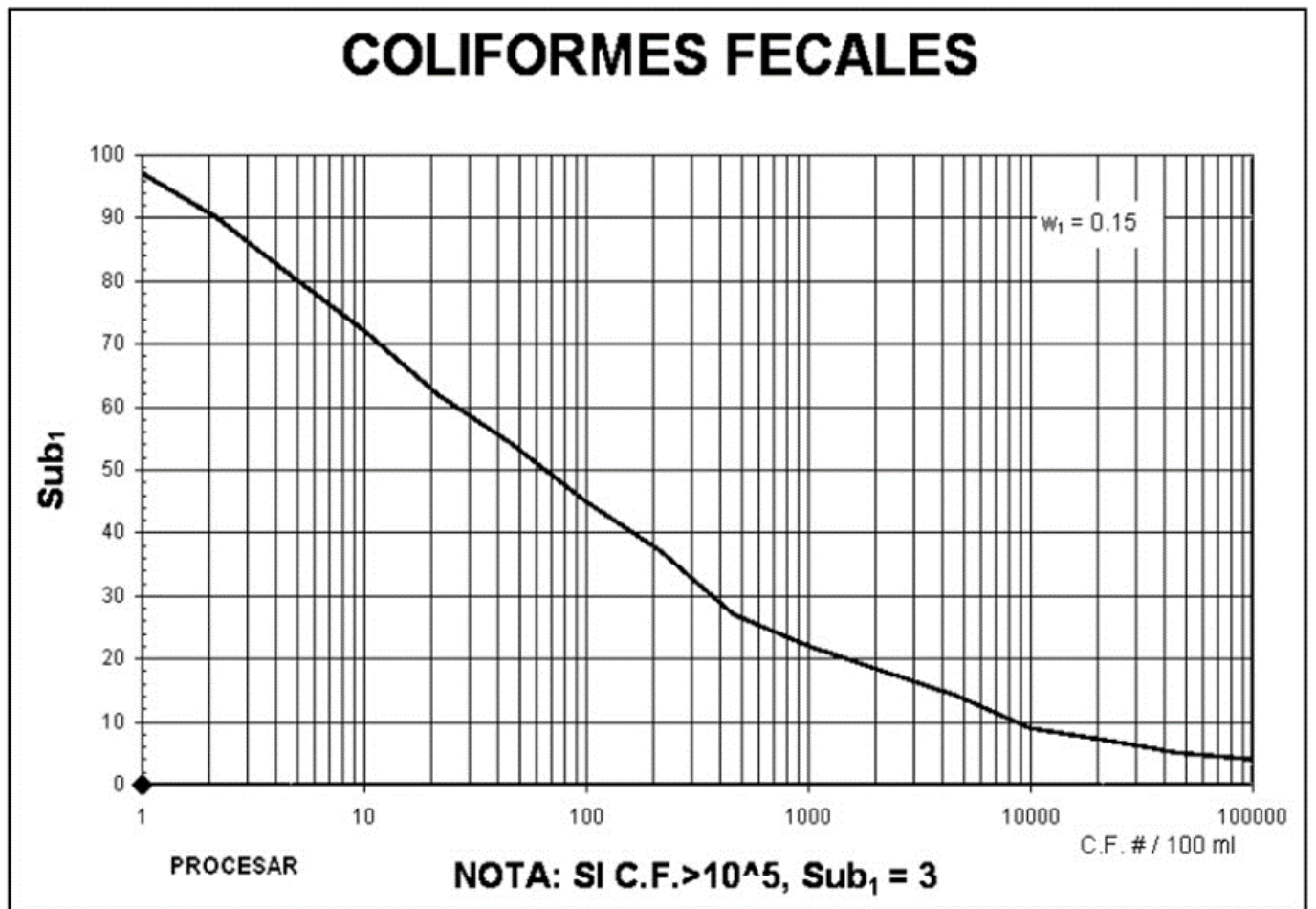


Figura 3. Curva de función de calidad NSF de coliformes fecales.

Fuente: adaptado de SNET (2007).

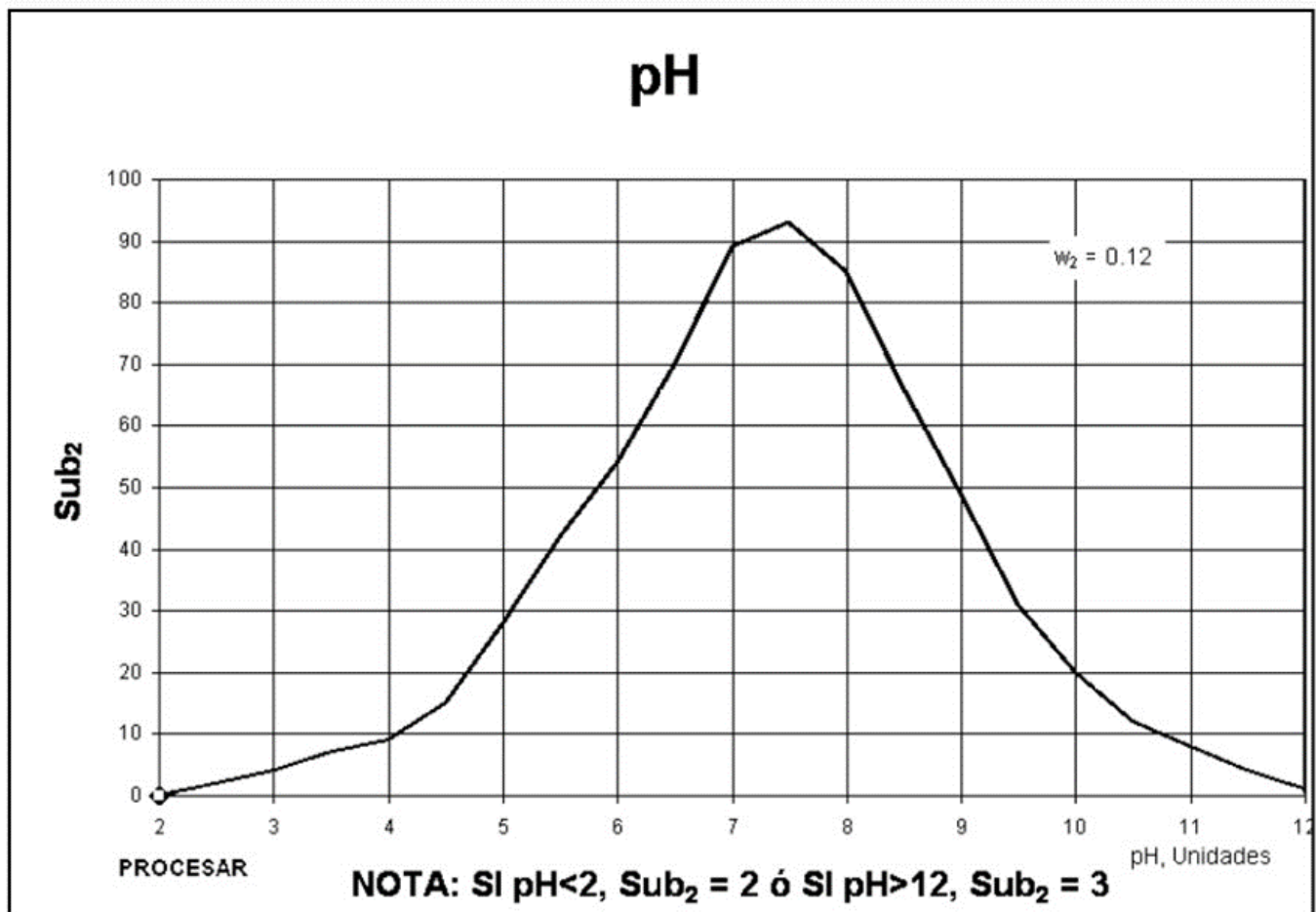


Figura 4. Curva de función de calidad NSF de pH. Fuente: adaptado de SNET (2007).

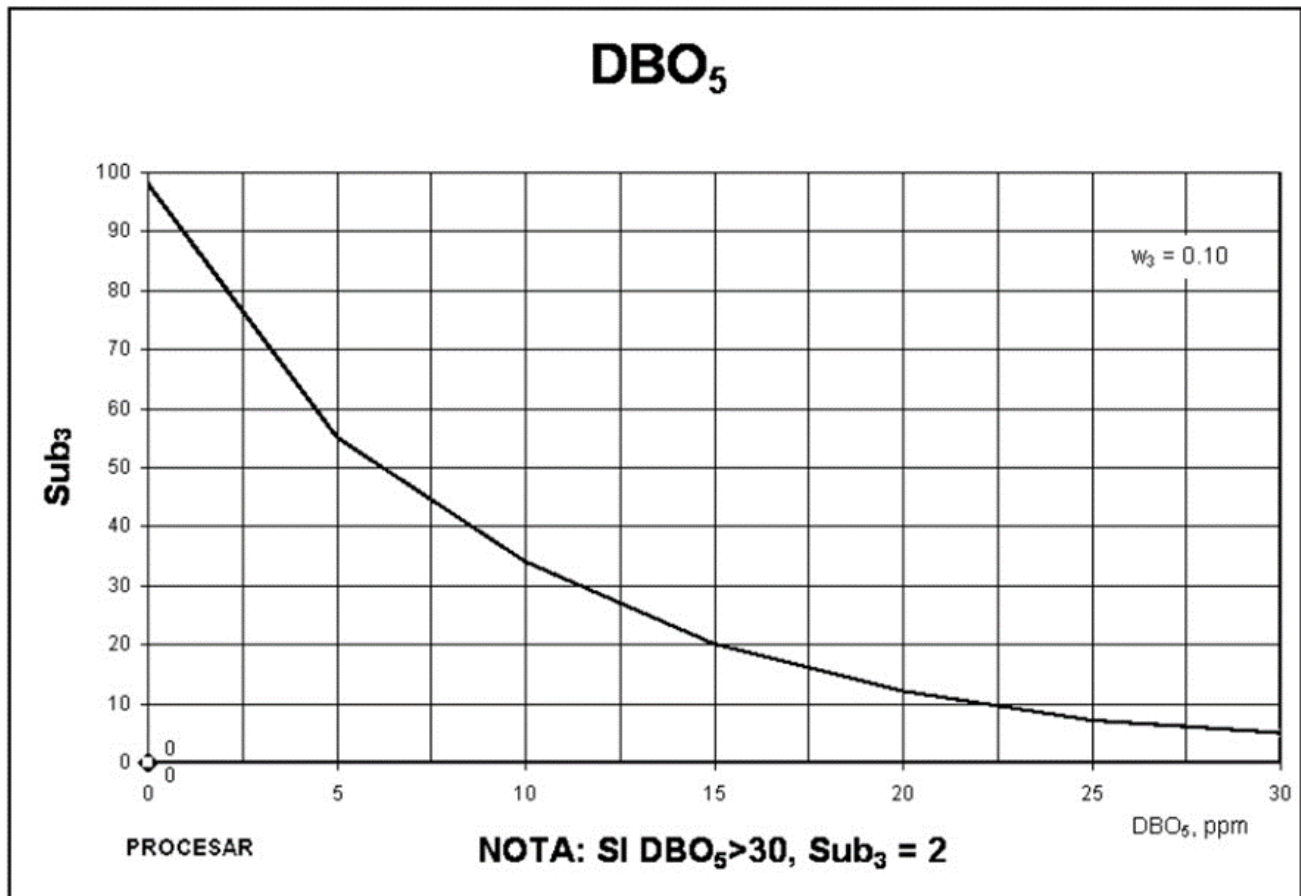


Figura 5. Curva de función de calidad NSF de DBO₅. Fuente: adaptado de SNET (2007).

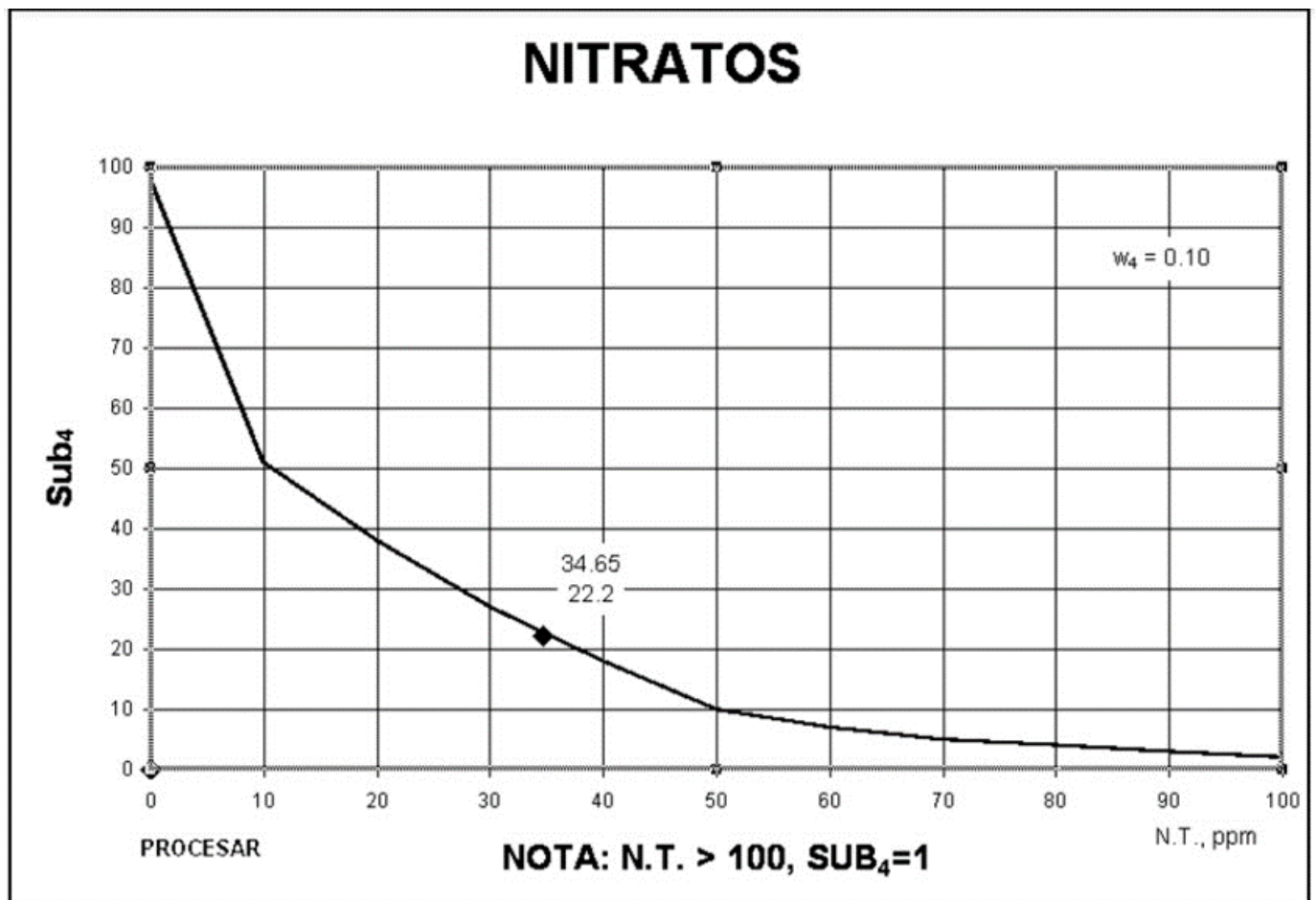


Figura 6. Curva de función de calidad NSF de nitratos. Fuente: adaptado de SNET (2007).

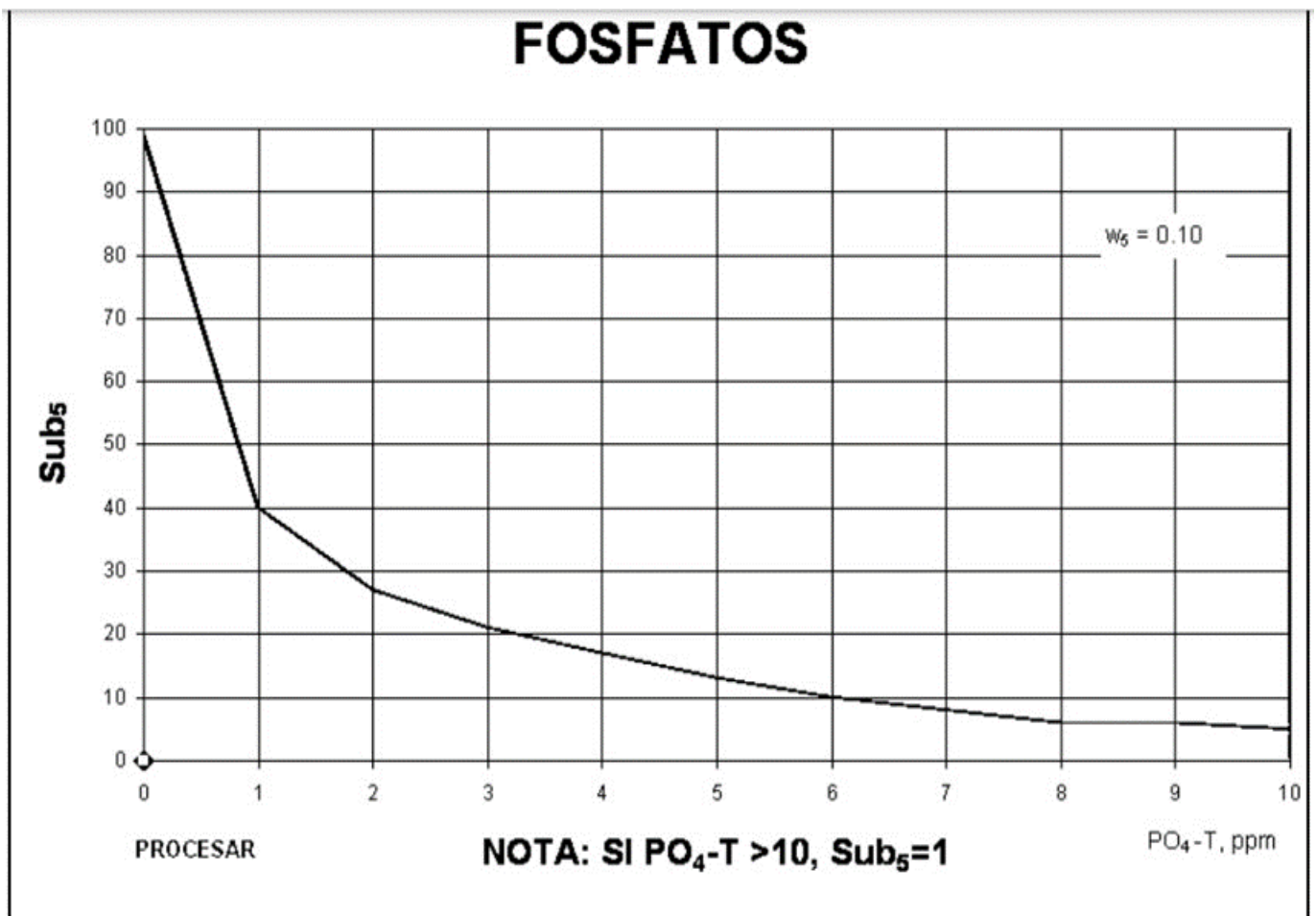


Figura 7. Curva de función de calidad NSF de fosfatos. Fuente: adaptado de SNET (2007).

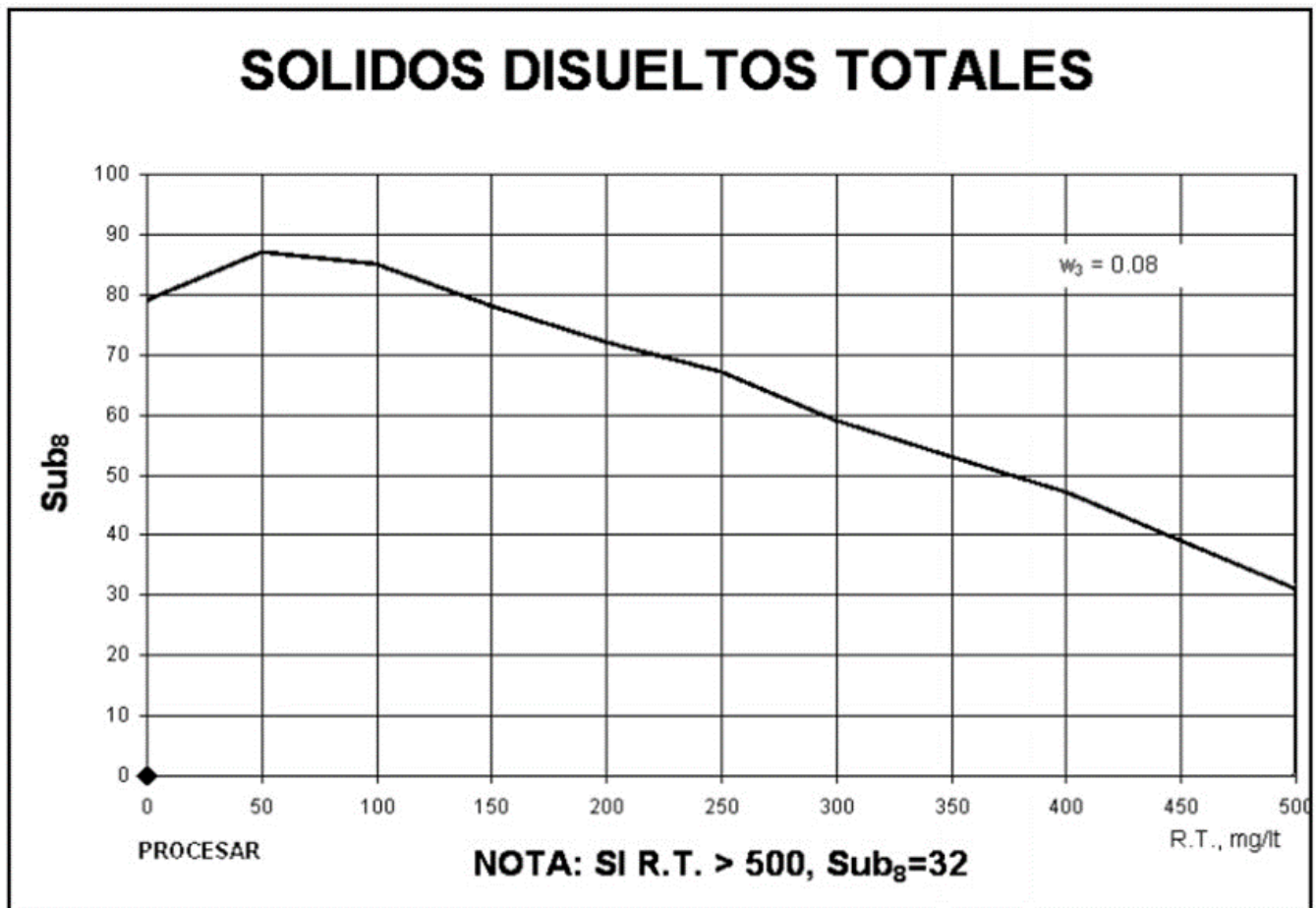


Figura 8. Curva de función de calidad NSF de sólidos disueltos totales.
Fuente: adaptado de SNET (2007).

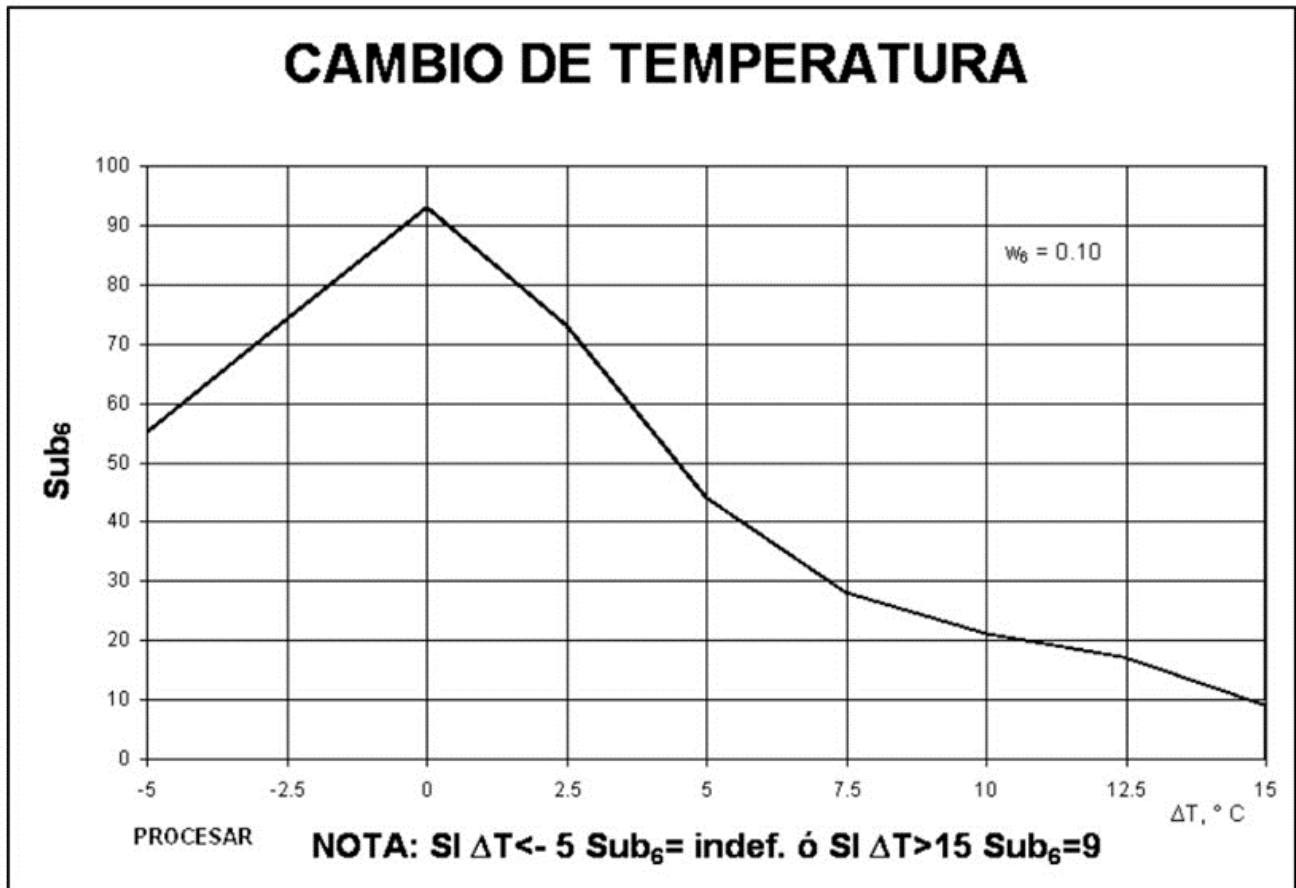


Figura 9. Curva de función de calidad NSF de cambio de temperatura.
Fuente: adaptado de SNET (2007).

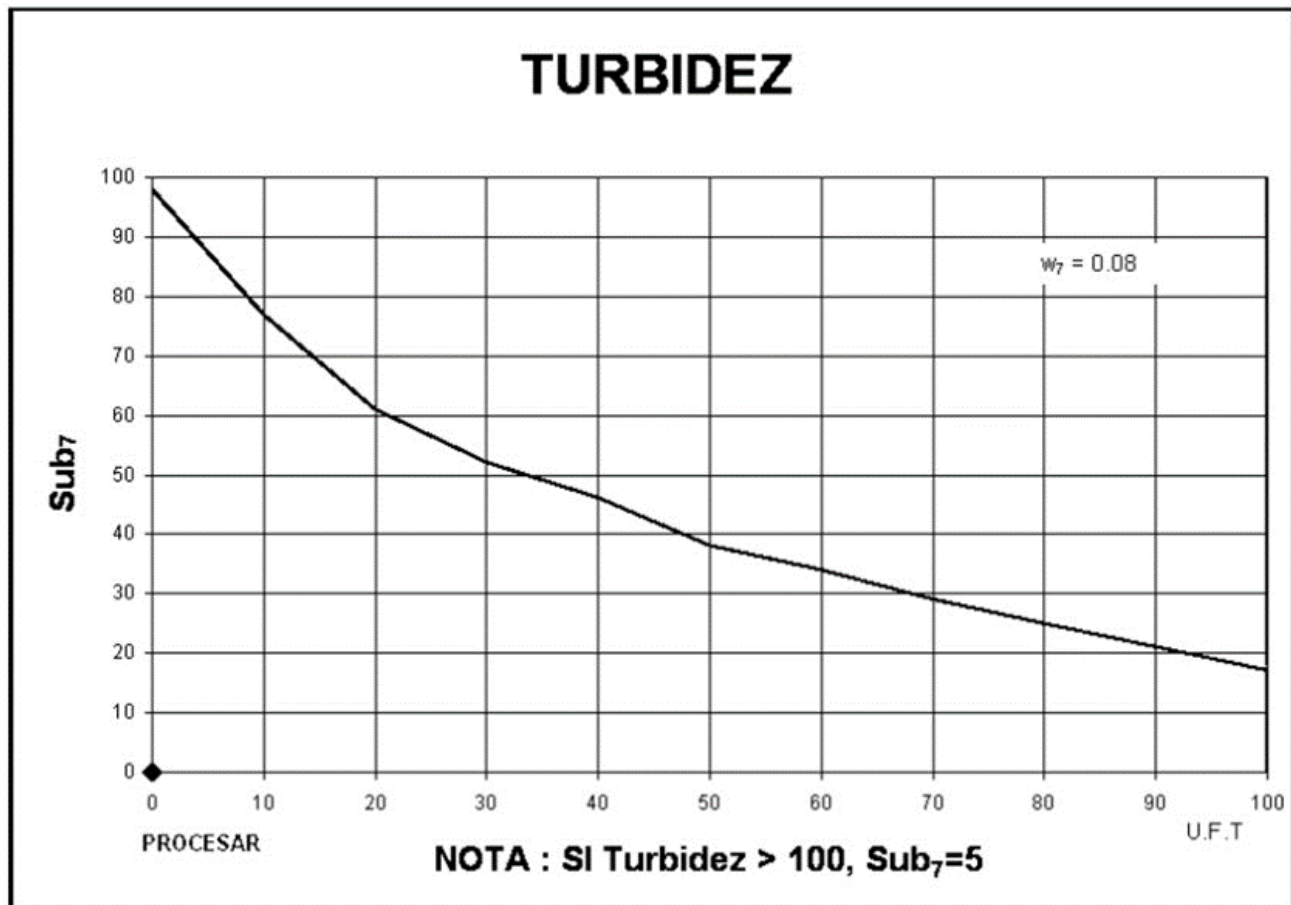


Figura 10. Curva de función de calidad NSF de turbidez. Fuente: adaptado de SNET (2007).

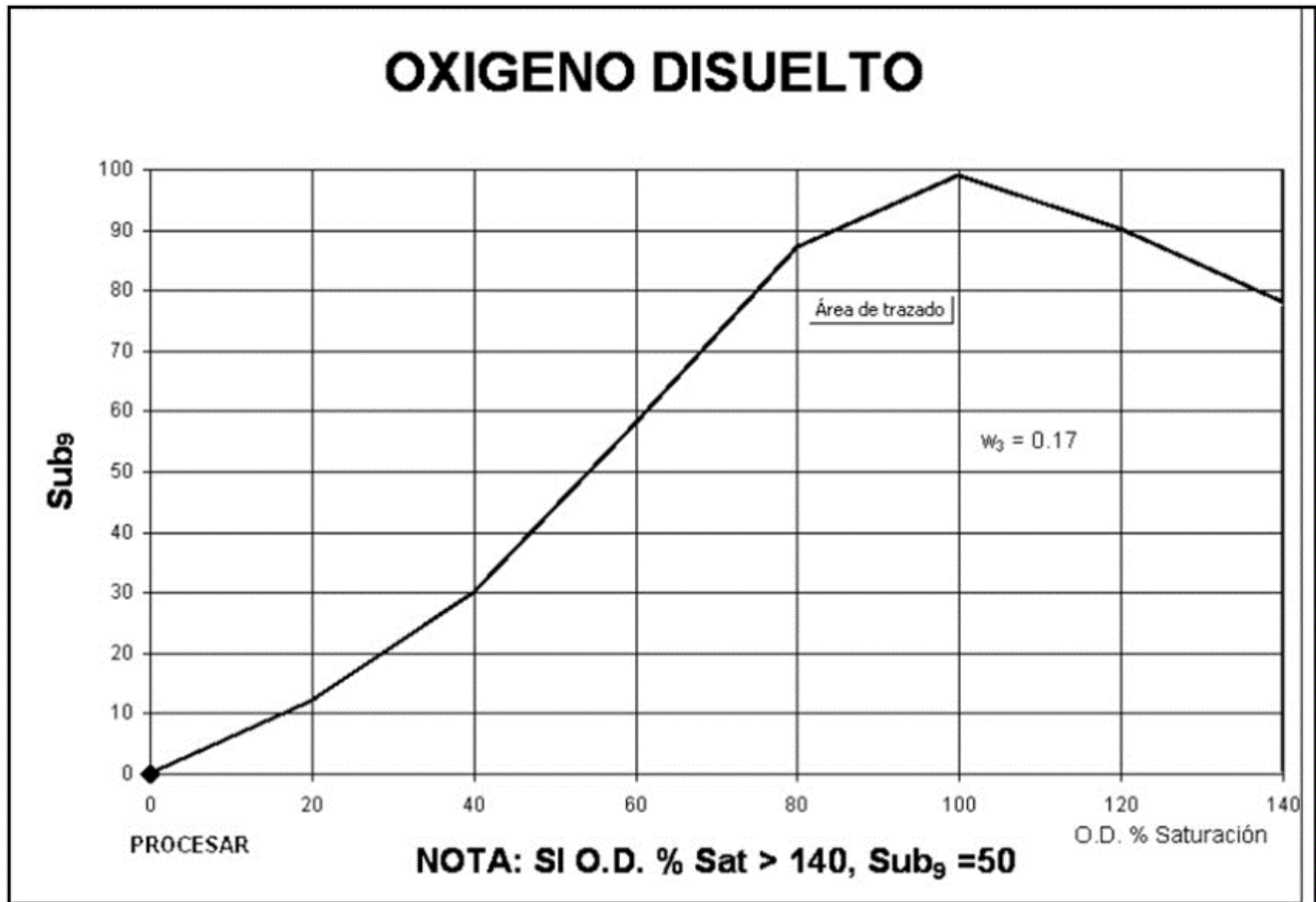


Figura 11. Curva de función de calidad NSF de oxígeno disuelto.

Fuente: adaptado de SNET (2007).

Determinación de subíndices de variables por el método de ecuaciones

Es un método más exacto que propusieron Ballesteros *et al.* (2004), y Jiménez y Vélez (2006), en donde, a través de tanteo e interpolaciones, pudieron obtener las ecuaciones que forman estas curvas de función, desarrolladas en una instancia por Brown. El procedimiento de cálculo de

cada parámetro en este método estuvo acompañado de las ecuaciones que se describen a continuación:

Coliformes fecales:

$$Subi_{CF} = e^{(4.5922 - 0.1063 \ln(CF) - 0.0152 [\ln(CF)]^2)} \quad (2)$$

Condición: si $CF > 10^5 / 100 \text{ ML}$, $Subi_{CF} = 3$

Donde:

$Subi_{CF}$ = Valor resultante de subíndice de la variable coliformes fecales

CF = Valor promedio de coliformes fecales obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

pH:

$$Subi_{pH} = e^{(-7.6434 pH + 18.5352 \frac{1}{pH} + 14.625 [\ln(pH)]^2)} \quad (3)$$

Condición: si $pH < 2$ o $pH > 12$ UND, $Subi_{pH} = 3$

Donde:

$Subi_{pH}$ = valor resultante de subíndice de la variable potencial de hidrógeno

pH = valor promedio de potencial de hidrógeno obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

DBO_5 :

$$Subi_{DBO_5} = e^{(4.5824 - 0.1078 DBO_5 + 2.4581 \times 10^{-14} e^{\frac{1}{DBO_5}})} \quad (4)$$

Condición: si $DBO_5 > 30 \text{ mg/l}$, $Subi_{DBO_5} = 2$

Donde:

$Subi_{DBO_5}$ = valor resultante de subíndice de la variable de demanda biológica de oxígeno a los cinco días

DBO_5 = valor promedio de demanda biológica de oxígeno obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

Nitratos:

$$Subi_N = e^{(4.4706 - 0.043N + 2.8813 \times 10^{-5} N^2)} \quad (5)$$

Condición: si $N > 100 \text{ mg/l}$, $Subi_N = 1$

Donde:

$Subi_N$ = valor resultante del subíndice de la variable de nitratos

N = valor promedio de nitratos obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

Fosfatos:

$$Subi_{PO_4} = \frac{1}{0.0084 + 0.0143 PO_4 + 0.00074 (PO_4)^2} \quad (6)$$

Condición: si $PO_4 > 10 \text{ mg/l}$, $Subi_{PO_4} = 1$

Donde:

$Subi_{PO_4}$ = valor resultante del subíndice de la variable de fosfatos

PO_4 = valor promedio de fosfatos obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

Cambio de temperatura:

$$Subi_T = 1.9619E - 06 (\Delta T)^6 - 1.3964E - 04 (\Delta T)^5 + 2.5908E - 03 (\Delta T)^4 + 1.5398E - 02 (\Delta T)^3 - 6.7952E - 01 (\Delta T)^2 - 6.7204E - 01 (\Delta T) + 9.0392E + 01 \quad (7)$$

Condición: si $\Delta T < -5$ $Subi_T = \text{indef}$ o si $\Delta T > 15$ $Subi_T = 9$

Donde:

$Subi_T$ = valor resultante del subíndice de la variable de cambio de temperatura

ΔT = valor promedio de cambio de temperatura obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

Turbidez:

$$Subi_{Turb} = e^{(4.561 - 0.0196Turb + 4.167 \cdot 10^{-5}Turb^2)} \quad (8)$$

Condición: si $Turb > 100 \text{ UNT}$, $Subi_{Turb} = 5$

Donde:

$Subi_{Turb}$ = valor resultante del subíndice de la variable de turbidez

Turb = valor promedio de turbidez obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

Sólidos totales disueltos:

$$Subi_{STD} = \frac{1}{0.0123 - 1.3545 * 10^{-5} STD + 9.265 * 10^{-8} STD^2} \quad (9)$$

Condición: Si $STD > 500 \text{ mg/l}$, $Subi_{STD} = 32$

Donde:

$Subi_{OD}$ = valor resultante del subíndice de la variable de sólidos totales disueltos

STD = valor promedio de sólidos totales disueltos obtenido en los resultados del muestreo por triplicado

Oxígeno disuelto:

$$Subi_{OD} = e^{(1.3663 + 0.063\% \text{ sat} - 0.000303\% \text{ sat}^2)} \quad (10)$$

Condición: Si $\%Sat > 140$, $Subi_{OD} = 50$

Donde:

$Subi_{OD}$ = valor resultante del subíndice de la variable de oxígeno disuelto.

$\%Sat$ = valor promedio de porcentaje de saturación de oxígeno disuelto obtenido en los resultados del muestreo por triplicado.

Determinación del ICA-NSF

La clasificación del agua se realizó mediante los valores determinados por la Tabla 5, teniendo en cuenta lo que alude SNET (2007), los cuerpos de agua con un “ICA” superior a 70 y que se encuentran entre “Excelente” y “Buena” contienen una gran diversidad de la vida acuática y esa agua sería adecuada para cualquier contacto directo con ella.

Tabla 5. Escala de clasificación del índice de calidad de agua según su uso.

Calidad de agua	Rango	Color
Excelente	91-100	
Buena	71-90	
Regular	51-70	
Mala	26-50	
Pésima	0-25	

Fuente: adaptado de SNET (2007).

Aquellas aguas que estén por el rango de “Regular”, por lo general no contienen variedades de especímenes acuáticos y como consecuencia existe un aumento de algas.

Los cuerpos de agua con un índice de calidad “Mala” tienen menos variedad de vida acuática que el rango anterior y con frecuencia perciben problemas de contaminación.

Aguas con un rango de “Pésima” contribuyen un número escaso de tipos de vida acuática, presentan altos problemas de contaminación y no pueden ser adecuadas para cualquier contacto con ella. Con ello, se pudo determinar la suma ponderada del ICA-NSF por las dos metodologías de cálculo de subíndice de variable en cada punto y fecha muestreados.

Se hizo una comparación de cada ICA-NSF entre métodos empírico y exacto, a través del cálculo del error porcentual, a fin de evaluar la diferencia de resultados entre uno y otro; al final se obtuvo un promedio general por el método gráfico de verano-invierno, y de la misma forma un promedio por el método de ecuaciones verano-invierno.

Además del ICA-NSF, se evaluaron los parámetros de temperatura, pH, turbidez, color aparente, dureza total, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, cloruros, nitritos, nitratos, sulfatos, cloro libre residual y coliformes fecales en la planta de tratamiento compacta que abastece de agua a la Parroquia Rural San Antonio del cantón Chone. Estos datos de ensayos por triplicado se procesaron mediante el valor medio y se compararon con las normas INEN 1108 2020 y 2006 para calidad de agua potable entre los periodos de tiempo evaluados, con el fin de demostrar si cada uno de los componentes de dicha planta cumple su función específica para tratar la calidad del agua que viene de la captación, analizada anteriormente con el ICA-NSF.

Resultados y discusión

Resultados y discusiones de los puntos de muestreo en relación con los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua de río

Coliformes fecales

La concentración de coliformes fecales para el presente estudio fluctuó entre 2 y 394.33 NMP/100 ml, con una media de 77.18 NMP/100 ml. Como se aprecia en la Figura 12, los mayores y menores valores de coliformes fecales tuvieron presencia en el primer y segundo muestreo de verano en los tres puntos, mientras que los valores de invierno se mantuvieron en un rango intermedio a éstos. Aun así, aunque se pudo tener presencia de coliformes fecales, los valores obtenidos no exceden el límite máximo permisible, que de acuerdo con la normativa del Ministerio del Ambiente del Ecuador, establecida en el Registro Oficial No. 387 del 4 de noviembre de 2015 para calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico es de 1000 NMP/100 ml; ello demuestra que existe una mínima contaminación de origen fecal en los sitios escogidos para el muestreo.

1M*=19/09/2020-VERANO, 2M*=15/11/2020-VERANO, 3M*=16/01/2021-
INVIERNO, 4M*=01/03/2021-INVIERNO.

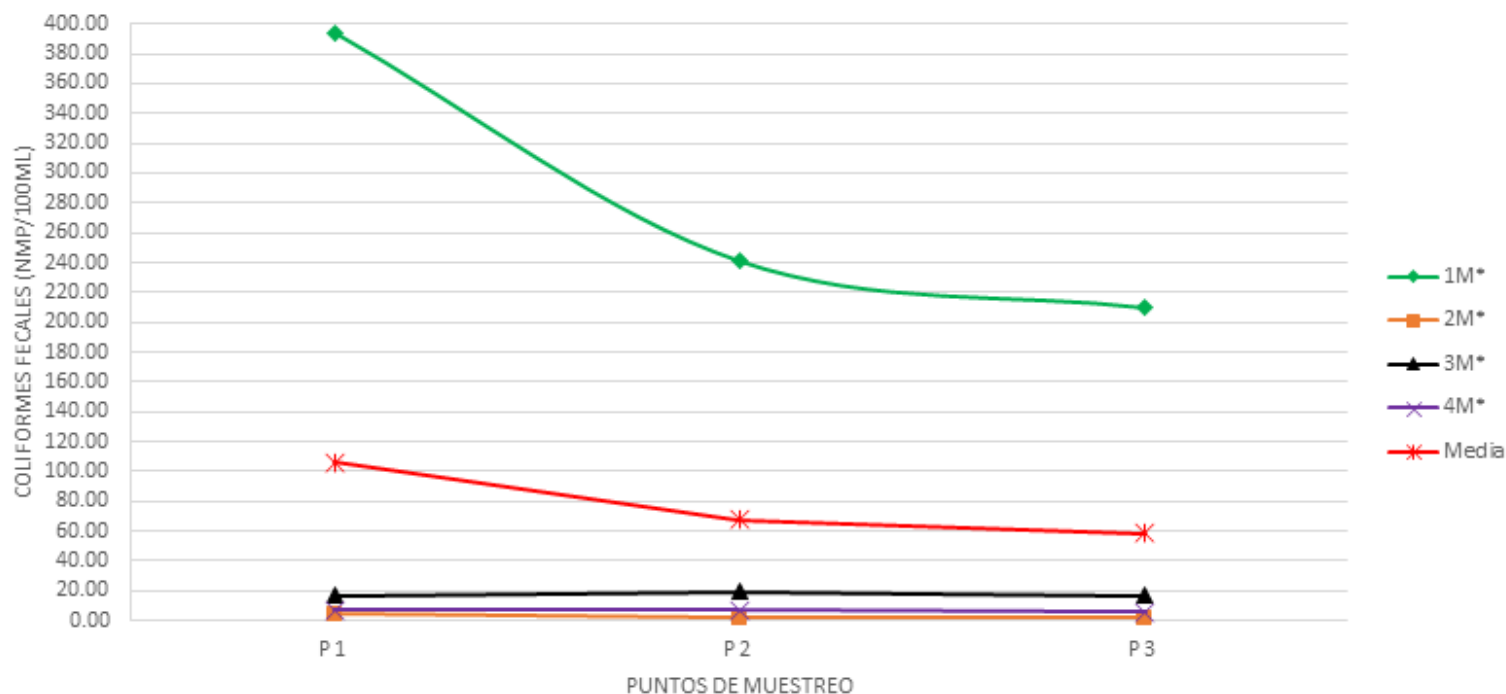


Figura 12. Evolución de concentración de coliformes fecales en el río Carrizal.

Potencial de hidrógeno

Las tendencias de los valores de potencial de hidrógeno (pH) oscilaron entre neutro y ligeramente alcalino, con 7.22 unidades de pH en el punto uno del primer muestreo de invierno y 8.12 unidades de pH en el punto uno del primer muestreo de verano, con una media de 7.50 unidades de pH, según lo establece la Figura 13. Dichos valores cumplen en su totalidad en todos los puntos y meses analizados con la Normativa del Ministerio del Ambiente del Ecuador establecidas en el Registro Oficial No.

387 del 4 de noviembre de 2015 para calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico, que establece un rango de 6 a 9 unidades de pH.

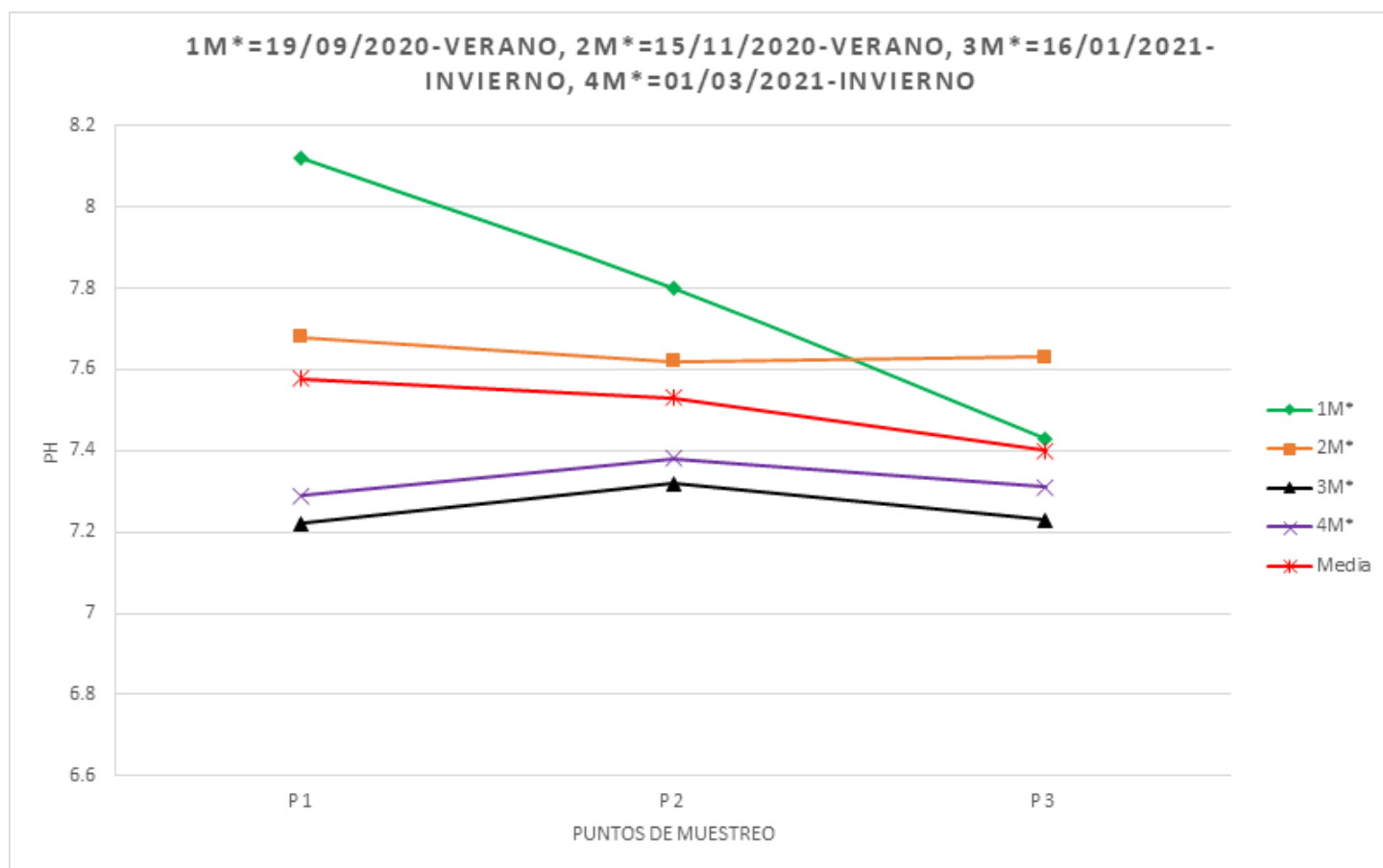


Figura 13. Evolución de concentración de pH en el río Carrizal.

Demanda bioquímica de oxígeno, DBO₅

Los valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en la presente investigación oscilaron como mínimo 1.9 mg/l en los dos muestreos de invierno en todos los puntos, mientras que en verano se obtuvo un incremento llegando al máximo de 38.67 mg/l en el punto uno del segundo muestreo de verano, y obteniendo una media entre todos los puntos y muestreos realizados de 12.26 mg/l, según la Figura 14. Estos valores en ambos muestreos de verano excedieron la Normativa del Ministerio del Ambiente del Ecuador establecidas en el Registro Oficial No. 387 del 4 de noviembre de 2015 para calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico, que sostiene un límite máximo de DBO₅ < 2 mg/l, es decir, no fueron aptas para ser fuentes de consumo por su alto grado de demanda biológica de oxígeno, que demuestra la presencia de elevado contenido de materia orgánica, presumiblemente por descargas de aguas negras, lo cual concuerda con el contenido de coliformes fecales, bacterias prominentes presentes en este tipo de residuales; mientras, en invierno, los valores estuvieron dentro del límite permisible.

1M*=19/09/2020-VERANO, 2M*=15/11/2020-VERANO, 3M*=16/01/2021-
INVIERNO, 4M*=01/03/2021-INVIERNO.

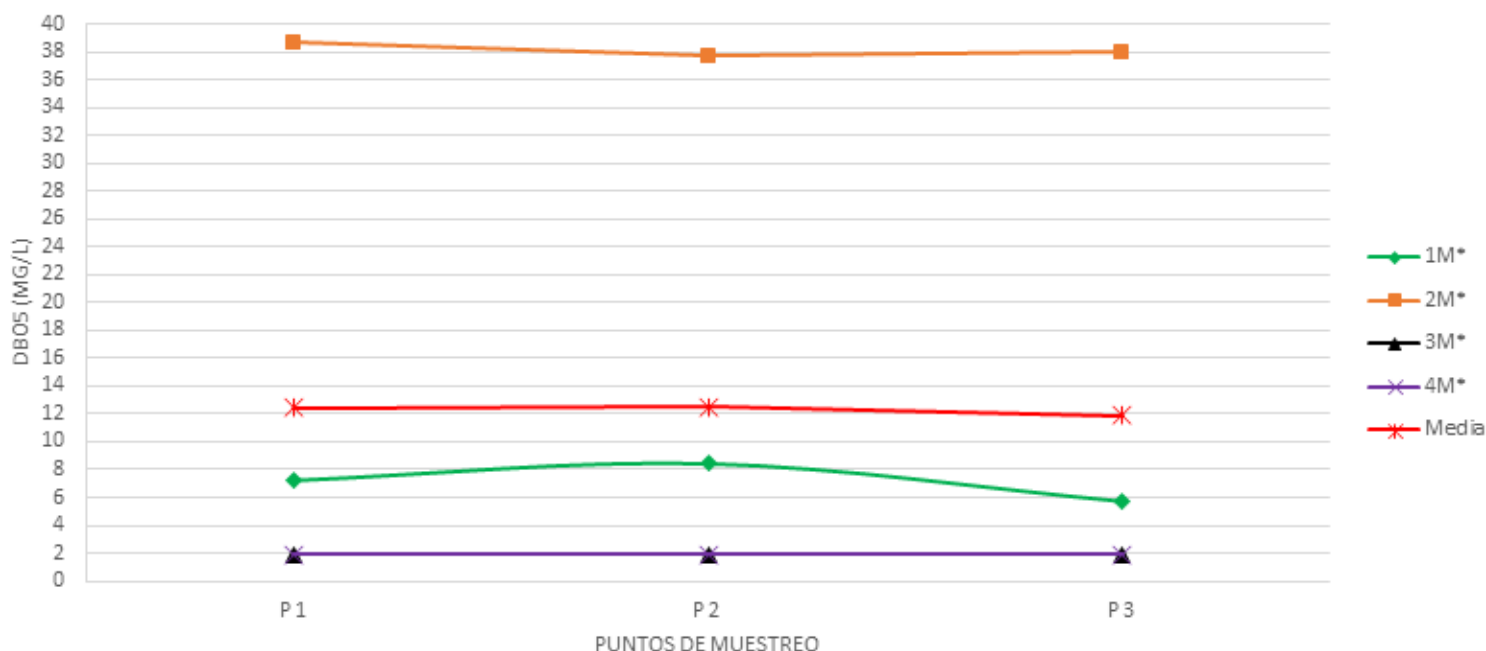


Figura 14. Evolución de concentración de DBO₅ en el río Carrizal.

Nitratos

Dentro de la fuente de agua analizada y según la Figura 15, los valores de nitratos se encontraron entre 0.43 mg/l en el primer punto del primer muestreo de invierno y 3.1 mg/l en el primer punto del segundo muestreo de invierno; los demás valores de todos los puntos de verano se encontraron fluctuando entre ellos, aunque en el punto dos y tres de invierno se encontraron valores cercanos a 2 mg/l. Se obtuvo una media para este parámetro de 1.99 mg/l. Los resultados cumplieron a cabalidad con la Normativa del Ministerio del Ambiente del Ecuador establecidas en

el Registro Oficial No. 387 del 4 de noviembre de 2015 para calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico, que propone un valor máximo de nitratos de 50 mg/l.

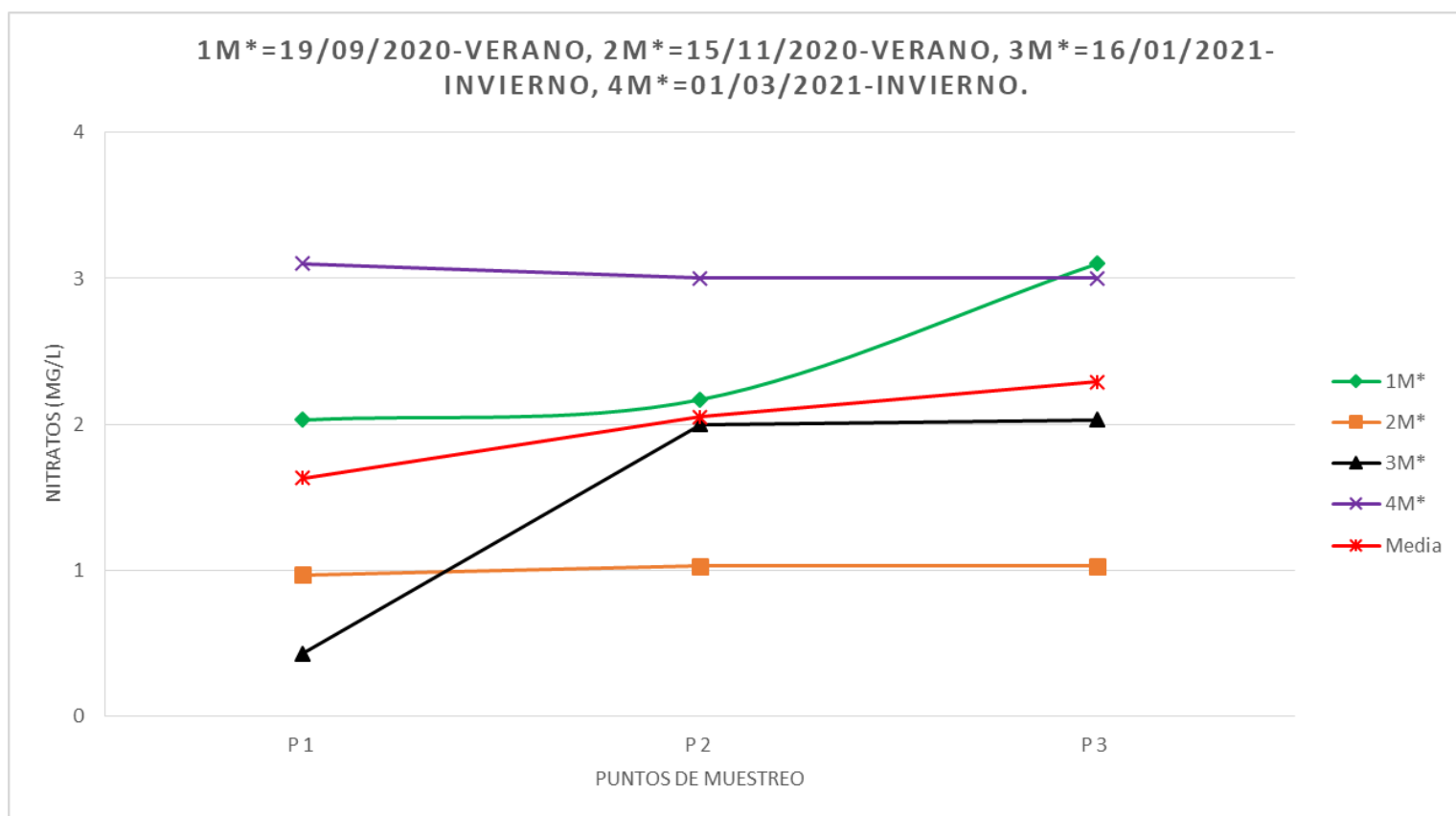


Figura 15. Evolución de concentración de nitratos en el río Carrizal.

Fosfatos

La concentración de fosfatos que se obtuvo en el presente estudio lo tuvieron como mínimo los tres puntos del segundo muestreo de invierno, con valores entre 0.70 mg/l y como máximo todos los puntos de los

primeros muestreos de invierno y verano, respectivamente, con valores cercanos a 1 mg/l, resultando una media para todos los puntos y meses muestreados de 0.87 mg/l, tal cual lo establece la Figura 16. Con estos valores se puede determinar que existe una ligera contaminación en el sitio muestreado, que coincide con la actividad agropecuaria y agrícola de la zona, y es resultado de excretas de animales y vertidos de pesticidas al río. En la normativa ecuatoriana no existe un límite máximo para este parámetro.

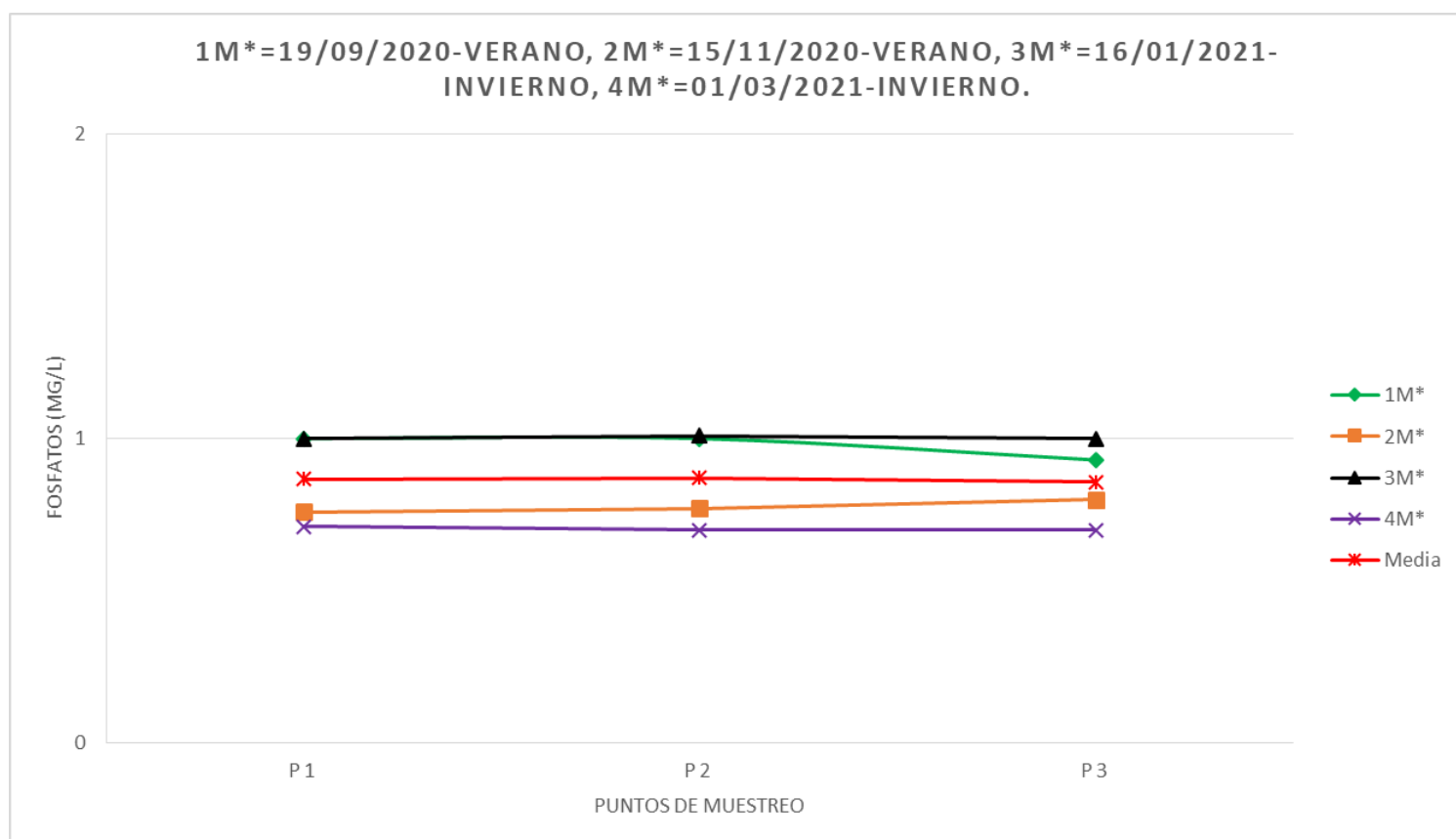


Figura 16. Evolución de concentración de fosfatos en el río Carrizal.

Cambio de temperatura

El cambio de temperatura —que fue calculado entre la temperatura ambiental y la de las muestras en los diferentes puntos— tuvo variaciones yendo desde los 0.2 °C en el punto uno del primer muestreo de verano hasta los 2.43 °C en el punto dos del primer muestreo de invierno, y arrojando una media de 1.04 °C, según la Figura 17. La normativa no establece rangos permisibles para este parámetro.

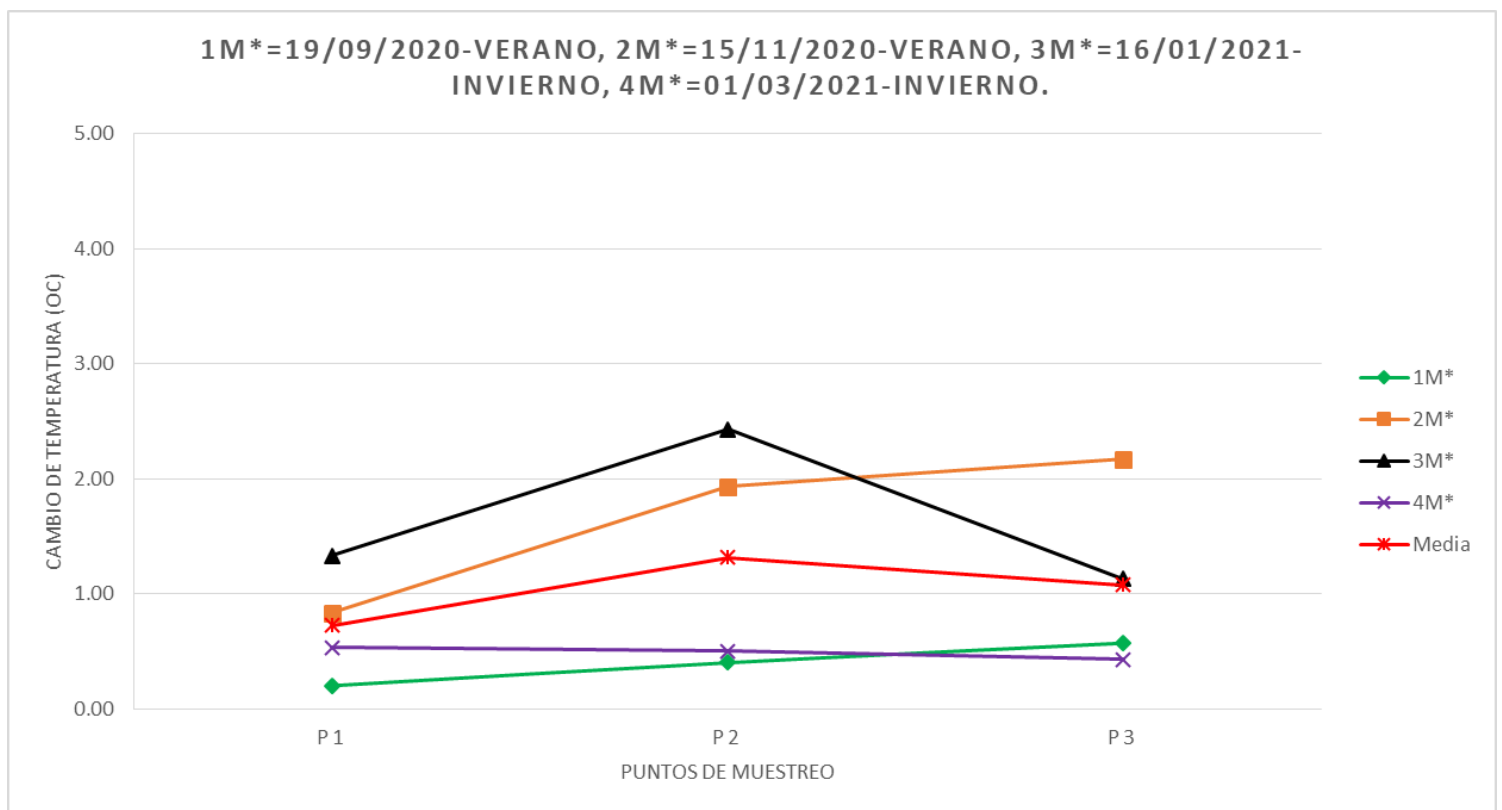


Figura 17. Evolución de cambio de temperatura en el río Carrizal.

Turbidez

En los distintos muestreos realizados y tal cual lo establece la Figura 18, la turbidez fue el parámetro que más sufrió variaciones, especialmente entre la transición verano-invierno, obteniendo valores mínimos en el primer punto del segundo muestreo de verano en el punto tres de 3.24 NTU, mientras que los valores máximos estuvieron en el segundo muestreo de invierno rondando los 463.67 NTU, con una media de 140.89 NTU. Esto pudo variar debido a que la turbidez es producto de material coloidal formado por arcillas, limos, deforestación; básicamente es suelo que se pudo encontrar en más cantidad en el invierno por el efecto que causan las reiteradas lluvias dentro del cauce y laderas del río. En cuanto a la Normativa del Ministerio del Ambiente del Ecuador establecidas en el Registro Oficial No. 387 del 4 de noviembre de 2015 para calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico, que plantea un límite máximo permisible de 100 NTU, la turbidez cumplió en los dos muestreos de verano y el primero de invierno, pues hasta ese momento no existieron muchas lluvias, lo que no sucedió con el segundo muestreo de invierno, que sobrepasó el límite.

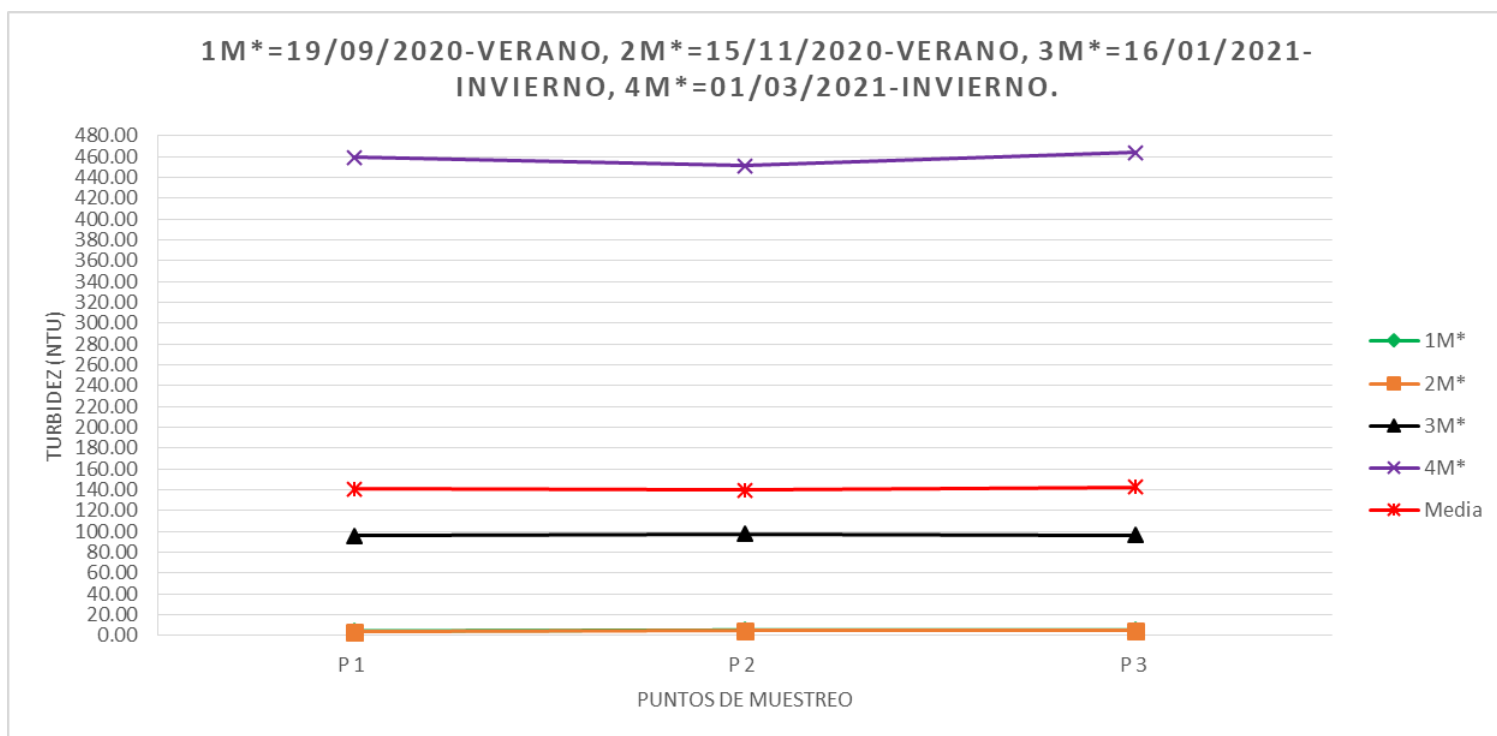


Figura 18. Evolución de concentración de turbidez en el río Carrizal.

Sólidos disueltos totales

La cantidad de sólidos disueltos totales en las muestras sufrió variaciones que van desde 145.23 mg/l en el punto dos del segundo muestreo de invierno hasta 270.67 mg/l en el punto dos del primer muestreo de verano, con una media calculada de 189.14 mg/l, según lo establece la Figura 19. La Normativa del Ministerio del Ambiente del Ecuador establecidas en el Registro Oficial No. 387 del 4 de noviembre de 2015 para calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico no contempla este parámetro, sin embargo, pudo determinarse que los valores descienden de verano a invierno, lo cual indica que son más solubles en época de estiaje.

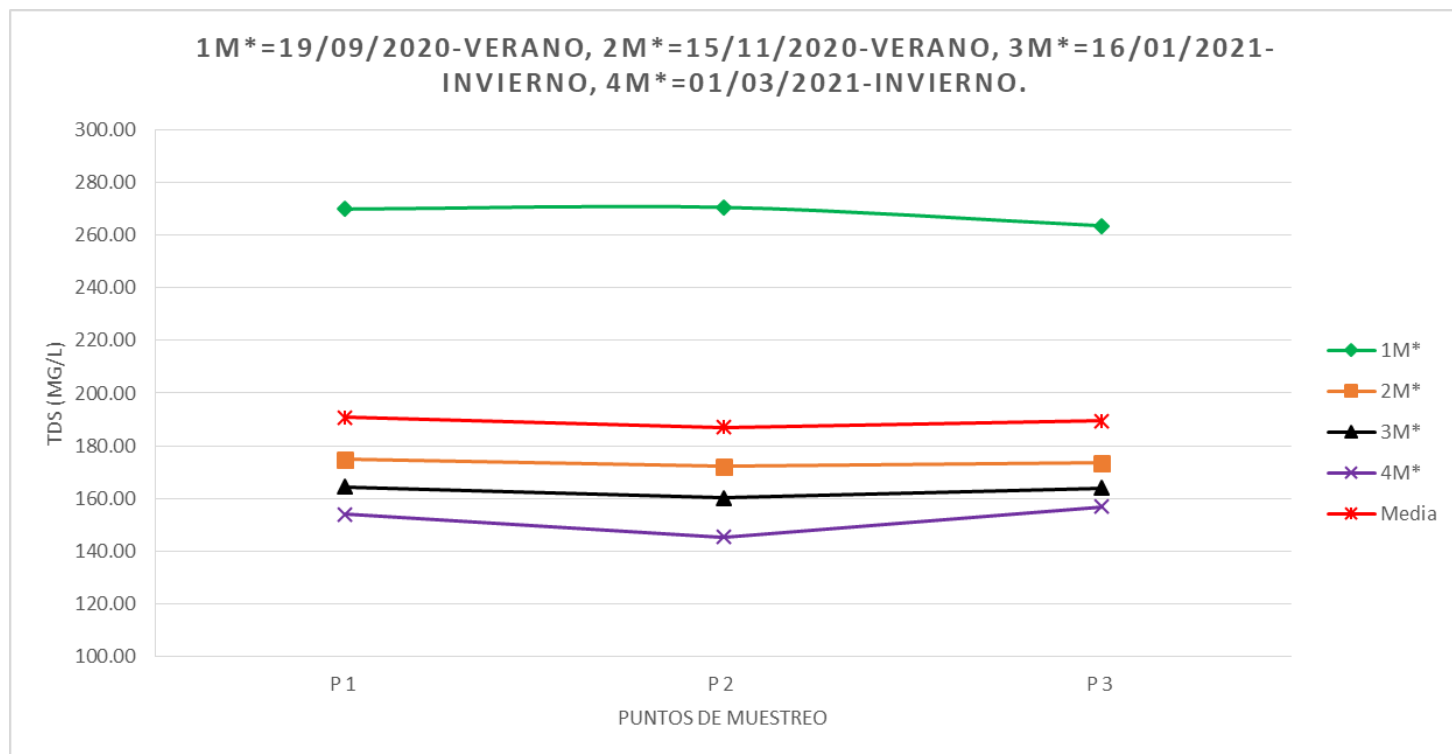


Figura 19. Evolución de concentración de sólidos disueltos totales en el río Carrizal.

Oxígeno disuelto

Los ensayos realizados a las muestras, según la Figura 20, arrojaron valores de oxígeno disuelto en un rango de 6.21 mg/l en el primer punto del primer mes de verano y 7.59 mg/l en el punto tres del segundo muestreo de invierno, obteniendo una media de 6.69 mg/l. El límite mínimo permisible en la normativa ecuatoriana ambiental vigente de 2002 es no menor a 6 mg/l, por lo que todos los puntos y meses se encuentran en un valor óptimo de OD.

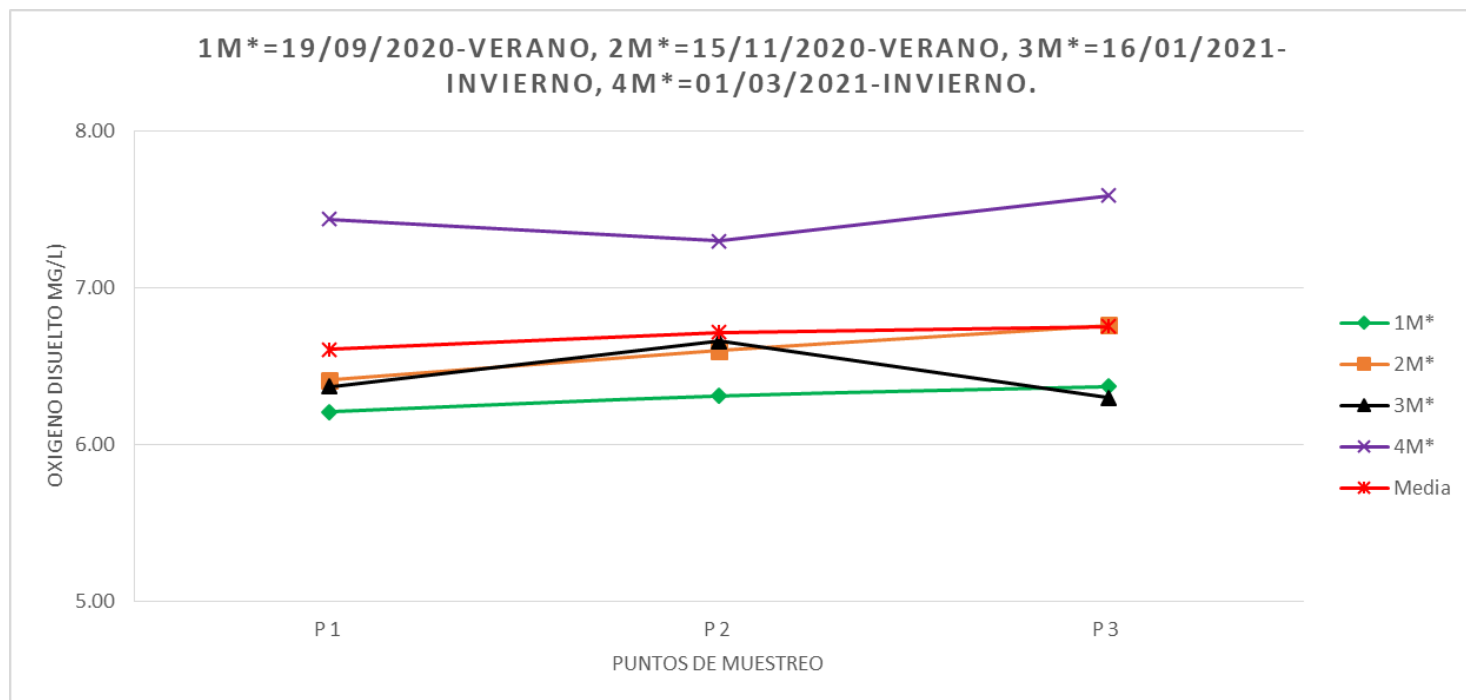


Figura 20. Evolución de concentración de oxígeno disuelto en el río Carrizal.

La obtención de resultados de los parámetros muestreados en el agua de río, analizado bajo las gráficas anteriores, permitieron el cálculo del índice de calidad de agua (ICA-NSF) en las distintas épocas del año, distintos puntos de muestreo y por los métodos de obtención de subíndice *i* tanto gráfico como de ecuaciones.

La Tabla 6 muestra un resumen de cálculo de dicho índice basado en la suma ponderada que corresponde a la parte final de su obtención, perteneciente al primer muestreo de verano realizado en el mes de septiembre de 2020. Como es posible observar, la mayoría de valores de

ambos métodos se encuentran por debajo de 71, por lo que se le caracteriza como un agua "Regular", dado que su promedio por el método gráfico es de 69.64 y por el de ecuaciones 68.32.

Tabla 6. Resumen de cálculo del ICA-NSF en el primer muestreo de verano.

Parámetro	Verano 1 (19-09-2020)					
	Método gráfico			Método de ecuaciones		
	<i>Si*Wi</i> gráfico Punto 1	<i>Si*Wi</i> gráfico Punto 2	<i>Si*Wi</i> gráfico Punto 3	<i>Si*Wi</i> fórmula Punto 1	<i>Si*Wi</i> fórmula Punto 2	<i>Si*Wi</i> fórmula Punto 3
Coliformes fecales	4.50	5.55	5.74	4.56	5.23	5.43
pH	9.64	10.64	11.08	9.45	10.44	11.10
DBO ₅	4.60	4.22	5.32	4.48	3.94	5.27
Nitratos	8.80	8.63	8.36	8.01	7.96	7.65
Fosfatos	4.02	4.00	4.63	4.28	4.27	4.48
Cambio de temperatura	9.20	9.06	8.90	8.20	8.47	8.64
Turbidez	7.08	7.05	6.96	7.04	6.91	6.91
Sólidos disueltos totales	5.13	5.19	5.18	5.20	5.19	5.27
Oxígeno disuelto	15.06	15.14	15.25	15.27	15.59	15.70
Resultado ICA-NSF	68.03	69.47	71.41	66.49	68.01	70.46
Promedio	69.64			68.32		

Con base en la Tabla 7, el segundo muestreo de verano ocurrido en noviembre de 2020 tuvo ligeros aumentos de calidad para el ICA-NSF,

siendo todos sus valores superiores a 71, por lo que su calidad se mantiene como “Buena” en todos los puntos y métodos de cálculo, siendo su promedio por el método gráfico de 75.40 y por el de ecuaciones 75.72.

Tabla 7. Resumen de cálculo del ICA-NSF en el segundo muestreo de verano.

Parámetro	Verano 2 (15-11-2020)					
	Método gráfico			Método de ecuaciones		
	<i>Si*Wi</i>	<i>Si*Wi</i>	<i>Si*Wi</i>	<i>Si*Wi</i>	<i>Si*Wi</i>	<i>Si*Wi</i>
	gráfico Punto 1	gráfico Punto 2	gráfico Punto 3	fórmula Punto 1	fórmula Punto 2	fórmula Punto 3
Coliformes fecales	12.27	13.58	13.58	12.26	13.65	13.65
pH	10.84	11.00	10.99	10.74	10.85	10.82
DBO ₅	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
Nitratos	9.33	9.30	9.27	8.39	8.36	8.36
Fosfatos	5.07	5.06	4.89	5.06	5.05	4.92
Cambio de temperatura	8.75	7.82	7.70	8.81	9.03	9.03
Turbidez	7.31	7.19	7.17	7.18	6.99	6.98
Sólidos disueltos totales	6.08	6.13	6.10	6.27	6.29	6.28
Oxígeno disuelto	15.33	15.41	15.43	15.77	15.87	15.93
Resultado ICA-NSF	75.18	75.70	75.32	74.68	76.30	76.19
Promedio	75.40			75.72		

En lo que respecta al primer muestreo de invierno acontecido en el mes de enero 2021, sus valores de ICA-NSF, representados en la Tabla

8, se siguen manteniendo en una calidad “BUENA”, arrojando resultados parecidos tanto para el método gráfico de 73.36, como para el método de ecuaciones de 73.78.

Tabla 8. Resumen de cálculo del ICA-NSF en el primer muestreo de invierno.

Parámetro	Invierno 1 (16-01-2021)					
	Método gráfico			Método de ecuaciones		
	Si*Wi gráfico Punto 1	Si*Wi gráfico Punto 2	Si*Wi gráfico Punto 3	Si*Wi fórmula Punto 1	Si*Wi fórmula Punto 2	Si*Wi fórmula Punto 3
Coliformes fecales	9.90	9.72	9.90	9.70	9.49	9.70
pH	11.02	11.11	11.02	11.20	11.18	11.20
DBO ₅	8.19	8.19	8.19	7.96	7.96	7.96
Nitratos	8.83	8.90	9.50	8.01	8.02	8.58
Fosfatos	3.98	3.98	3.99	4.26	4.25	4.26
Cambio de temperatura	8.53	7.36	8.27	8.95	9.04	9.00
Turbidez	1.48	1.45	1.50	1.45	1.43	1.46
Sólidos disueltos totales	6.17	6.24	6.16	6.37	6.40	6.36
Oxígeno disuelto	15.34	15.70	15.46	15.58	15.89	15.68
Resultado ICA-NSF	73.45	72.65	73.98	73.48	73.65	74.19
Promedio	73.36			73.78		

La Tabla 9 muestra el resumen de cálculo del ICA-NSF en el segundo muestreo de invierno realizado en marzo de 2021; arroja los mejores

resultados de calidad de todo el estudio, encasillándola como un agua “Buena” y obteniendo valores de índice de 76.22 por el método gráfico y 75.79 por el método de ecuaciones.

Tabla 9. Resumen de cálculo del ICA-NSF en el segundo muestreo de invierno.

Parámetro	Invierno 2 (01-03-2021)					
	Método gráfico			Método de ecuaciones		
	<i>Si*Wi</i> gráfico Punto 1	<i>Si*Wi</i> gráfico Punto 2	<i>Si*Wi</i> gráfico Punto 3	<i>Si*Wi</i> fórmula Punto 1	<i>Si*Wi</i> fórmula Punto 2	<i>Si*Wi</i> fórmula Punto 3
Coliformes fecales	11.40	11.40	11.93	11.31	11.31	11.85
pH	11.07	11.05	11.11	11.19	11.15	11.18
DBO ₅	8.19	8.19	8.19	7.96	7.96	7.96
Nitratos	8.35	8.50	8.50	7.65	7.69	7.69
Fosfatos	5.36	5.42	5.42	5.27	5.33	5.33
Cambio de temperatura	8.94	8.95	9.05	8.61	8.58	8.51
Turbidez	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40
Sólidos disueltos totales	6.27	6.33	6.26	6.45	6.51	6.42
Oxígeno disuelto	15.85	15.83	15.91	16.73	16.69	16.81
Resultado ICA-NSF	75.84	76.06	76.76	75.58	75.62	76.16
Promedio	76.22			75.79		

El resumen promedio de los resultados del ICA-NSF en los puntos de muestreo del sitio de captación del río Carrizal se ven reflejados en la

Tabla 10. Aquellos valores que fueron calculados por las dos metodologías de obtención de subíndice i en época de estiaje, comprendida por los meses de septiembre y noviembre de 2020, arrojaron un valor promedio de 72.52 por el método gráfico y 72.02 por el método de ecuaciones, con un porcentaje de error del 0.69 %, lo que la encasilla en una calidad de agua “Buena”. Para esta clasificación, se establece que este tipo de agua necesita tratamiento, puede contener ciertos tipos de vida acuática y, a la vez, se pueden practicar ciertos tipos de recreación (SNET, 2007). Asimismo, el mismo rango de agua “Buena” se dio en época invernal durante enero y marzo de 2021 debido a que sus resultados promedios por el método gráfico fueron de 74.79 y por el método de ecuaciones 74.78, con un porcentaje de error del 0.01 %, valores de ICA un poco más elevados que en verano.

Tabla 10. Resumen de cálculo del ICA-NSF promedio por época del año.

Núm.	Época del año	Fecha de muestreo	Resultados ICA-NSF, método gráfico	Resultados ICA-NSF, método ecuaciones	Calidad según ICA-NSF	% error
1	Verano	19/09/2020	69.64	68.32	Regular	1.90
2	Verano	15/11/2020	75.40	75.72	Buena	0.42
Promedio verano			72.52	72.02	Buena	0.69
3	Invierno	16/01/2021	73.36	73.78	Buena	0.57
4	Invierno	01/03/2021	76.22	75.79	Buena	0.56
Promedio invierno			74.79	74.78	Buena	0.01

De acuerdo con Armas (2016), el aumento del parámetro de turbidez que se vincula con épocas de lluvias y caudales altos provoca el arrastre de material de suelo. Con base en este criterio, el río Carrizal aumentó su calidad en cierta medida en invierno debido a que en esta temporada el único problema que aconteció a las aguas fue la turbidez, sobre todo en los ríos que van desazolvando suelo principalmente; no existe presencia de contaminantes de ningún tipo pues las lluvias traen abundante agua con velocidades altas que son suficientemente capaces de removerlos, más cuando son intensas y tienen duraciones de varios días. Como consecuencia de esta elevación de turbidez en invierno y en relación con Quiroz, Izquierdo y Menéndez (2018), que sostienen que la calidad del agua de un río va disminuyendo a lo largo de su trayectoria en bajas velocidades debido a que la corriente aumenta su capacidad de asimilación de carga contaminante y reduce su restitución de calidad de forma natural, en época de verano, el río Carrizal, al poseer solamente el aporte de la represa “La Esperanza” y tener baja velocidad, cuenta con el tiempo suficiente para ir absorbiendo, retrayendo y concentrando los contaminantes, y todo lo que encuentre a su paso, motivo por el cual se presentó como elevado el parámetro DBO_5 ; se pudo determinar que ambos parámetros son de sumo interés dentro de la calidad del agua, sin embargo, el peso ponderado del ICA-NSF no les atribuye un grado de importancia elevado en la contaminación del curso de agua y por este efecto, su respectivo cálculo, a pesar de que no cumple la normativa en estos parámetros, se obtiene como una calidad promedio de “Buena”.

Son varias las investigaciones que han aplicado la metodología del ICA-NSF tanto internacional como nacional y localmente, y han

demostrado la importancia en la caracterización y clasificación del agua con base en diferentes criterios. Los estudios más relevantes incluyen países como Perú, en donde se aplicó el índice de calidad del agua según NSF del humedal laguna Los Milagros-Tingo María. Las muestras se recolectaron en cuatro estaciones establecidas en el curso de agua, para posteriormente procesar los datos con el ICA. El resultado fue de 62, que se caracterizó con una calidad "Media", la cual estuvo influenciada principalmente por los nitratos y fosfatos, pero también por parámetros bacteriológicos, como coliformes fecales, que sobrepasan los ICA del agua, por lo que se llegó a la conclusión de que el agua se vio afectada durante el periodo de estiaje por el aporte de aguas contaminadas, uso de fertilizantes en áreas cercanas, actividades de pastoreo de ganado e instalación de letrinas, lo que afectó la conservación del ambiente acuático y su aprovechamiento. Las causas de tal contaminación se originan en los campos de cultivo de piña y la ganadería existente en el entorno; tales actividades repercuten en el incremento de esos valores (Pérez & Álvarez, 2018).

A nivel nacional, en Ecuador, provincia de Chimborazo, los estudios de evaluación de la calidad del agua del río Chambo en época de estiaje utilizando el ICA-NSF demostraron que el análisis fisicoquímico y microbiológico del agua del río un kilómetro antes de las descargas de agua residual determina que el agua del río llega del área de estudio con índices de contaminación. Los resultados de coliformes fecales en 1193.33 UFC/ml permiten interpretar que se trataría de agua residual doméstica. De esta manera, la ponderación del método ICA-NSF en el punto de muestreo 1 antes de las descargas de agua residual determina que el

agua es de “Mala calidad”, con un índice de 48.60 reduciéndose a 42.20 en el punto de muestreo cinco una vez que el río recepta el agua residual del cantón Chambo. Esto genera un impacto ambiental de gran tamaño a la población aledaña a la zona de estudio, que utiliza esas aguas para el riego de cultivos (Freire-Rosero, Pino-Vallejo, Andrade, & López, 2020).

Dentro del río Carrizal también existen análisis de índice de calidad NSF en su microcuenca, como es el caso de Lucas-Vidal y Carreño-Mendoza (2018), quienes expresan que su estudio desarrollado en el cantón Bolívar, específicamente en las localidades de Julián, Balsa en Medio y Severino, dio como resultado que el agua de los dos primeros sitios está “Poco contaminada”, mientras que el último punto evaluado se encuentra “Contaminado”, esto se debió a que las variables que tuvieron mayor impacto en la reducción de la calidad del agua fueron el oxígeno disuelto y la temperatura, que alcanzaron una baja ponderación en todas las localidades. En el caso particular de la localidad de Severino, las variables DBO₅, fosfatos, sólidos totales y turbidez recibieron las menores ponderaciones; mientras que en la localidad de Balsa en Medio, las menores ponderaciones se obtuvieron en coliformes fecales y potencial de hidrógeno.

Mediante este análisis se puede determinar que la gran mayoría de investigaciones que existen utilizan el ICA-NSF como un indicador de calidad de agua de río debido a la exactitud que tiene para ese fin, pero en el caso de aguas que son utilizadas para captación y posterior potabilización, no establecen en sus estudios si el ICA-NSF puede convertirse en un indicador de efectividad al momento de que esa agua de río es potabilizada, es decir, si el proceso de tratamiento es el

adecuado para la calidad de agua que ingresa en los sitios de captación y que luego es distribuida a la colectividad. Aquello puede ser esencial en la disminución de enfermedades sanitarias graves existentes en todo el mundo.

Resultados y discusiones de los puntos de muestreo en relación con los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua potable

Como puede observarse en la Tabla 11, la mayoría de valores resultantes del muestreo en el agua potable tratada por la planta San Antonio del cantón Chone están dentro de los rangos establecidos por la Norma INEN 1108 del año 2020, a excepción del cloro libre residual, que en el primer muestreo de invierno muestra ausencia de este parámetro, lo que indica que el agua en ese periodo fue distribuida sin desinfección alguna a la Parroquia. Además de esta norma, se compararon los valores con la INEN 1108 del año 2006, por contener rangos para alguno de los parámetros que no los posee la INEN 1108 2020, como dureza total, sólidos disueltos totales, cloruros y sulfatos; sin embargo, los valores estuvieron dentro de los límites permitidos, siendo el único problema también la nula desinfección de enero de 2021. Esto se dio principalmente debido a que el operador de la planta modular no cuenta con una tabla dosificadora de cloro para los tanques de almacenamiento y lo realiza de manera empírica.

Tabla 11. Resultados de parámetros físicos, químicos y biológicos del agua potable.

Núm.	Parámetro	Unidad	sep-20	nov-20	ene-21	mar-21	Norma INEN 1108 2020	Norma INEN 1108 2006
			Valor medio	Valor medio	Valor medio	Valor medio		
1	Temperatura	°C	27.37	28.53	27.63	29.53	-	-
2	pH	unidades de pH	7.53	7.55	7.57	7.36	6.5 a 8	6.5 a 8
3	Turbidez	NTU	0.40	0.22	1.27	4.61	5	5
4	Color aparente	U. Pt-Co	2.17	1.00	7.47	6.27	15	15
5	Dureza total	mg/l	190.00	146.00	130.00	126.00	-	300
6	Conductividad eléctrica	µS/cm	597.33	348.33	374.00	363.67	-	-
7	Sólidos disueltos totales	mg/L	286.67	172.00	158.77	145.57	-	1 000
8	Cloruros	mg/l	78.97	44.63	41.20	36.20	-	250
9	Nitritos	mg/l	0.01	0.00	0.00	0.00	3	0
10	Nitratos	mg/l	1.37	2.80	2.77	3.00	50	10
11	Sulfatos	mg/l	56.67	31.67	30.00	28.00	-	200
12	Cloro libre residual	mg/l	0.75	1.50	0.00	0.75	0.3 a 1.5	0.3 a 1.5
13	Coliformes fecales	NMP/100 ml	0.00	0.00	0.90	0.00	Ausencia	< 2

Teniendo en cuenta a Solsona y Méndez (2002), la desinfección necesita considerarse como un proceso clave en cualquier sistema de tratamiento de agua. Cuando se diseña una planta de tratamiento, en

especial en un área rural, la desinfección no debe considerarse como un proceso más, sino como parte esencial del sistema, debido a que muchas veces, en áreas rurales se opta por entregar producción de agua-cantidad, en lugar de seguridad de la misma-calidad. En lo que respecta a la desinfección con cloro libre residual, los mismos autores comentan que en relación con los datos de mortalidad por cáncer debido a una ingesta de agua con mucho cloro ante el riesgo de morir por alguna enfermedad de transmisión hídrica asociada con un agua sin desinfección, como diarrea, hepatitis infecciosa, tifoidea, cólera, etcétera, es de 1 en 1 000.

Conclusiones

La calidad de agua de esta área fue caracterizada con la implementación de una red de muestreo en la captación del río Carrizal a través de tres sitios escogidos estratégicamente para su desarrollo: 100 metros aguas abajo, 100 metros aguas arribas y un punto de captación Bachillero Santa Martha, que es donde el agua es impulsada hacia la planta de tratamiento a través de un sistema de bombeo. Estos puntos fueron monitoreados en dos meses de temporada seca: septiembre y noviembre de 2020, así como en dos meses de temporada lluviosa: enero y marzo de 2021.

Con la metodología usada en este estudio fue posible obtener el cálculo del ICA-NSF y su posterior análisis de resultados, mismos que demostraron que en temporada seca, el ICA-NSF del sitio en estudio obtuvo un valor promedio de 72.52 por el método gráfico y 72.02 por el método de ecuaciones, con un porcentaje de error de 0.69 %, que lo califica como un agua de calidad “Buena” y, a la vez, los resultados en

invierno fueron de 74.79 por el método gráfico y 74.78 por el método de ecuaciones, con porcentaje de error de 0.01 %, un ICA-NSF, asimismo, con calidad de agua “Buena” y mayor a la de estiaje debido principalmente a que el único valor que se elevó en invierno fue la turbidez.

De igual manera, se pudo comprobar la calidad de agua potable entregada a la parroquia rural de San Antonio del cantón Chone luego de su proceso de potabilización en la planta de tratamiento modular convencional en las dos temporadas y se pudo evidenciar que la mayoría de parámetros se encuentran dentro de la norma INEN 1108 a excepción del cloro libre residual, que en enero de 2021 registró 0 mg/l.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la presente investigación, fue posible evidenciar la efectividad en el proceso de potabilización del agua que llega de la captación del río Carrizal para las fechas analizadas, pero, a su vez, se hace necesaria la recomendación al gobierno autónomo descentralizado del cantón Chone sobre la implementación de un presedimentador en la planta de tratamiento, que ayude a disminuir los niveles de turbidez, debido a que este valor monitoreado a lo largo del cuerpo de agua se incrementó en el invierno en un 98.93 % con relación al verano. Esto puede ocasionar la no potabilización del agua en inviernos agresivos posteriores, que no fue el caso del analizado. De igual manera, se sugiere instalar un sistema de desinfección eficiente a través de dosificaciones controladas empleando tecnología moderna y controlando la concentración de cloro libre residual con la que se distribuye el líquido vital a la parroquia.

Referencias

- Arcos, M. D. P., Ávila, S. L., Estupiñán, S. M., & Gómez, A. C. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *Nova*, 3(4), 69-79.
- Armas, A. (2016). La situación actual y los problemas existentes y previsibles. En: *El libro blanco del agua* (pp. 75-195). España: Ministerio de Medio Ambiente: Recuperado de <https://faolex.fao.org/docs/pdf/spa192539.pdf>
- Arroyo, C., & Encalada, A. C. (2009). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 1(1). DOI: 10.18272/aci.v1i1.4
- Ballesteros, Y., Cruz, C., Barba, H. L., García, J., Ramírez, C., Holguín, J., & Patiño, P. (2004). *Estudio de la calidad del agua del río Cauca y sus principales tributarios, mediante aplicación de índices de calidad y contaminación tramo Salvajina-La Virginia X*. Recuperado de https://ecopedia.cvc.gov.co/sites/default/files/archivosAdjuntos/informe_ejecutivo_proyecto_modelacion_del_rio_cauca_cvc-univalle_0.pdf
- Barahona, M. C., & Tapia, R. S. (2011). *Calidad y tratabilidad de aguas provenientes de ríos de llanura y embalses eutrofizados, caso de estudio: Carrizal-Chone* (Tesis de grado académico). Universidad de las Fuerzas Armadas, Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.espe.edu.ec/handle/21000/2630>

- Barceló, D., & Carrera, J. (2008). *Consideraciones generales sobre recursos hídricos, calidad y tratamiento del agua en España. Aguas continentales, gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua*. Madrid, España: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Bofill-Mas, S., Clemente-Casares, P., Albiñana-Giménez, N., Maluquer-de-Motes-Porta, C., Hundesa-Gonfa, A., & Girones-Llop, R. (2016). Efectos sobre la salud de la contaminación de agua y alimentos por virus emergentes humanos. *Revista Española de Salud Pública*, 79, 253-269.
- Brown, R., Macclelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). A water quality index do we dare? *Water and Sewage Works*. 117 (10), 1-5.
- Castañé, P. M., Loez, C. R., Olguín, H. F., Puig, A., Rovedatti, M. G., Topalián, M. L., & Salibián, A. (1998). Caracterización y variación espacial de parámetros fisicoquímicos y del plancton en un río urbano contaminado (río Reconquista, Argentina). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 14(2), 69-77.
- Castro, M., Almeida, J., Ferrer, J., & Díaz, D. (2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), 111-124.
- Chang, J. (2010). *Calidad de agua*. Guayaquil, Ecuador: Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Da Ros, G. (1995). *La contaminación de aguas en Ecuador: una aproximación económica*. Editorial Abya Yala. Cuenca, Ecuador.

- Eaton, A., Rice, E., & Rodger, B. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Freire-Rosero, R. D. P., Pino-Vallejo, M., Andrade, P., & López, A. M. (2020). *Evaluación de la calidad del agua del río Chambo en época de estiaje utilizando el índice de calidad del agua ICA-NSF*. 1(23), 54-60. DOI: 10.47187/perf.v1i23.248
- GADCHONE. (2014). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Chone*. Recuperado de <https://www.chone.gob.ec/pdf/lotaip2/documentos/pdot.pdf>
- GADSanAntonio. (2019). *Parroquia Rural San Antonio*. Recuperado de sanantoniodelpeludo.gob.ec/manabi/?p=108
- Jacobsen, D. (2003). *Los ríos de la Sierra ecuatoriana son más sensibles a la contaminación*. 1 (1), 1-5.
- Jiménez, M. A., & Vélez, M. V. (2006). Análisis comparativo de indicadores de la calidad de agua superficial. *Avances en Recursos Hidráulicos*, (14), 53-69.
- Lekshmiprasad, S., & Mophin, K. (2017). Water quality assessment of Ashtamudi Lake using Nsfwqi. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering*. Recuperado de: www.ijetae.com

- Lucas-Vidal, L. R., & Carreño-Mendoza, Á. L. (2018). Calidad de agua de consumo humano en las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino de la microcuenca Carrizal, Ecuador. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 21(42), 39-46.
- Muñoz, Á., Macías, S., & García, M. B. (2009). *Caracterización hidrológica del Ecuador. Proyecto INAMHI MAE-SCNPRAA-PACC*. Recuperado de https://www.ambiente.gob.ec/wpcontent/uploads/downloads/2014/07/Informe_Caracterizaci%C3%B3nH%C3%ADdrica.pdf
- NSF, National Sanitation Foundation. (2006). *Water Quality Index*. Ann Arbor, USA: National Sanitation Foundation.
- Pérez, B. A. L. A., & Álvarez, M. Ñ. (2018). Índice de calidad del agua según NSF del humedal laguna Los Milagros (Tingo María, Perú). *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(2), 98-107 DOI: 110.25127/indes.201402.201010
- Quiroz, L. S., Izquierdo, E., & Menéndez, C. (2018). Estudio del impacto ambiental del vertimiento de aguas residuales sobre la capacidad de autodepuración del río Portoviejo, Ecuador. *Centro Azúcar*, 45(1), 73-83.
- Rodríguez, J. P., Serna, J. A., & Sánchez, J. M. (2016). Índices de calidad en cuerpos de agua superficiales en la planificación de los recursos hídricos. *Revista Logos, Ciencia & Tecnología*, 8(1), 159-167.

- SNET, Servicio Nacional de Estudios Territoriales. (2007). Índice de calidad del agua general "ICA". Vol. 1. El Salvador: Servicio Nacional de Estudios Territoriales, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Solsona, F., & Méndez, J. P. (2002). *Desinfección del agua* (Vol. 1). Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiente, Organización Mundial de la Salud.
- UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2021). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2021: el valor del agua*. París, Francia: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-06

Artículos

Sistema de ayuda a la decisión para la gestión hidrológica del río Guayas

Decision support system for the hydrological management of the Guayas River

José María Campo-Carrera¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0569-7084>

Miguel Angel Cedeño-Villarroel², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9766-3625>

Mauricio Boada-Herrera³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7990-0631>

Angel Udias⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1219-0465>

¹Universidad de Alcalá, España/ Corporación Eléctrica del Ecuador CELEC EP, Unidad de Negocio Hidronación, Ecuador, josemariacampo@hotmail.com

²Corporación Eléctrica del Ecuador CELEC EP, Unidad de Negocio Hidronación, Ecuador, miguel.cedenov@celec.gob.ec

³Corporación Eléctrica del Ecuador CELEC EP, Unidad de Negocio Hidronación, Ecuador, mauricio.boada@celec.gob.ec

⁴Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles, España, angelluis.udias@urjc.es

Autor para correspondencia: José María Campo,
josemariacampo@hotmail.com

Resumen

La cuenca del río Guayas en Ecuador es la más grande en la vertiente Pacífico de Suramérica, con un área de 34 500 km² (12.57 % del territorio nacional). Dentro de la cuenca, el embalse Daule-Peripa constituye la mayor reserva de agua del país, garantizando agua para consumo de más de ocho millones de personas, además de riego y generación hidroeléctrica. Se ha desarrollado un Sistema Hidrológico de Ayuda a la Decisión (SHAD) para gestionar eficientemente los recursos hídricos en la cuenca del río Guayas, mejorar la producción energética de las centrales hidroeléctricas y alertar tempranamente de inundaciones aguas abajo de las centrales. El SHAD integra un módulo de adquisición de datos en tiempo real, con el modelo hidrológico de tanques encargado de estimar los ingresos a los embalses en escala horaria, y el módulo de control sobre el que interaccionan los gestores. El modelo hidrológico se ha calibrado separadamente para las cuencas Daule-Peripa y Baba con datos horarios del periodo 2019-2021. Para la cuenca de Baba, el coeficiente Nash-Sutcliffe para la validación a escala diaria y horaria fue 0.77 y 0.71, respectivamente, así como 0.62 y 0.49 para Daule-Peripa. El análisis preliminar comparativo de la gestión de los recursos hídricos de la cuenca realizada desde la puesta en operación del SHAD muestra evidencias de mejoras significativas.

Palabras clave: río Guayas, sistema hidrológico de ayuda a la decisión, gestión cuenca, modelo hidrológico, datos en tiempo real, inundación.

Abstract

The Guayas River basin in Ecuador is the largest on the Pacific slope of South America, with an area of 34 500 km² (12.57 % of the national territory). Within the basin, the Daule-Peripa reservoir constitutes the largest water reserve in the country, guaranteeing water for the consumption of more than eight million people, in addition to irrigation and hydroelectric generation. A Hydrological Decision Support System (SHAD) has been developed to efficiently manage water resources in the Guayas river basin, improve the energy production of hydroelectric plants and provide early warning of floods downstream of the plants. SHAD integrates a real-time data acquisition module, with the hydrological model of tanks in charge of estimating the inflows to the reservoirs on an hourly scale, and the control module on which the managers interact. The hydrological model has been calibrated separately for the Daule-Peripa and Baba basins with hourly data from the period 2019-2021. For the Baba basin, the Nash-Sutcliffe coefficient for validation at daily and hourly scales were 0.77 and 0.71, respectively, as well as 0.62 and 0.49 for Daule-Peripa. The preliminary comparative analysis of the management of the water resources of the basin, carried out since the commissioning of SHAD shows evidence of significant improvements.

Keywords: Guayas River, hydrological decision support system, basin management, hydrological model, real-time data, flood.

Recibido: 17/11/2022

Aceptado: 01/10/2023

Publicado Online: 31/10/2023

Introducción

El sector hidroeléctrico ecuatoriano es un pilar estratégico para el desarrollo económico y social del país. En 2021, según datos del Operador Nacional de Electricidad (Cenace, 2022), la producción de energía eléctrica en el Ecuador fue de 27 659 GWh, de la cual el 92.0 % fue de origen hidroeléctrico.

Este sector se enfrenta a diversos retos relacionados con la variabilidad meteorológica y climática, siendo el fenómeno de El Niño Oscilación Sur el que mayor influencia tiene en lo relativo a precipitación y caudales disponibles en las diferentes regiones del Ecuador (Bendix, Gämmerler, Reudenbach, & Bendix, 2003; Recalde-Coronel, Barnston, & Muñoz, 2014), en especial en la región costa (De Guenni *et al.*, 2017). Además de los retos históricos habituales existen nuevos retos, como la demanda creciente en el consumo (Cenace, 2022) o su vulnerabilidad ante el cambio climático (Paz *et al.*, 2019).

En el caso de los embalses Daule-Peripa (la mayor reserva de agua de Ecuador) y Baba, y sus respectivas centrales hidroeléctricas, Marcel Laniado de Wind y Baba, el principal problema de gestión del recurso hídrico es maximizar la producción de energía garantizando el suministro de agua para más de ocho millones de personas y agua para riego en las provincias de Guayas, Manabí, Los Ríos y Santa Elena. El embalse de

Daule-Peripa es parte fundamental del más importante sistema hídrico de la costa de Ecuador del que formarían parte, además de los citados embalses, la presas de La Esperanza, Poza Honda, sistema de trasvases y embalses de la provincia de Santa Elena, y el trasvase Daule-Vinces (Figura 2 y Figura 3).

Además de garantizar el recurso hídrico y la generación hidroeléctrica, los embalses Daule-Peripa y Baba son fundamentales para el control o atenuación de inundaciones aguas abajo de los embalses en los cauces de los ríos Daule y Quevedo, respectivamente.

En consecuencia, la optimización de la operación de los embalses y centrales hidroeléctricas involucra múltiples demandas hídricas tanto en la cuenca del Guayas como fuera de ésta; energéticas dentro del Sistema Nacional Interconectado, y otras funciones como el control de inundaciones aguas abajo, todo ello junto con una meteorología y clima muy dependientes de diferentes variables oceánicas y atmosféricas, con una gran influencia del fenómeno de El Niño (De Guenni *et al.*, 2017). Se trata de un sistema complejo donde el acceso a información hidrometeorológica de calidad en tiempo real supone un gran avance para la gestión óptima de los embalses.

El SHAD desarrollado en este estudio tiene múltiples objetivos, centrados en maximizar el uso de conjuntos de datos disponibles. Estos datos provienen tanto de las bases internas de las centrales hidroeléctricas como de fuentes externas, incluyendo modelos meteorológicos. La integración de esta información tiene como finalidad proporcionar datos útiles en tiempo real que puedan ser aplicados en la operación de centrales hidroeléctricas y órganos de desagüe.

Los objetivos específicos del SHAD son:

- Optimización de la gestión del recurso hídrico en la cuenca del río Guayas: el SHAD está diseñado para mejorar la administración de recursos hídricos, contribuyendo así a un uso más sostenible del agua en la cuenca.
- Detección temprana y atenuación de eventos de inundación: el sistema busca minimizar los riesgos asociados con inundaciones aguas abajo de las centrales hidroeléctricas, proporcionando herramientas para una detección y respuesta tempranas.
- Optimización de la producción de energía en las centrales hidroeléctricas: mediante la integración y análisis en tiempo real de los datos, y por medio de una operación más eficiente de las centrales se consigue el aumento de la producción energética.

En términos generales, un sistema de ayuda a la decisión (SAD) es una infraestructura computacional diseñada para asistir en las actividades de toma de decisiones. Este sistema facilita el proceso de juicio de los decisores sin llegar a tomar la decisión en sí misma (Hersh, 1999). Su desarrollo involucra diversas disciplinas, incluyendo informática, estadística, psicología y teoría de la decisión (Mysiak, Giupponi, & Rosato, 2005).

Desde finales de la década de 1970 ha habido un considerable desarrollo en la implementación de SAD en la gestión de recursos hídricos (Johnson, 1986). Este crecimiento se ha acelerado hasta la fecha debido tanto a las mejoras en el entendimiento de los procesos involucrados en los ciclos hidrológicos y meteorológicos como a los avances significativos en computación, tecnología de sensores y comunicaciones. Además, la

creciente urgencia provocada por los efectos del cambio climático en la disponibilidad de agua ha intensificado la necesidad de tales sistemas. Estas evoluciones han expandido tanto la disponibilidad de datos como la capacidad de cómputo, ofreciendo actualmente diversas herramientas y opciones para su desarrollo (Wardropper & Brookfield, 2022). Un componente esencial de los SAD en la gestión de recursos hídricos son los modelos hidrológicos. Estos modelos permiten, entre otras usos, la detección temprana de eventos de inundación mediante la transformación de datos de precipitación en caudales de agua (Smith *et al.*, 2016).

Una de los principales desafíos a la hora de gestionar el recurso hídrico es compatibilizar la disponibilidad de agua almacenada con la protección frente a inundaciones, donde bajo condiciones normales suele existir un conflicto (Ahmad, El-Shafie, Razali, & Mohamad, 2014). La optimización de ambas dependerá de la capacidad de anticipar los caudales de ingreso en los embalses previo a su ocurrencia.

El caudal superficial disponible estará determinado por el ciclo hidrológico y sus diferentes componentes; en resumen, será la precipitación que no infiltra en el suelo ni se evapora, y discurre a través de laderas, corrientes, ríos, lagos o embalses (Sitterson *et al.*, 2018).

Una de las principales razones para la elaboración de modelos hidrológicos es extrapolar los datos hidrometeorológicos medidos hacia el futuro y de esta manera evaluar el impacto del cambio hidrológico futuro (Beven, 2011). A partir únicamente de la medida de variables meteorológicas hasta el momento presente, la frontera de predicción a futuro para la esorrentía superficial será el tiempo de concentración de la cuenca, siendo la capacidad de predicción del modelo máxima para el

instante presente y mínima al final del tiempo de concentración, donde ya solo se reflejarán los flujos subsuperficiales y profundos (Chow, 1964).

El desarrollo de modelos meteorológicos de la últimas dos décadas hacen que una predicción a cinco días es en la actualidad tan exacta como una predicción a un día de 1980, con pronósticos útiles en la actualidad que llegan a los 9 o 10 días (Alley, Emanuel, & Zhang, 2019), habiendo mejorado también los pronósticos estacionales principalmente mediante la incorporación de modelos oceánicos.

La predicción meteorológica mediante modelos numéricos se basa en la capacidad de una adecuada representación de las condiciones iniciales junto con una adecuada capacidad para modelizar las diferentes interacciones que se producen en las diferentes capas de la atmósfera, la tierra y los océanos, y las interconexiones entre éstas. Para ello es necesaria una gran cantidad de recursos para monitorización de atmósfera, océanos y tierra; una importante comunidad científica dedicada al estudio y modelación numérica de las distintas interacciones océano-tierra-atmósfera, y una gran capacidad de computación para el cálculo de estos sistemas complejos (Mariotti, Ruti, & Rixen, 2018). Así, se han conseguido grandes avances en la exactitud de los pronósticos, principalmente a partir de centros de predicción numérica que han dispuesto de numerosos recursos de monitorización, desarrollo y computación, como el European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) y la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). El fácil acceso, y la homogeneidad espacial y temporal de estos modelos han favorecido su uso en modelización hidrológica (Raimonet *et al.*, 2017).

El proceso de modelizar caudales a partir de lluvia y otras variables meteorológicas es un proceso que comprende diversas fases que inician con el modelo perceptual del hidrólogo encargado de su desarrollo, que dependerá de su entrenamiento y experiencias previas, así como de su percepción del comportamiento de las cuencas a modelizar. A partir de este modelo perceptual se decidirá el modelo conceptual o ecuaciones a utilizar que darán paso al modelo procedimental o código para correr el modelo en un computador. Con el modelo desarrollado se procederá a su calibración y posteriormente a su validación de ser procedente; de no serlo, se revisarán los pasos anteriores (Beven, 2011). Todo el proceso estará determinado por muchos factores interactuando entre ellos, como las variables meteorológicas de entrada y caracterización física de la cuenca; los objetivos del modelo que determinarán la necesidad de precisión espacial y temporal de su salida; los algoritmos utilizados para su calibración, o la capacidad de computación y tiempos de respuesta esperados.

La integración de los pronósticos meteorológicos en tiempo real con modelos hidrológicos desarrollados específicamente para optimizar la explotación de los recursos hidroeléctricos son la parte fundamental de la implementación de un Sistema Hidrológico de Ayuda a la Decisión (SHAD), concebido para recolectar, procesar, modelar y presentar datos hidrometeorológicos dirigidos a mejorar la operación de los embalses Daule-Peripa y Baba y las centrales hidroeléctricas Marcel Laniado de Wind y Baba dentro del sistema hídrico de la cuenca del río Guayas y sus trasvases.

En el presente trabajo se describen la herramienta desarrollada y los resultados obtenidos tanto en relación con el comportamiento de los modelos hidrológicos como con la mejora en la gestión de los embalses y centrales hidroeléctricas.

Materiales y métodos

Las opciones disponibles para la implementación del sistema son múltiples y con múltiples interacciones e incompatibilidades entre las diferentes opciones; tipo de modelo hidrológico; ecuaciones empleadas; estadísticos utilizados para su calibración y validación; uso de aplicaciones comerciales frente a elaboración propia; tipo de aplicación gráfica; incorporación de bases de datos; incorporación de pronósticos meteorológicos; interacción entre los diferentes módulos y bases de datos, etcétera, por lo que en la solución adoptada se ha ajustado, asegurando un correcto funcionamiento del sistema y la capacidad de desarrollos futuros.

Como solución final, el sistema hidrológico de ayuda a la decisión ha sido programado íntegramente en Python (Rossum, 1995) y consta principalmente de tres componentes/módulos que se ejecutan automáticamente según el esquema de la Figura 1.

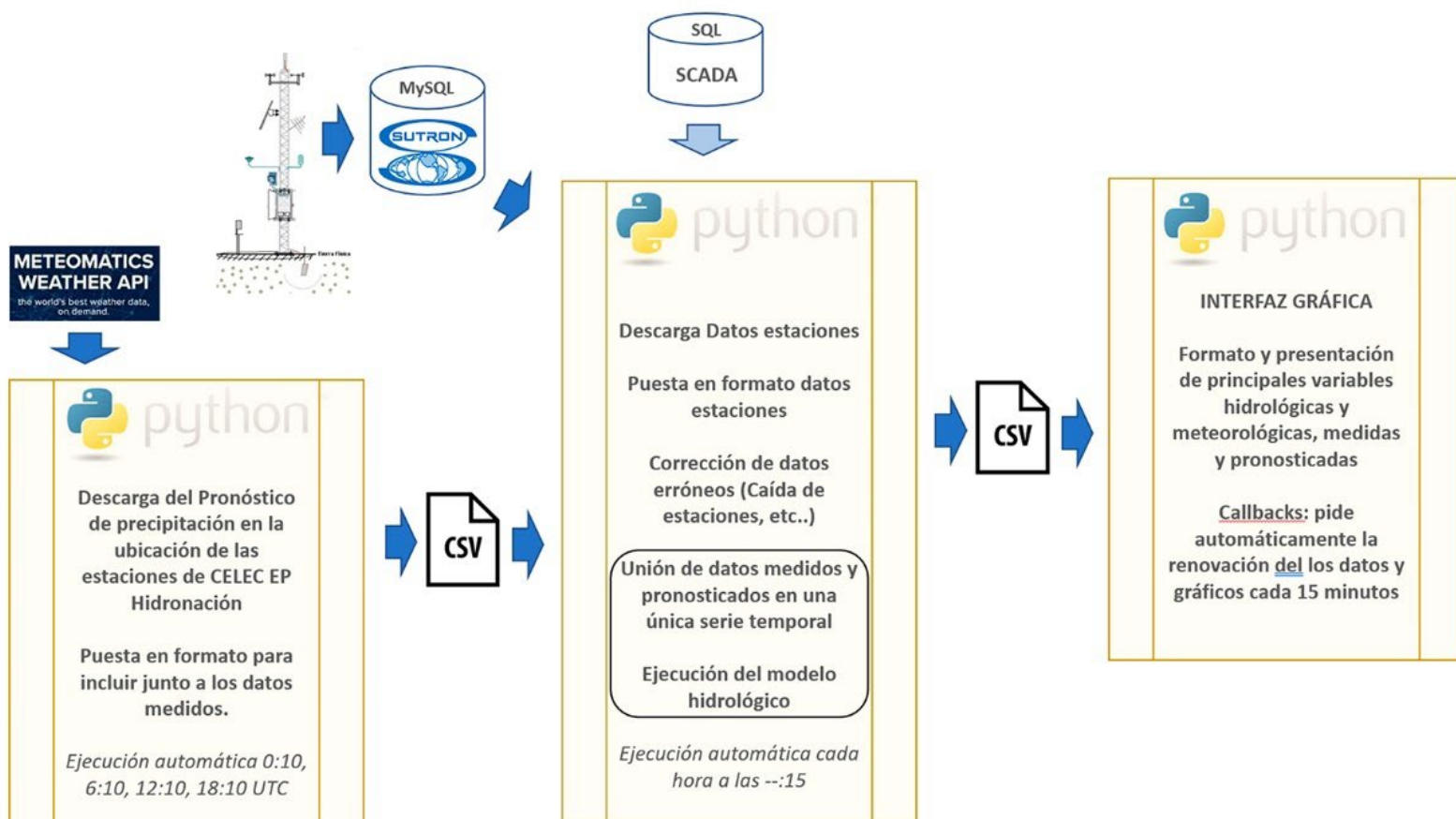


Figura 1. Esquema de operación del SHAD.

El primer componente/módulo realiza la descarga y puesta en formato de los pronósticos de precipitación puntuales en las estaciones pluviométricas disponibles.

Resultado de este componente/módulo se crea un archivo donde se incluyen los pronósticos en escala horaria y hora local.

El siguiente componente/módulo —ejecutado horariamente una vez recibidos los datos provenientes de las estaciones meteorológicas— realiza las siguientes funciones:

- Incorpora los datos de las diferentes fuentes: archivo .csv de salida del primer código, base de datos MySQL de estaciones meteorológicas y base de datos SQL del SCADA.
- Corrige datos erróneos de estaciones meteorológicas caídas.
- Realiza la unión de datos medidos y pronosticados en una única serie temporal.
- Ejecuta el modelo hidrológico y obtiene los caudales de ingreso previstos en los embalses.

Este componente/módulo se ejecuta tres veces por cada central para los diferentes modelos meteorológicos de precipitación utilizados (MIX, ECMWF-Ensemble cuantil 0.1 y ECMWF-Ensemble cuantil 0.9), obteniendo los caudales de ingreso en el embalse Daule-Peripa y en el embalse Baba. Como resultado, se crea otro archivo con la salida del modelo hidrológico para cada uno de los modelos meteorológicos utilizados.

El tercer componente/módulo es la interfaz gráfica que lee la salida del segundo código, poniendo en formato y representando gráficamente las principales variables hidrometeorológicas registradas y previstas aguas arriba y aguas abajo de las centrales. Se dispone de una interfaz para la operación de Daule-Peripa y otra para Baba.

Área de estudio

La cuenca del río Guayas es la mayor cuenca hidrográfica de la costa del Pacífico en América del Sur, con una extensión en Guayaquil de 34 500 km², siendo fundamental en el abastecimiento para consumo humano y riego de más de ocho millones de personas y 300 000 ha de cultivos en las provincias de Guayas, Manabí, Los Ríos y Santa Elena. Este abastecimiento se realiza a través de diferentes trasvases: Trasvase Conguillo-La Esperanza, La Esperanza-Poza Honda, Trasvase Daule Vices y Trasvase Santa Elena. Se incluye un esquema de las principales instalaciones hidráulicas en la Figura 2.

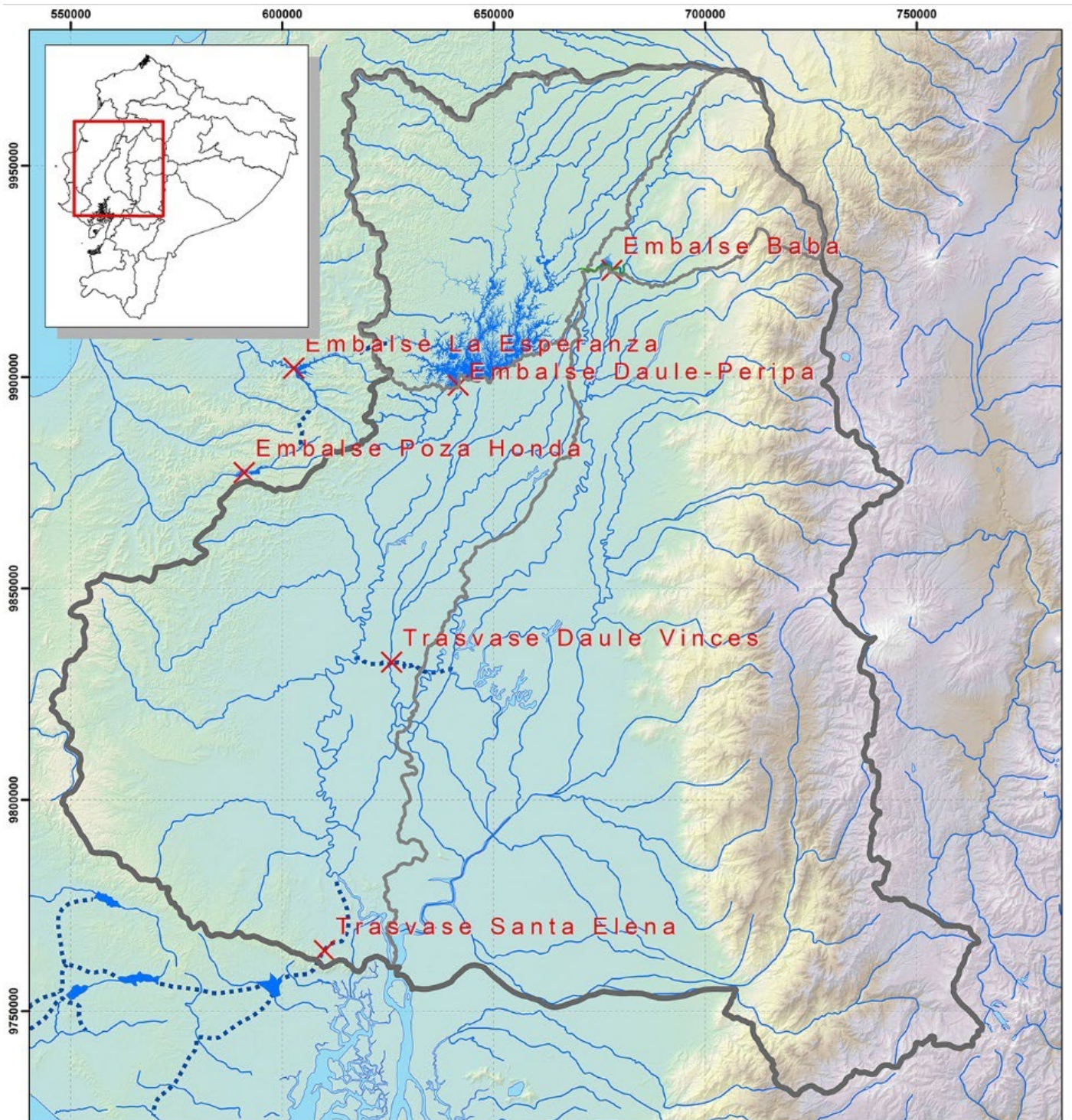


Figura 2. Principales embalses y trasvases en la cuenca del río Guayas.

CELEC EP Hidronación realiza la operación y mantenimiento de las centrales hidroeléctricas Marcel Laniado de Wind y Baba ubicadas en los embalses Daule-Peripa y Baba, respectivamente, ambas situadas en la cuenca del río Guayas (Figura 3).

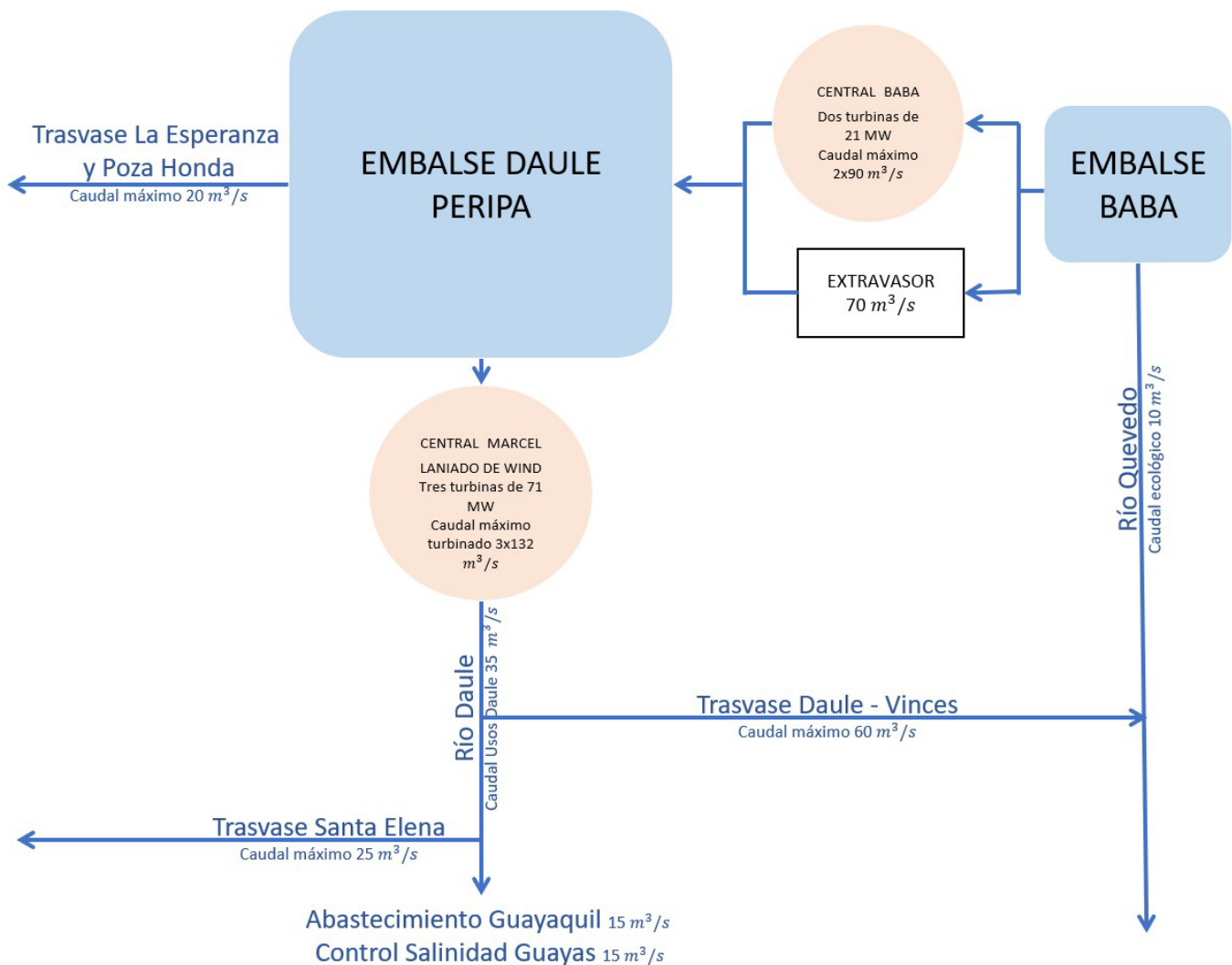


Figura 3. Esquema de demandas máximas e instalaciones hidráulicas en la cuenca del río Guayas (Ecuador).

La cuenca del Guayas y en general la zona costera del Ecuador tienen un régimen de precipitaciones unimodal, con un máximo de precipitación en los meses de febrero-marzo y un periodo seco con mínimas precipitaciones entre los meses de agosto y septiembre (Hidalgo-Proañó, 2017). La media histórica (1965-2017) de precipitación anual en la cuenca del Guayas es de 1 932 mm/año, habiendo llegado a duplicarse en años con El Niño del este (Wang, Deser, Yu, DiNezio, & Clement, 2012).

El embalse Daule-Peripa, con una capacidad máxima normal de 5 200 Hm³ y un área de inundación para este nivel de 264 km², es la principal reserva de agua de Ecuador, que garantiza el acceso al recurso hídrico en la costa durante la temporada seca (julio a diciembre). Sus principales funciones son las siguientes:

- Abastecer de agua para consumo de personas, y agua para riego a las provincias de Guayas, Manabí, Los Ríos y Santa Elena.
- Abastecer de agua para riego a la provincia de Los Ríos a través del trasvase Daule-Vinces (2016) y a la provincia de Santa Elena a través del trasvase Santa Elena.
- Controlar inundaciones en poblaciones aguas abajo del embalse.
- Controlar la intrusión salina en el río Guayas.
- Generación hidroeléctrica mediante tres turbinas de 71 MW c/u, aproximadamente 1 015 GWh/año, siendo la segunda reserva energética más importante del país.

El embalse Baba, con una capacidad máxima de 100 hectómetros cúbicos, desde su puesta en operación en 2013 se ha convertido en un elemento fundamental para la captación de aguas hacia el embalse Daule-Peripa, a través del trasvase de la cuenca del río Quevedo a dicho embalse. Sus principales funciones son las siguientes:

- Contribución al llenado del embalse Daule-Peripa mediante el trasvase de agua proveniente del río Quevedo.
- Atenuación de crecientes mediante trasvase de hasta 250 m³/s a la cuenca del Daule-Peripa.
- Generación hidroeléctrica mediante dos turbinas de 21 MW c/u, con una producción media anual de 150 GWh/año.

Información disponible

Red hidrometeorológica

Para el registro en tiempo real de las condiciones meteorológicas e hidrológicas se dispone de una red de 25 estaciones hidrometeorológicas distribuidas en las cuencas vertientes a los embalses y aguas abajo de éstos, con medida de precipitación en las 25. En siete de ellas se mide el nivel en ríos y embalses, y seis disponen de estaciones meteorológicas completas (temperatura, viento, radiación, presión barométrica y humedad) (Figura 4).

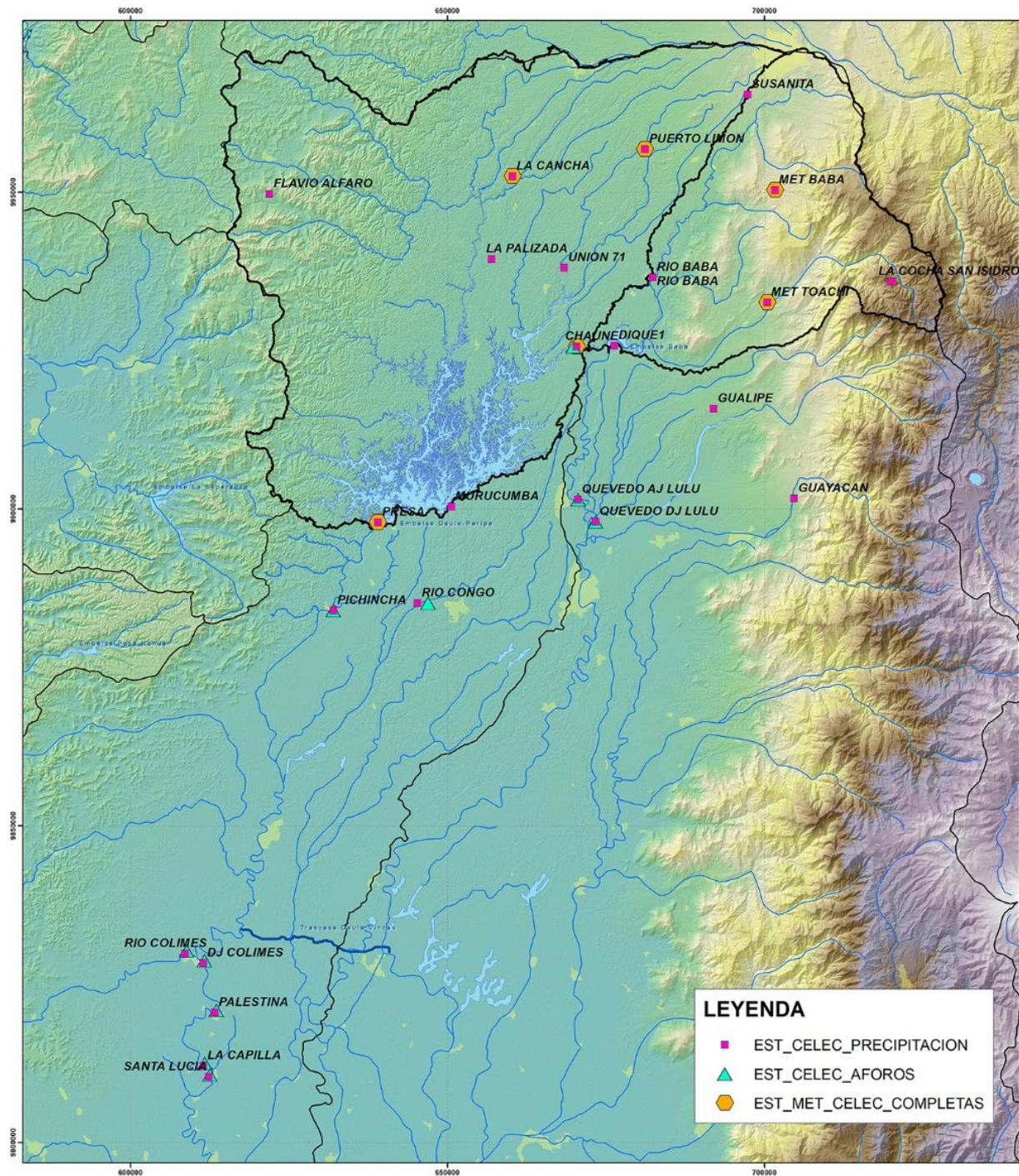


Figura 4. Red de estaciones hidrometeorológicas operadas por CELEC EP Hidronación.

Las diferentes estaciones se comunican por radio con la estación central situada en la presa Daule-Peripa. Aunque la resolución temporal de los datos es variable entre 5 y 30 minutos, dependiendo del tipo de sensor, los datos son enviados a la estación base horariamente y son incorporados mediante *software* SUTRON en una base de datos MySQL.

Base de datos de integración SCADA

Paralelamente al desarrollo del SHAD se ha realizado la integración en un solo servidor de diferentes fuentes de datos de diversos fabricantes, ubicadas en redes dispersas por las centrales hidroeléctricas (Perez-Suarez & Cedeño-Villarroel, 2021).

Los diferentes datos por integrar son los siguientes:

- **Generación bruta:** los medidores de generación bruta de las tres unidades se encuentran monitoreados por el sistema SCADA de la Central Marcel Laniado de Wind y se accederá a sus datos utilizando el servidor OPC.
- **Nivel de descarga:** se encuentra monitoreado por el sistema SCADA de la Central Marcel Laniado de Wind y se accederá a sus datos utilizando el servidor OPC.
- **Nivel del embalse:** el nivel del embalse se encuentra monitoreado en el sistema de meteorología SUTRON y para acceder se establece comunicación con la BDD. Debido a que la información guardada en la base de datos tiene un retardo de al menos 10 minutos, se plantea la opción de conectarse directamente a la red meteorológica

utilizando un conversor análogo a ModbusOnTcp para obtener el dato del nivel del embalse en tiempo real, es decir, directamente del sensor.

- **Generación neta:** se obtiene directamente de los medidores de energía ION por medio de Modbus, consumiendo datos directamente desde el equipo.

Al realizar la integración de los múltiples sistemas existentes en las Centrales de Celce Ep Hidronación se hizo evidente la necesidad de compartir datos desde una base de tipo SQL, facilitando el acceso a los datos de caudales requeridos para el funcionamiento del SHAD.

Pronósticos meteorológicos

Con objeto de mejorar la capacidad predictiva del modelo hidrológico para caudales futuros y disponer de predicciones fiables más allá del tiempo de concentración de las cuencas, se determinó la conveniencia de incorporar pronósticos meteorológicos al sistema, principalmente de precipitación. Para ello se evaluaron diferentes opciones, teniendo en cuenta la fiabilidad de los modelos, así como su resolución espacial y temporal, que a su vez ha tenido influencia en el modelo hidrológico finalmente adoptado.

Con objeto de disponer de la máxima resolución temporal de los modelos hidrológicos con el mayor alcance a futuro del pronóstico se utilizará el modelo MIX proporcionado por METEOMATICS. El modelo Mix utiliza para los primeros 10 días el modelo ECMWF realizado por el European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (Persson, 2001)

con resolución temporal de 1 hora (hasta el 2º día), 3 horas (hasta el 6º día) y 6 horas (hasta el 10º día); a partir del 10º día se usa el modelo NCEP realizado por la NOAA (Saha *et al.*, 2006) hasta el 14º día; después del 14º día se vuelve a usar el ECMWF, que tiene alcance de 46 días, con una resolución temporal de seis horas. Desde este modelo se descargará con resolución horaria la precipitación, además de la temperatura y el flujo de radiación solar (directa + difusa) en W/m^2 .

Para la gestión eficiente de la operación de los embalses es fundamental disponer tanto del ingreso esperado como de su incertidumbre (caudal máximo y mínimo esperado). Para ello, junto con la modelización de la precipitación futura, también se realizará la modelización del modelo meteorológico ECMWF-Ensemble (Molteni, Buizza, Palmer, & Petroliagis, 1996), que a diferencia del modelo ECMWF-IFS (determinístico), se trata de un modelo probabilístico compuesto por 50 miembros (50 diferentes modelizaciones), con pequeñas diferencias en las condiciones iniciales. Mediante la incorporación de los cuantiles 0.1 y 0.9 de este modelo en el sistema, se mejora la estimación de incertidumbre en los pronósticos de caudales, pudiendo así modelizar hidrológicamente los caudales de ingreso esperados para diferentes probabilidades (Dion, Martel, & Arsenault, 2021) (Figura 5).

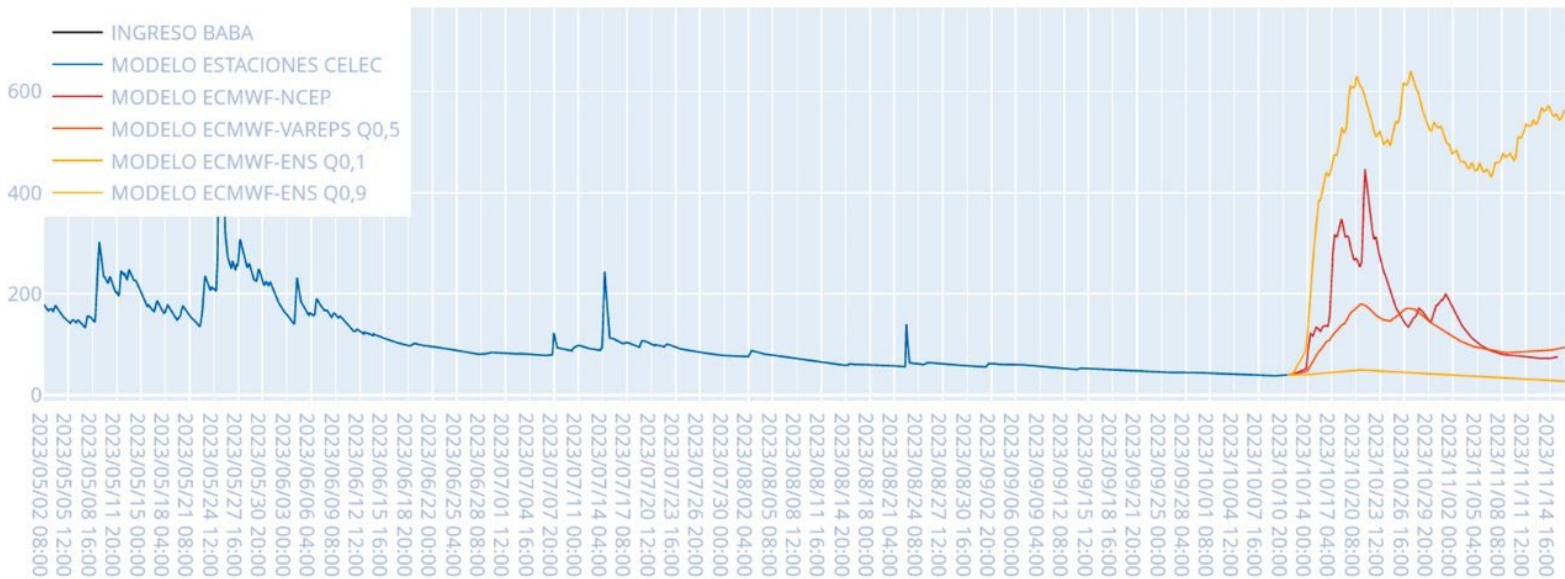


Figura 5. Salida en SHAD de modelos hidrológicos de ingresos al embalse Baba en m^3/s . Estimación hasta el presente mediante red de estaciones y a futuro mediante la incorporación de los modelos MIX y ECMWF Esemble cuantiles 0.1 y 0.9.

El modelo precipitación-escorrentía

Los componentes habituales de un modelo hidrológico son las entradas, condiciones de contorno, parámetros, ecuaciones del modelo y salidas. Existen diversas clasificaciones de los modelos (Jajarmizadeh, Harun, & Salarpour, 2012). Según su estructura, se podrían diferenciar entre abstractos o matemáticos, y con base física (Chow, 1964). Dentro de los matemáticos, a su vez, se podrían dividir en modelos de caja negra o empíricos que buscan establecer la relación entre entradas y salidas sin intentar comprender los diferentes procesos físicos que se dan en el ciclo hidrológico; dentro de éstos estarían, por ejemplo, el método del número

de curva (Bosznay, 1989) o los modelos basados en redes neuronales artificiales (Dawson & Wilby, 2001). Por otro lado estarían los conceptuales y determinísticos, o físicos, que de forma más o menos simplificada, respectivamente, intentan representar los procesos físicos que se dan en la cuenca. En función de la variabilidad espacial también pueden clasificarse como agregados, semidistribuidos y distribuidos.

Para el problema que se nos plantea se ha escogido un modelo conceptual de base física y semidistribuido, pues este tipo de aproximaciones favorece su capacidad de ajuste en diferentes tipos de cuencas con diferentes densidades de estaciones pluviométricas, además de reducir los tiempos de cálculo y calibración del modelo (Knudsen, Thomsen, & Refsgaard, 1986).

Además, por las características del área de estudio era un requerimiento importante disponer de un modelo de gran resolución temporal.

Este modelo deberá tener un buen comportamiento en caudales altos más allá del rango de los datos de calibración o entrenamiento, por lo que se descartarán modelos de tipo caja negra, como los basados en redes neuronales artificiales, debido a riesgo de sobreajuste de este tipo de modelos (Kingston, Maier, & Lambert, 2005).

Se desarrollaron y calibraron dos modelos para las cuencas vertientes a los embalses Daule-Peripa y Baba. Aunque el código utilizado en ambos casos será el mismo, no así lo será el número de subcuencas y tramos de río utilizado para cada una de ellas, que será incluido en el cálculo mediante un archivo externo al modelo que contendrá los datos particulares de cada subcuenca.

El trazado de las subcuencas se hizo en función de las características topográficas de las cuencas y de las estaciones pluviométricas disponibles, de forma que el modelo pueda evaluar adecuadamente la distribución espacial de precipitación captada por las estaciones. Para la cuenca Baba, 7 subcuencas (Tabla 1); para la cuenca Daule-Peripa, 10 subcuencas (Tabla 2).

Tabla 1. Características de las subcuencas contempladas en el modelo hidrológico de ingresos al embalse Baba.

Subcuenca	C_B_01	C_B_02	C_B_03	C_B_04	C_B_05	C_B_06	C_B_07
Area (km ²)	88.81	75.50	307.64	156.67	200.61	274.81	390.58
Tiempo tránsito río (h)	0.00	0.99	0.99	2.33	3.13	3.45	5.11
Tiempo punta cuenca (h)	12.22	11.12	12.34	8.52	20.15	10.78	14.90

Tabla 2. Características de las subcuencas contempladas en el modelo hidrológico de ingresos al embalse Baba.

Subcuenca	C_DP 01	C_DP 02	C_DP 03	C_DP 04	C_DP 05	C_DP 06	C_DP 07	C_DP 08	C_DP 09	C_DP 10
Área (km ²)	402.11	374.32	78.11	379.75	273.31	145.35	297.40	1033.33	672.73	494.11
Tiempo tránsito río (h)	0.00	2.13	2.13	5.19	5.19	10.37	10.37	12.96	12.13	10.37
Tiempo punta cuenca (h)	0.55	3.07	2.60	5.24	5.54	10.27	10.59	12.63	11.90	10.36

A continuación se describen brevemente las soluciones adoptadas para la modelización de los diferentes procesos involucrados en la transformación de precipitación en escorrentía.

Distribución de la precipitación

Para la distribución por áreas de la precipitación se utiliza el método de los coeficientes de Thiessen (Rhynsburger, 1973). Este método se considera el más adecuado debido a que combina sencillez con una adecuada distribución de la precipitación, evitando el efecto de subestimación de valores extremos en los puntos situados entre estaciones (aumentando los mínimos y disminuyendo los máximos), que sí se producen con otros métodos simples de interpolación como IDW, spline o Kriging, con peores resultados para mayores resoluciones temporales (Dirks, Hay, Stow, & Harris, 1998), donde son más determinantes las condiciones de humedad antecedentes.

Esta distribución (Figura 6) consigue una adecuada representación del contenido de humedad en suelo y vegetación, necesaria para una correcta estimación de la infiltración y evapotranspiración en pequeños intervalos de tiempo.

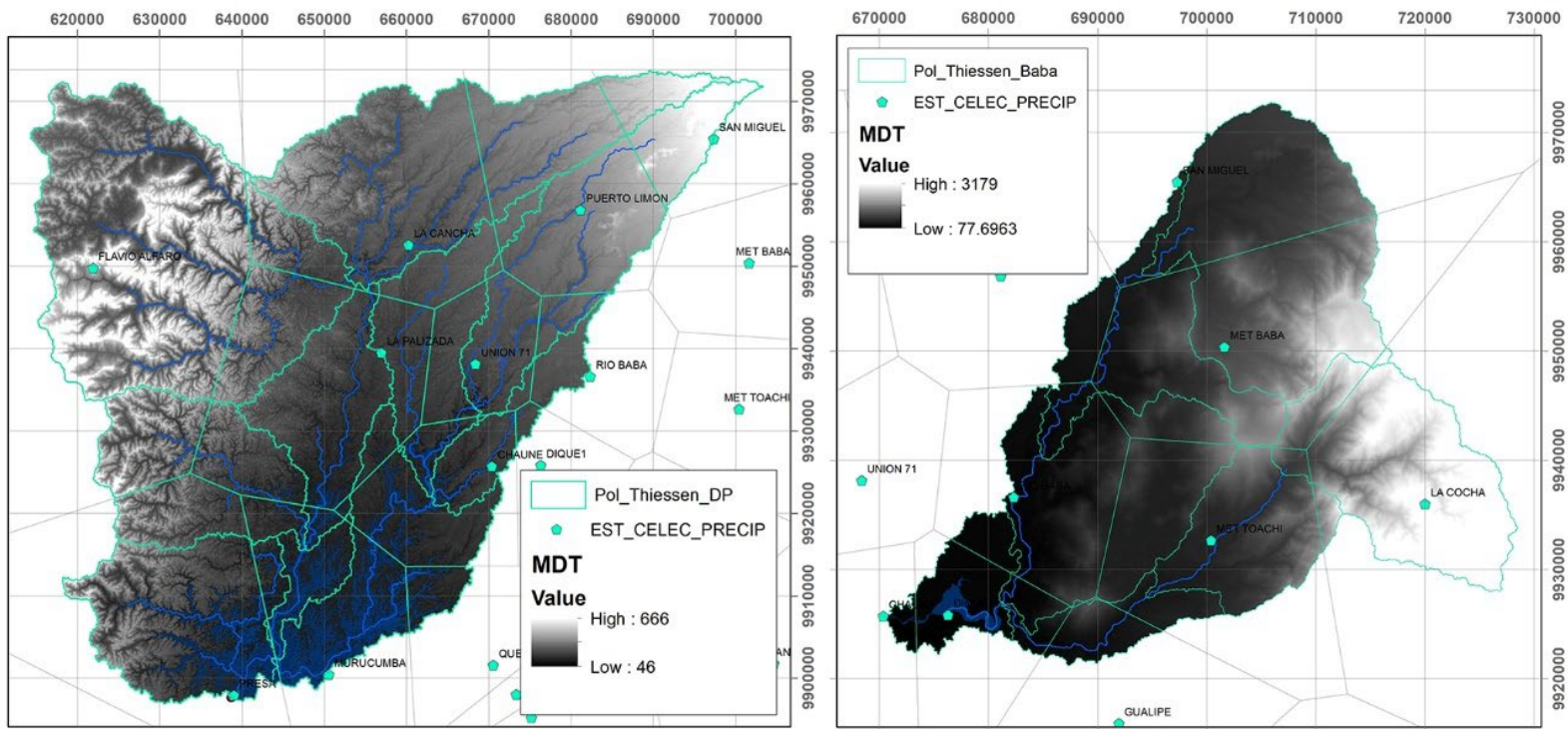


Figura 6. Polígonos de Thiessen para las subcuencas contempladas en los modelos hidrológicos de Daule-Peripa y Baba con modelo digital del terreno (MDT) en metros sobre el nivel del mar (msnm).

Evapotranspiración potencial

La evaporación potencial se calcula mediante el método de Thornthwaite (Palmer & Havens, 1958), adaptado para el cálculo de la evapotranspiración potencial horaria partir de la temperatura media horaria:

$$ETP = 0.02192982 * \left(\frac{10 * T}{I} \right)^a$$

Donde:

T = temperatura media horaria en °C

$$a = 675 * 10^{-9} * I^3 - 771 * 10^{-7} * I^2 + 1792 * 10^{-5} * I + 0.49239$$

$$I = \text{índice de calor anual} = \sum_{mes=1}^{mes=12} \left(\frac{t}{5} \right)^{1.514}$$

t = temperatura media mensual histórica en °C

Para el cálculo de la evapotranspiración potencial en las cuencas (Daule-Peripa y Baba) se utiliza —mediante ponderación por coeficientes de Thiessen— los datos temperatura de tres estaciones meteorológicas disponibles en cada cuenca. Este dato ponderado se utilizará para todas las subcuencas.

Modelo de tanques

Se ha desarrollado un modelo hidrológico de tanques con objeto de realizar la simulación continua de los caudales de entrada a los embalses Daule-Peripa y Baba con resolución horaria. Los modelos de tanques han probado su capacidad de representar caudales en diferentes tipos de cuencas, obteniendo alta precisión en las predicciones con bajos requerimientos computacionales (Kuok, Harun, & Chan, 2011). Este tipo de modelos consisten en conjuntos de tanques con salidas hacia el cauce o hacia los otros tanques (Suryoputro, Suhardjono, Soetopo, & Suhartanto, 2017). Dependiendo de la complejidad de las respuestas de las cuencas ante la precipitación se utilizan habitualmente entre 2 y 4 tanques conectados (Song, Her, Park, & Kang, 2019). En el presente

modelo se han usado tres tanques para representar el comportamiento del agua en las diferentes capas de suelo y uno para representar la interceptación de agua por la vegetación (Figura 7).

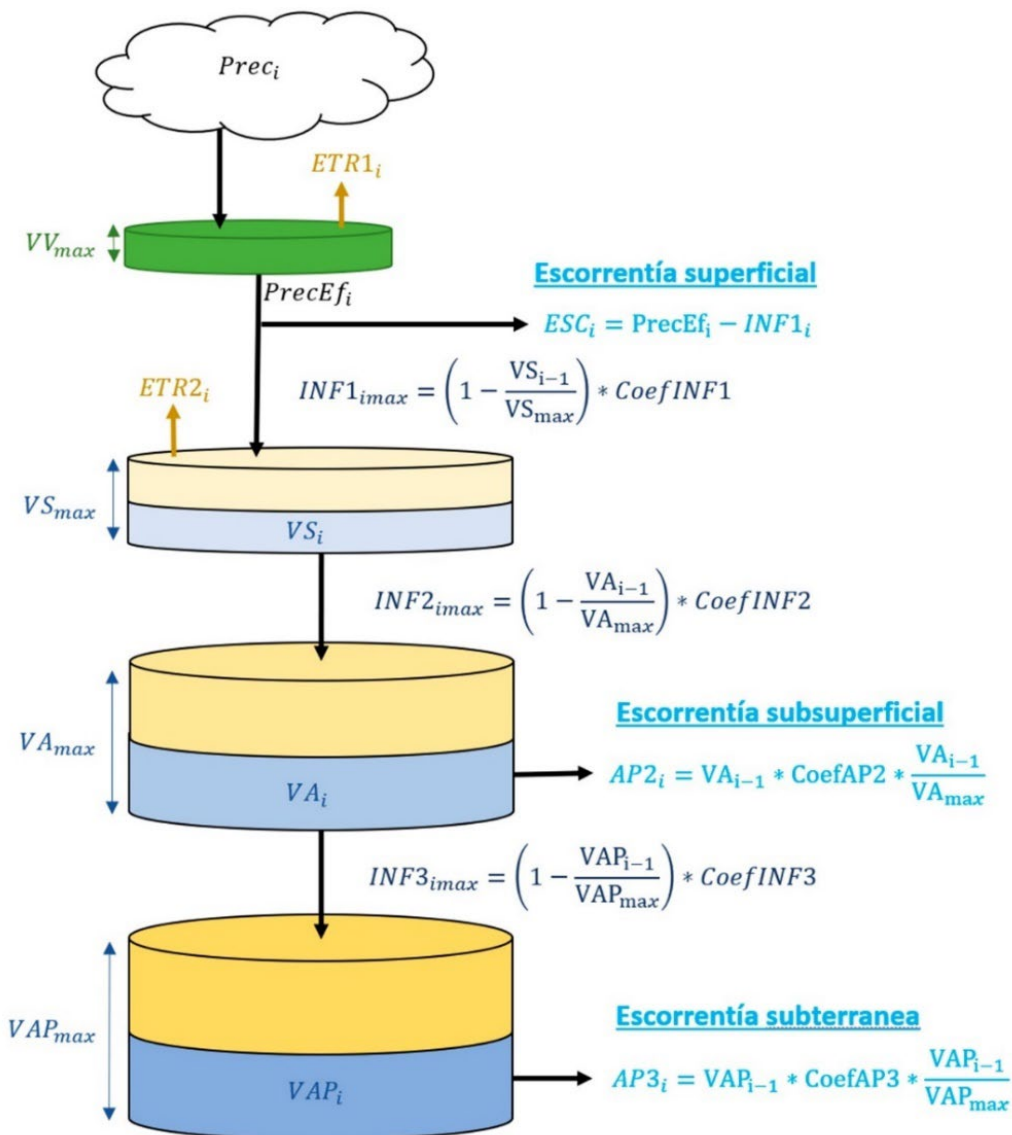


Figura 7. Esquema del modelo utilizado para la transformación de precipitación en escorrentía.

El primer tanque (VV) representa la intercepción de la precipitación que se produce en la vegetación. Para cada intervalo de tiempo, la precipitación efectiva ($PrecEf$) solo se producirá a través del exceso de agua sobre el volumen del tanque ($VVmax$), teniendo en cuenta para cada intervalo de tiempo el volumen inicial, la precipitación y la evapotranspiración ($ETR1$).

El siguiente tanque (VS) representa la capa superficial de suelo donde se encuentran las raíces de la vegetación. Parte o toda la precipitación efectiva se infiltrará ($INF1$) y el restante pasará a formar parte de la escorrentía superficial (ESC). La infiltración ($INF1$) dependerá del volumen de agua disponible en esta capa superficial de suelo al comienzo del intervalo de tiempo calculado. En este tanque se produce también evapotranspiración ($ETR2$).

El tercer tanque (VA) representa el flujo subsuperficial a lo largo de la cuenca; los ingresos se representan como $INF2$ y dependerán del volumen de agua disponible al comienzo del intervalo de tiempo calculado (VAi) y del agua disponible en el tanque anterior (VS_i). Las salidas se producen en forma de escorrentía subsuperficial según descarga lineal ($AP2$) y como infiltración ($INF3$) al siguiente tanque (VAP).

El último tanque (VAP) representa el acuífero profundo donde los ingresos por infiltración desde el tanque anterior ($INF3$) dependerán del volumen de agua disponible en este acuífero profundo al comienzo del intervalo de tiempo calculado (VAP_i). La salida considerada como flujo base de la subcuenca ($AP3$) se calculará en función del volumen de agua disponible y el porcentaje de llenado.

Ambas cuencas se han calibrado en el punto de cierre de los embalses a través del balance hídrico en éstos. Los parámetros calibrados son únicos para todas las subcuencas vertientes a cada embalse: 7 en el caso de Baba y 10 en el caso de Daule-Peripa.

Hidrogramas de salida

El cálculo del hidrograma de salida en las subcuencas se realiza a través del hidrograma unitario triangular propuesto por el Soil Conservation Service (Tschantz, s. f.); se trata de una solución ampliamente utilizada en modelación hidrológica.

El programa lo calcula en función del tiempo de concentración de cada subcuenca, incluido en el archivo externo de parámetros de cada modelo.

Tránsito en cauces

Para cada subcuenca se ha calculado el tiempo de tránsito de los cauces hasta el embalse (Works, 1995), que será el que se aplique al hidrograma de salida de la subcuenca.

Con objeto de considerar la laminación a lo largo del cauce se ha sumado al tiempo de concentración del hidrograma sintético calculado para cada cuenca el tiempo de tránsito a lo largo del cauce multiplicado por un coeficiente de calibración (Figura 8).

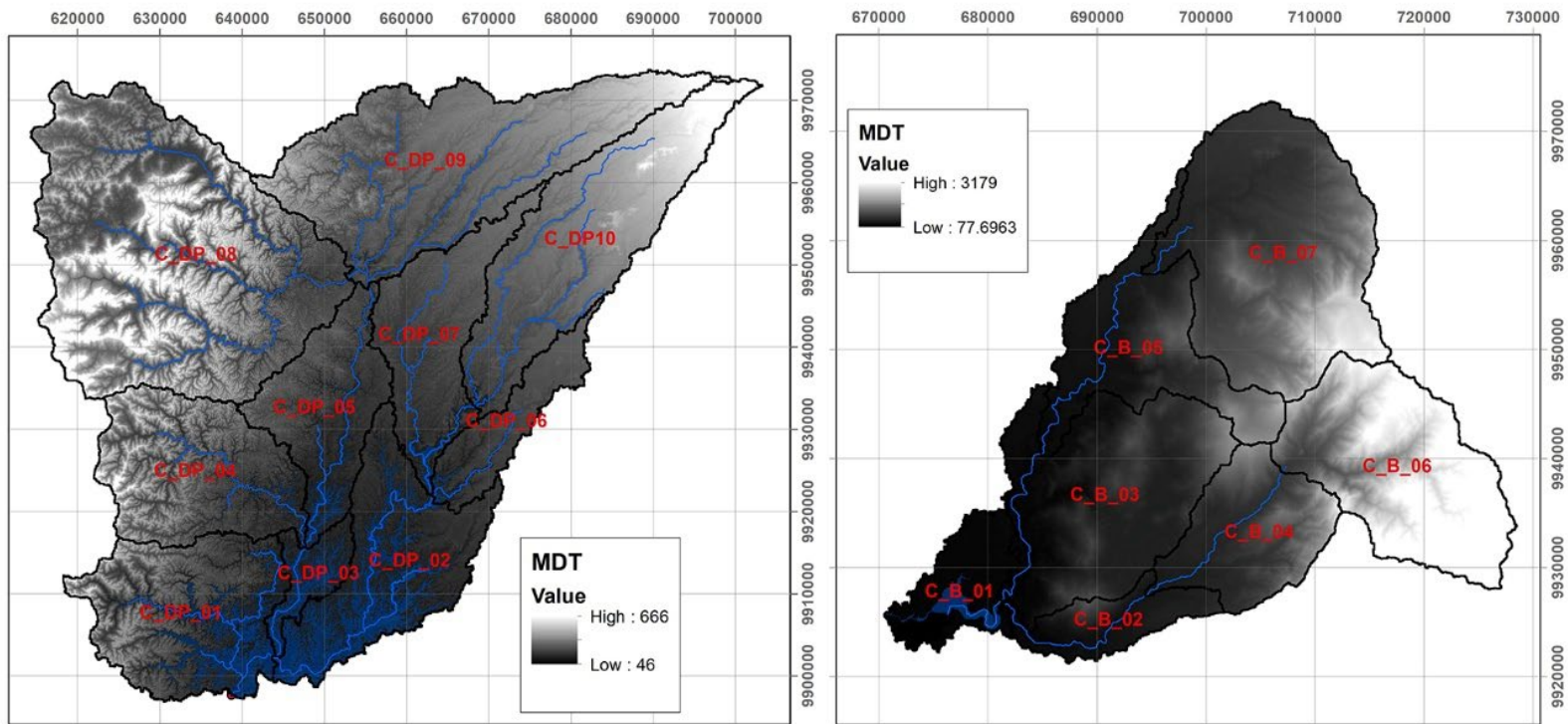


Figura 8. Subcuencas y tramos de río del modelo hidrológico semidistribuido aplicado en las cuencas Daule-Peripa y Baba con MDT (msnm).

Interfaz gráfica

La interfaz gráfica ha sido diseñada para mostrar en tiempo real y de forma clara los principales parámetros hidrológicos y meteorológicos más importantes para la generación hidroeléctrica y operación de los órganos de descarga de las centrales operadas por CELEC EP Hidronación como nivel de embalse; ingresos a partir del modelo hidrológico para diferentes modelos meteorológicos (Figura 4); niveles en los principales cursos de agua aguas debajo de las centrales, o precipitación registrada por las

estaciones meteorológicas (Figura 9 en azul) o prevista con la mayor resolución disponible en los modelos meteorológicos ECMWF y NCEP (Figura 9 en rojo). La precipitación se muestra para cada cuenca ya obtenida la media mediante polígonos de Thiessen o para cada estación por separado con objeto de detectar posibles errores.

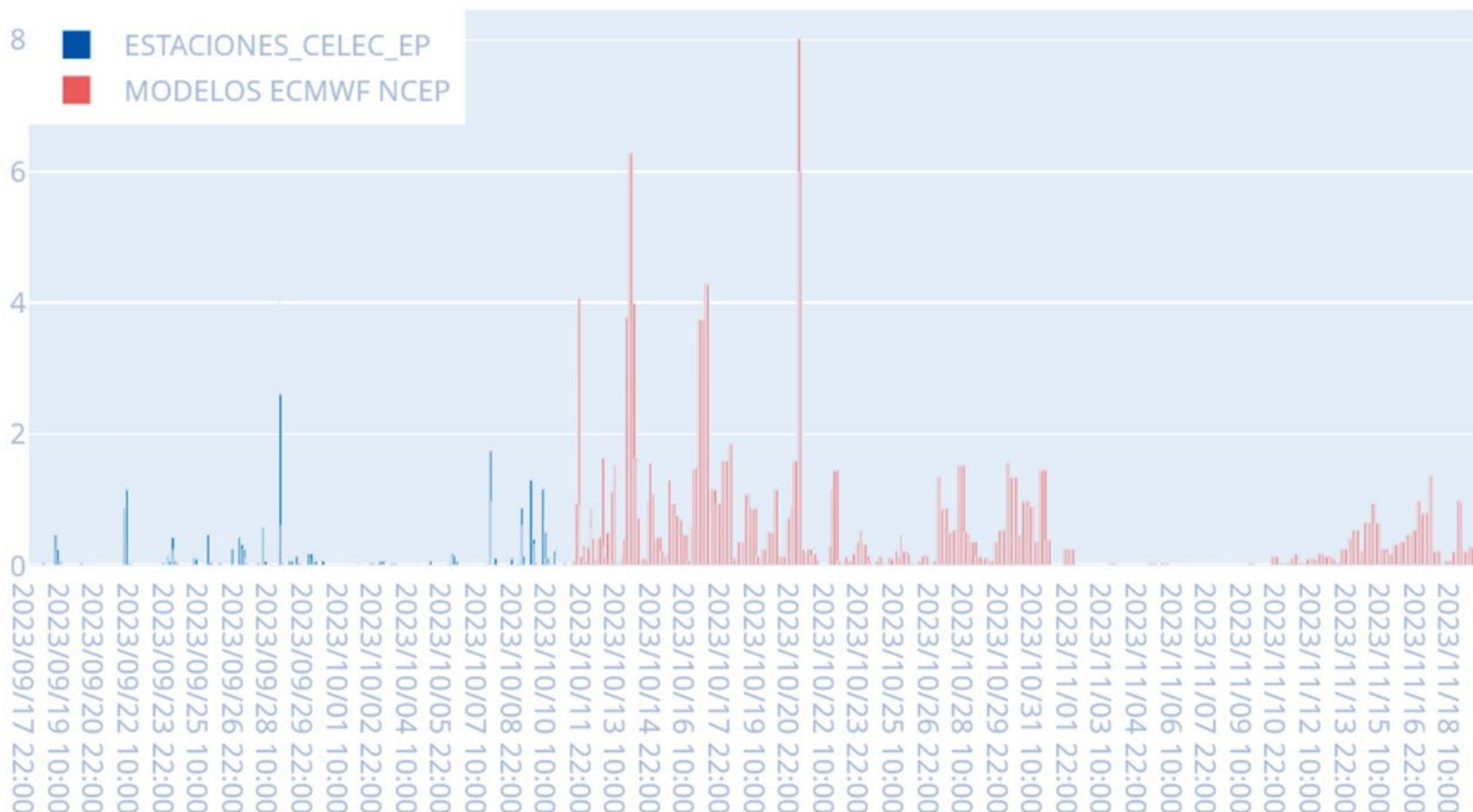


Figura 9. Ejemplo de salida de la interfaz gráfica realizada para el centro de operación de la central Baba.

Ha sido programada mediante la librería *Dash* de Python, que permite compartir la interfaz mediante URL con varios usuarios, permitiendo a cada usuario interactuar con las gráficas de forma independiente gracias a que la renderización se realiza en el propio navegador. La librería *Dash*, mediante *Callbacks*, permite la actualización automática de la información en el navegador y la interacción entre las diferentes gráficas. Así se garantiza la visualización continua de la información actualizada sin necesidad de refrescar la pantalla por parte del operador.

Mediante la interactividad con las gráficas y posibilidad de impresión de éstas se facilita su análisis y la creación rápida de informes ante circunstancias anómalas o de variación repentina.

Resultados

Calibración y validación del modelo

Los periodos de calibración y validación en principio fueron los mismos para las cuencas Daule-Peripa y Baba (11 de octubre de 2020 a 11 de julio de 2021 y 27 de noviembre de 2019 a 7 de julio de 2020, respectivamente), sin embargo los resultados en la validación para el embalse Daule-Peripa no fueron adecuados; ello, por un fenómeno muy marcado de disminución en las precipitaciones que se produjo en 2020 (Validación inicial) y que no fue tan acusado en 2019 (calibración inicial). Este fenómeno se produce debido al movimiento hacia el sur de Ecuador de la zona de convergencia intertropical y es más marcado dependiendo

del año. Por tanto se decidió realizar la calibración del embalse Daule-Peripa con el año 2019-20 y validación con 2020-21.

Los parámetros obtenidos en el proceso de calibración para todas las subcuencas se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros calibrados para las subcuencas contempladas en el modelo hidrológico de ingresos al embalse Baba y al embalse Daule-Peripa.

Subuenca	Baba	Daule-Peripa
VVmax	1.5	1.5
VSmax	6	6
VAmx	225	225
VAPmax	750	400
VV_0	0	0
VS_0	0	0
VA_0	0	0
VAP_0	4.76	10
CoefINF1	20	4.3
CoefINF2	18.5	29.7
CoefINF3	0.35	0.148
CoefAP2	0.013	0.009
CoefAP3	0.0022	0.0004

La calibración se realizó en el punto de desagüe de ambas cuencas, en escala horaria en ambos casos. De manera experta se fijaron valores iniciales, mínimos y máximos para todos los parámetros. Se hizo un algoritmo de búsqueda exhaustiva mediante el cual se realizaron más de 100 000 simulaciones, en primer lugar con ajustes gruesos de diferentes grupos de parámetros simultáneamente, para finalmente efectuar ajustes mediante varios grupos de simulaciones de un solo parámetro, repetitivamente.

Como función objetivo para la calibración y validación del modelo se utilizó el índice de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash & Sutcliffe, 1970), siempre buscando maximizar la función objetivo.

Para la determinación de los parámetros iniciales correspondientes a cada subcuenca se empleó información geoespacial de topografía, usos de suelo y tipos de suelo disponibles, que luego se calibraron y validaron (Resultados 3).

En la Tabla 4 se incluye el índice de eficiencia de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970), junto con otras métricas de calidad habituales.

Tabla 4. Cálculo de coeficientes del modelo hidrológico en escala horaria.

Modelo	Calibración -validación	Periodo	Correlación	Nash- Sutcliffe	Error cuadrático medio	Diferencia de volumen	Caudal medio
Baba	Calibración	11 Oct 2020 a 11 Jul 2021	0.89	0.80	69.76	1.41%	177.33
	Validación	27 Nov 2019 a 7 Jul 2020	0.86	0.71	72.40	-5.87%	177.74
Daule- Peripa	Calibración	27 Nov 2019 a 7 Jul 2020	0.73	0.54	183.17	-0.26%	213.48
	Validación	11 Nov 2020 a 17 Jun 2021	0.72	0.49	285.27	-20.82	327.26

El coeficiente Nash-Sutcliffe puede variar en el rango $-\infty$ a 1. Un coeficiente de 1 significa un ajuste perfecto entre los datos observados y simulados; un coeficiente de 0 significa que el modelo no aporta predicciones mejores que los propios datos observados. Los resultados obtenidos para el intervalo horario de cálculo del modelo se observan en la Tabla 4.

A continuación se incluyen las gráficas de calibración y validación del embalse Baba, ambas realizadas para toda la temporada de lluvias con objeto de obtener un modelo válido para la previsión de caudales durante todo el año, obteniendo un coeficiente de Nash-Sutcliffe para la calibración de 0.80 (Figura 10) y 0.71 para la validación (Figura 11).

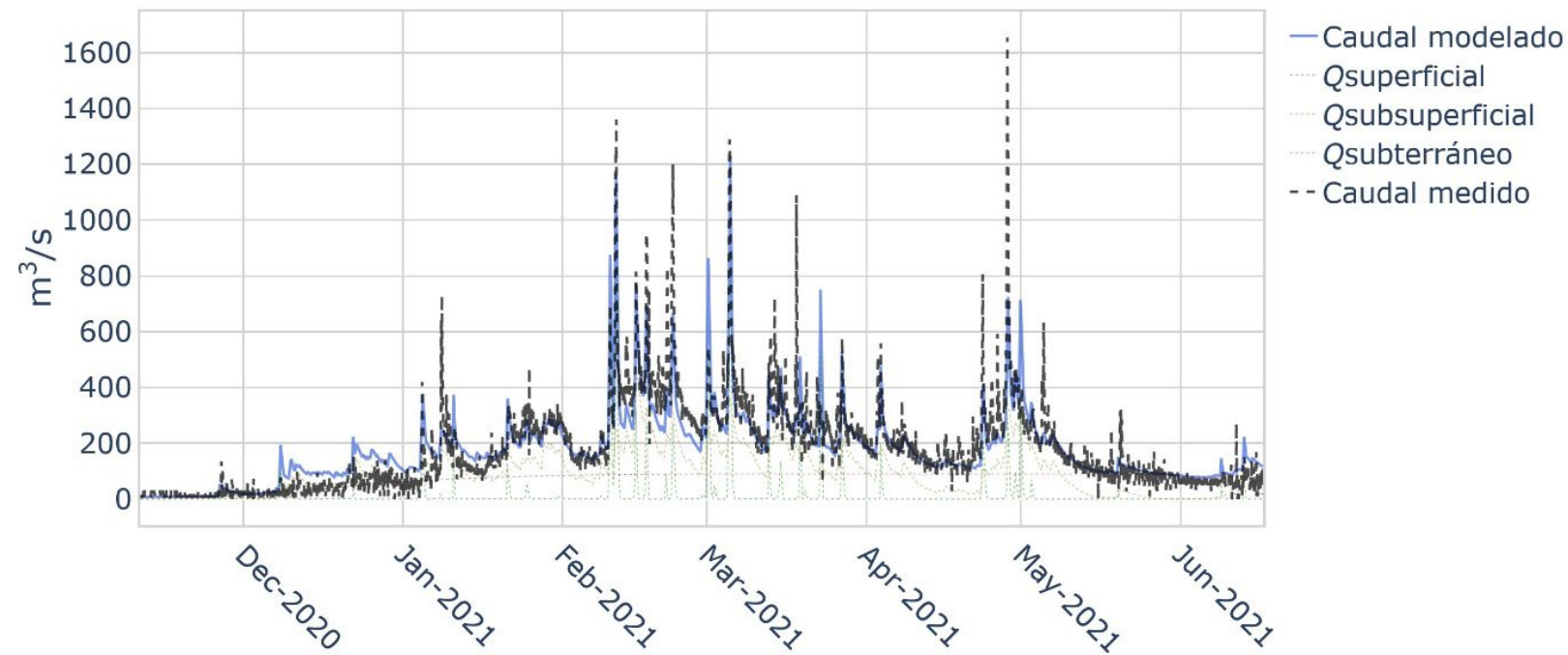


Figura 10. Resultados de la calibración del modelo para el ingreso al embalse Baba en escala horaria.

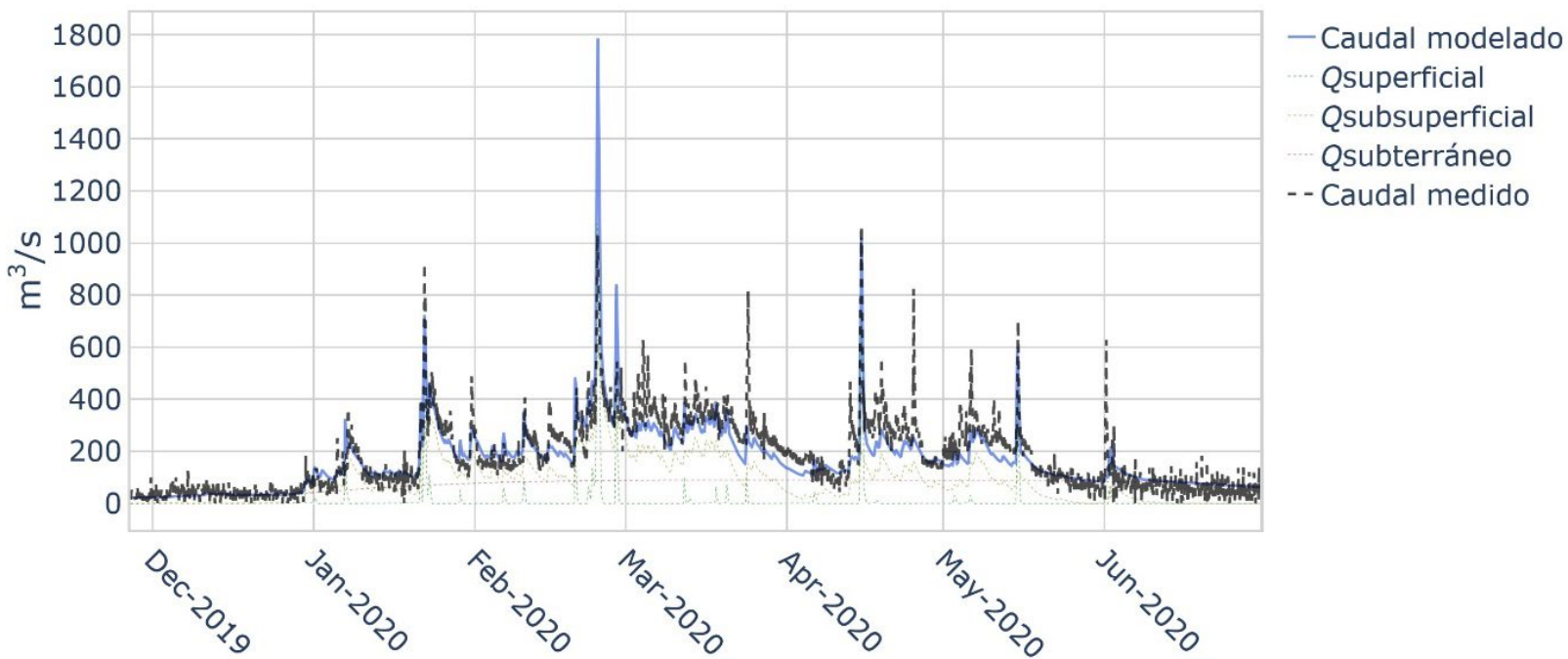


Figura 11. Resultados de la validación del modelo para el ingreso al embalse Baba en escala horaria.

En el caso del embalse Daule-Peripa se ha obtenido un coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0.54 y 0.49, respectivamente, para la calibración (Figura 12) y la validación (Figura 13) (Tabla 3).

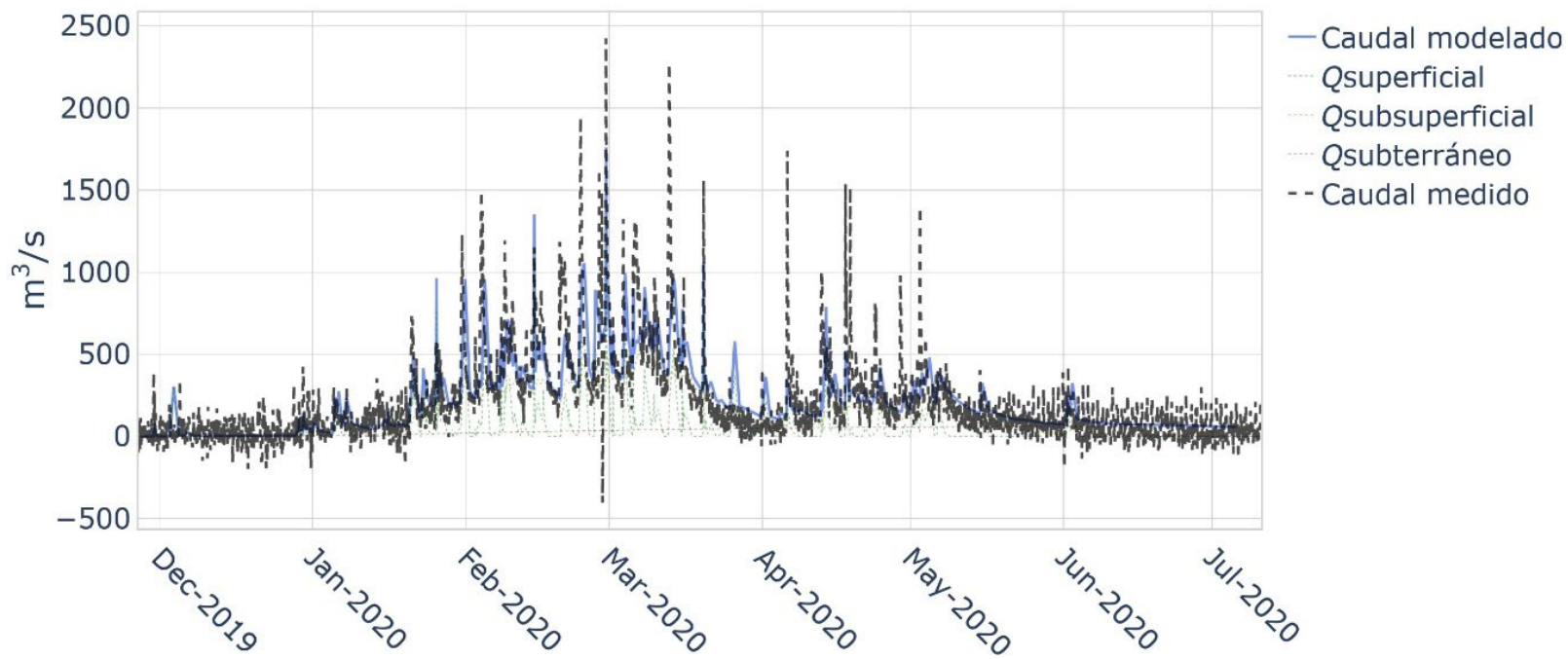


Figura 12. Resultados de la calibración del modelo para el ingreso al embalse Daule-Peripa en escala horaria.

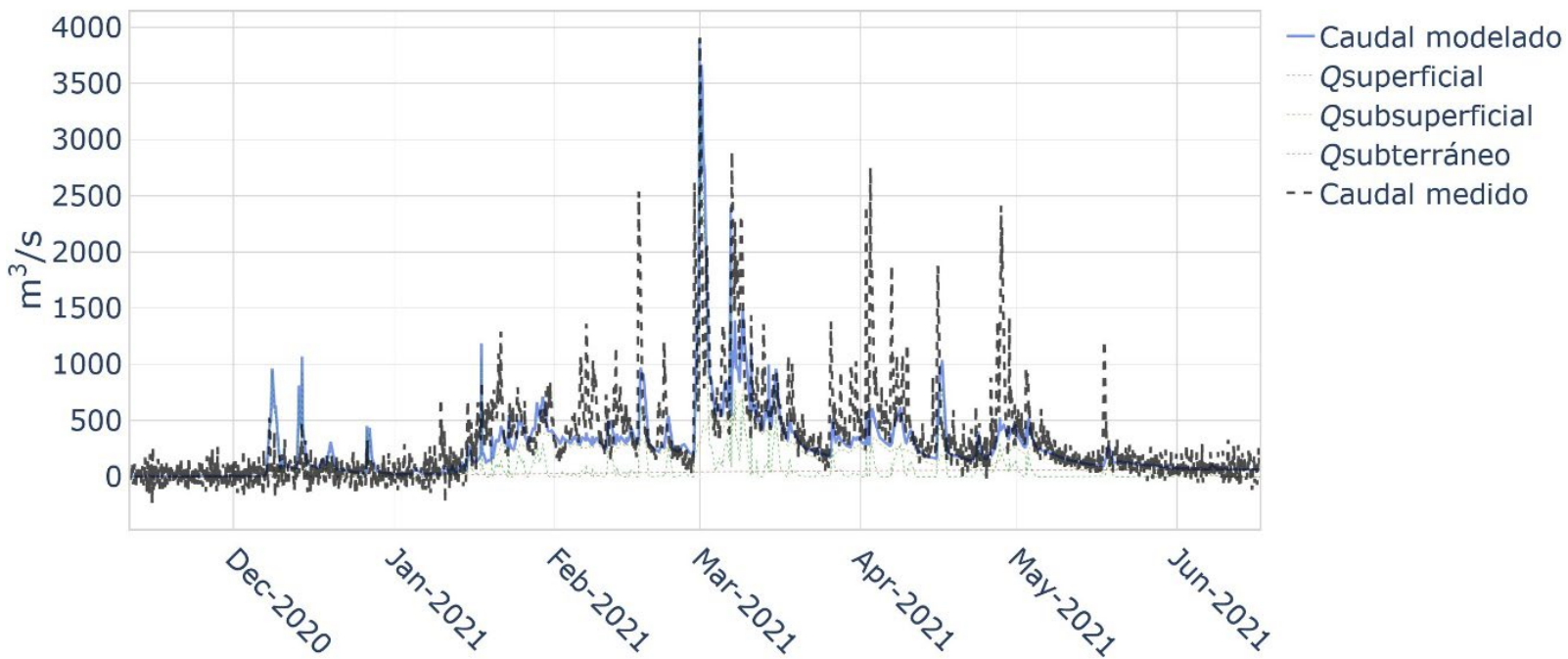


Figura 13. Resultados de la validación del modelo para el ingreso al embalse Daule-Peripa en escala horaria.

Se ha realizado la media diaria de las salidas del modelo horario para analizar su calidad de ajuste en esta escala temporal diaria, obteniendo métricas mostradas en la Tabla 5.

Tabla 5. Cálculo de coeficientes del modelo hidrológico en escala diaria.

Modelo	Calibración - validación	Periodo	Correlación	Nash-Sutcliffe	Error cuadrático medio	Diferencia de volumen	Caudal medio
Baba	Calibración	11 Oct 2020 a 11 Jul 2021	0.93	0.85	56.8	1.4 %	177
	Validación	27 Nov 2019 a 7 Jul 2020	0.89	0.77	60.2	-5.9 %	178
Daule Peripa	Calibración	27 Nov 2019 a 7 Jul 2020	0.87	0.75	115.6	-0.3 %	213
	Validación	11 Nov 2020 a 17 Jun 2021	0.81	0.62	224.2	-20.8 %	327

A continuación se incluyen las gráficas del modelo en escala temporal diaria del embalse Baba, obteniendo en escala diaria un coeficiente de Nash-Sutcliffe para en la calibración de 0.85 (Figura 14) y 0.77 para la validación (Figura 15).

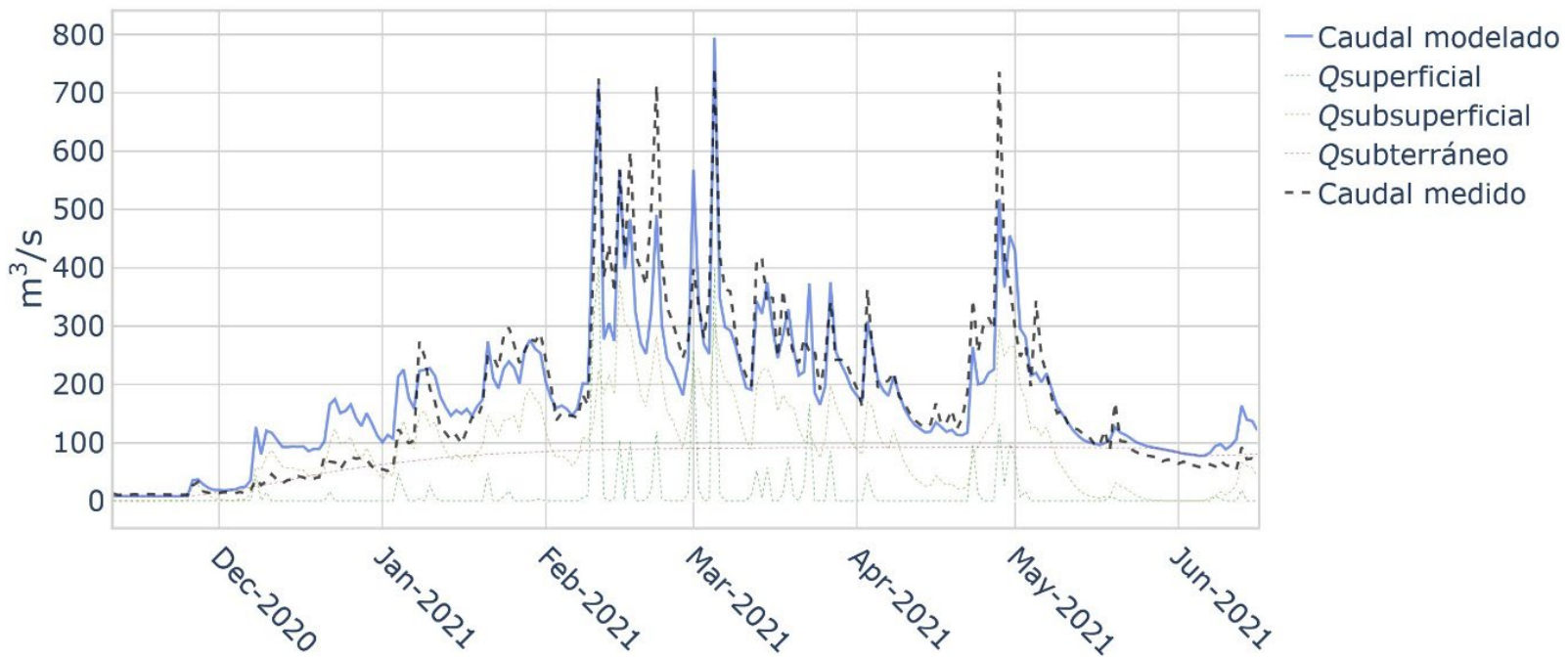


Figura 14. Resultados de la calibración del modelo Baba diario.

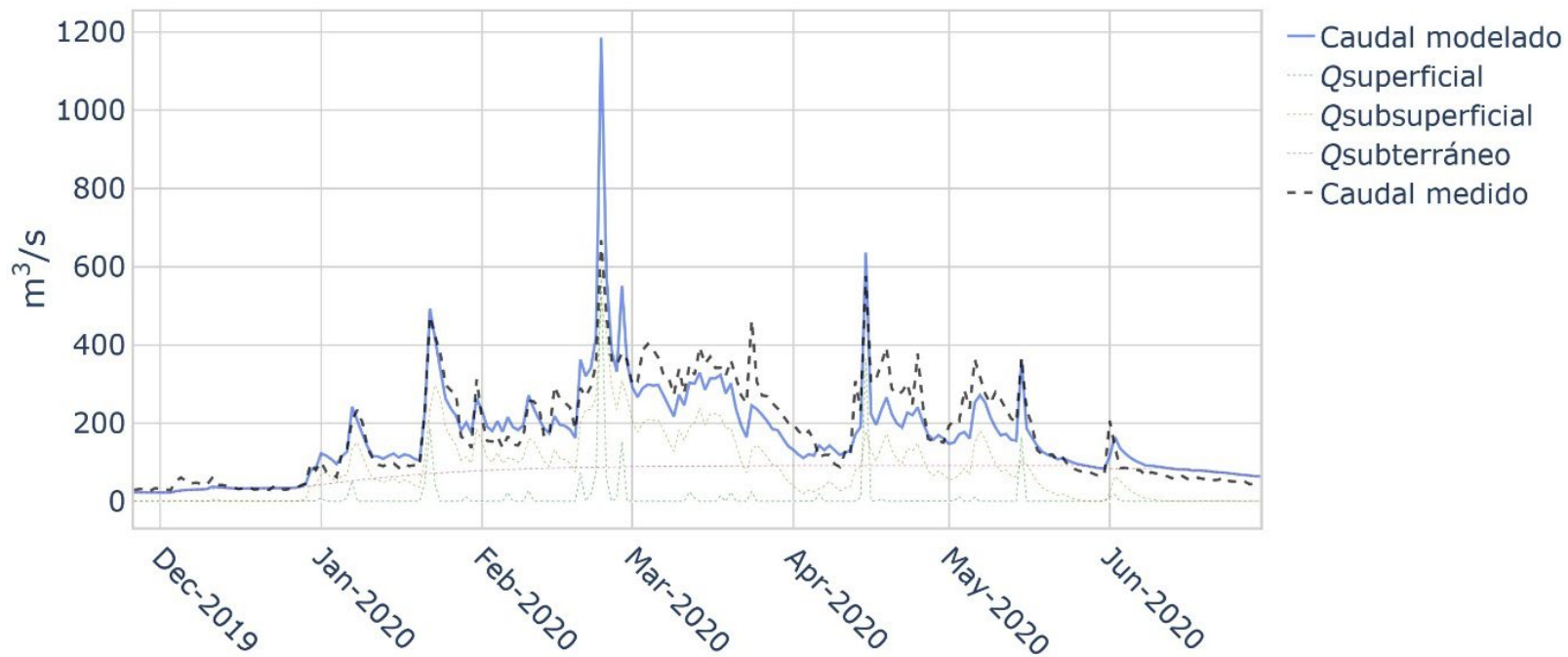


Figura 15. Resultados de la validación del modelo Baba diario.

En el caso del embalse Daule-Peripa se ha obtenido un coeficiente de Nash-Sutcliffe en la calibración (Figura 16) de 0.75 y 0.62 para la validación (Figura 17).

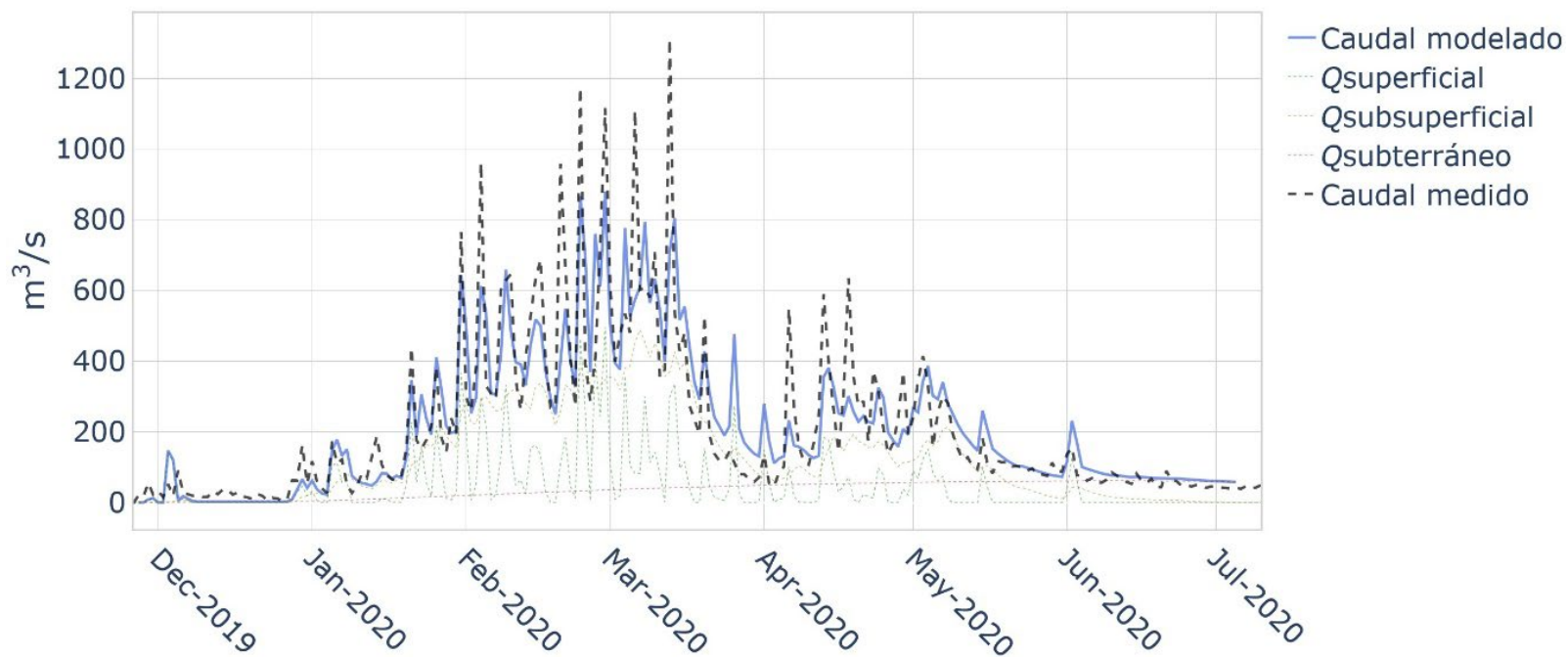


Figura 16. Resultados de la calibración del modelo Daule-Peripa diario.

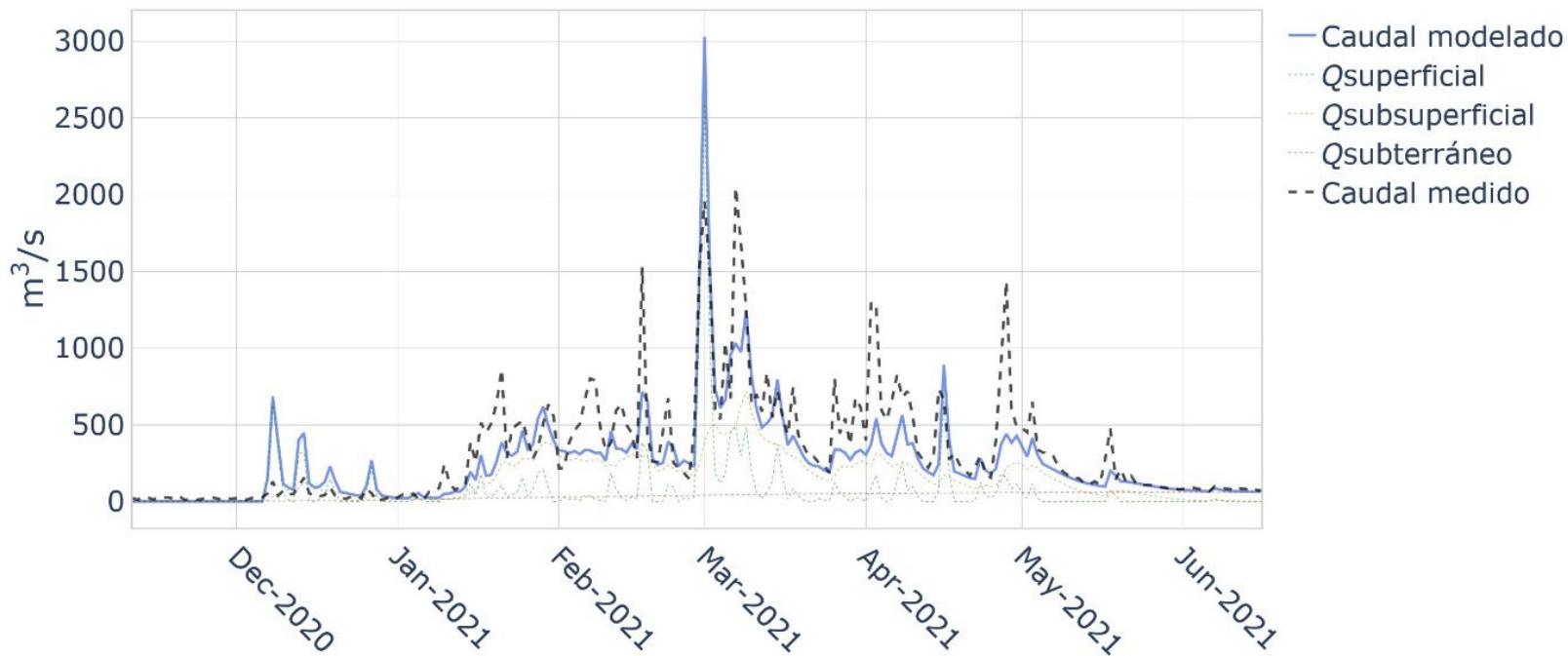


Figura 17. Resultados de la validación del modelo Daule-Peripa diario.

Operación del sistema

El SHAD está operativo para ambas centrales desde enero de 2021, coincidiendo con el comienzo de la temporada de lluvias en la costa de Ecuador. Durante este periodo de uso se ha podido constatar la aportación del SHAD para mejorar la operación de ambas centrales.

Respecto a esta mejora, hasta el momento ha cumplido con tres de sus objetivos principales y que se enuncian a continuación.

Gestión del recurso hídrico

En el caso de los embalses Daule-Peripa y Baba, la optimización de la gestión del recurso hídrico se produce a partir de la minimización del vertido innecesario; en el caso de Baba, la maximización del trasvase de Baba hacia Daule-Peripa permite, incluso en situaciones de sequía, el llenado del embalse.

Esta maximización del trasvase es difícil de evaluar en términos generales, ya que depende de múltiples factores, como los caudales de ingreso, disponibilidad de las unidades de generación o la propia necesidad de maximización, que con niveles altos del embalse Daule-Peripa que garanticen su llenado deja de ser una prioridad. Durante la primera parte de la temporada de lluvias (enero-febrero), debido a la incertidumbre en los caudales futuros de ingreso a los embalses, todos los años se intenta maximizar el trasvase. Teniendo en cuenta la incidencia de muchos otros factores, se puede observar en la Figura 18 la maximización y menor variabilidad en los caudales trasvasados diarios durante los años de funcionamiento del SHAD (2021 y 2022).

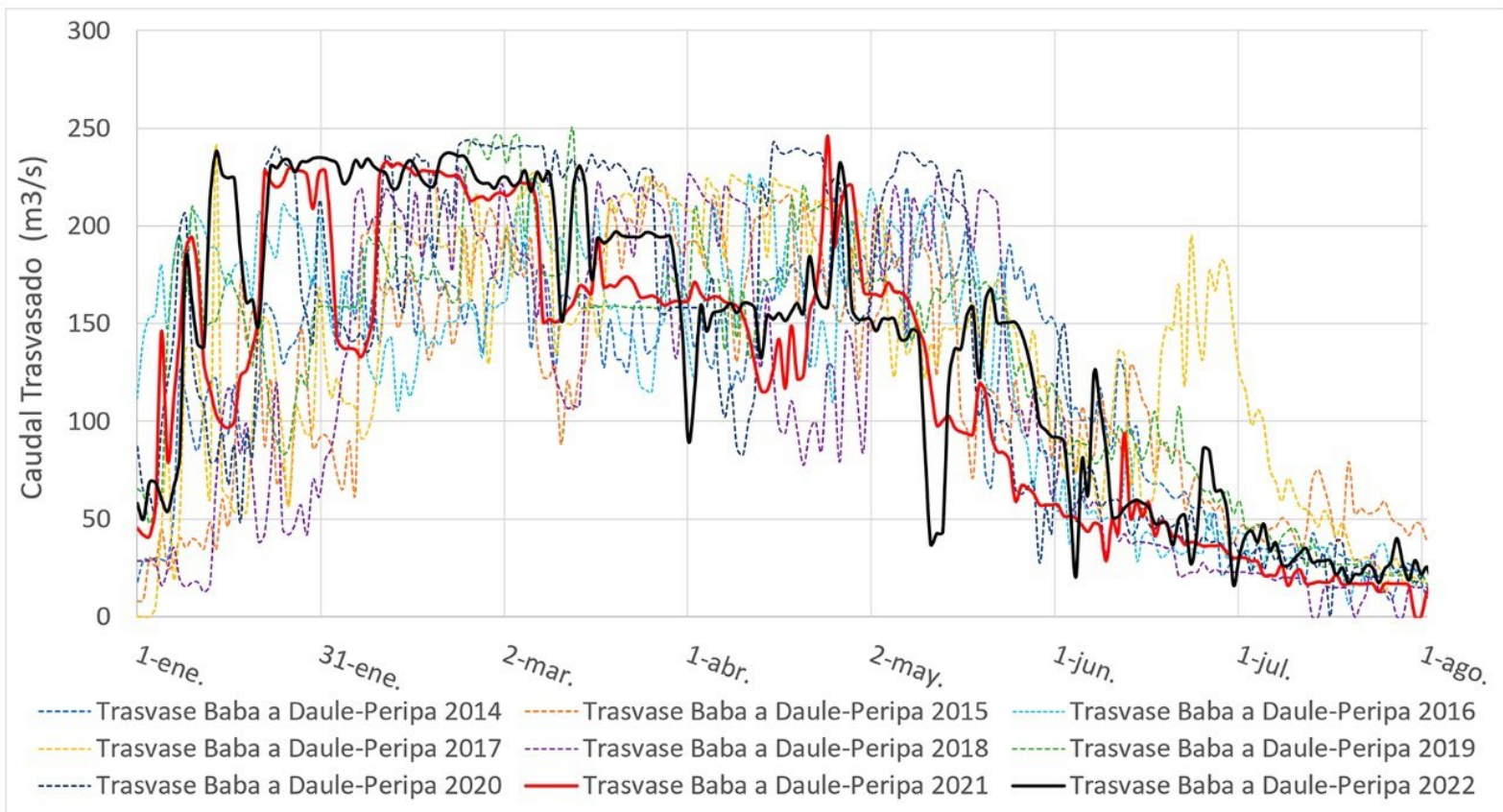


Figura 18. Histórico de caudales trasvasados diarios de Baba a Daule-Peripa durante la temporada de lluvias.

Como ya se comentaba, aunque una menor variabilidad diaria en los caudales trasvasados durante los primeros meses del año podría indicar una mejor gestión del trasvase, hay que tener en cuenta muchos otros factores, por ejemplo que en 2022, los ingresos del 1º de enero al 19 de mayo fueron los mayores desde la puesta en funcionamiento de la central hidroeléctrica ($317.16 \text{ m}^3/\text{s}$), sin embargo, en el caso de 2021, los ingresos para el mismo periodo estuvieron en la media ($256.14 \text{ m}^3/\text{s}$),

por debajo de 2016 (267.25 m³/s), 2017 (275.15 m³/s) y 2019 (278.60 m³/s).

Esta mejora de gestión del recurso es evidente cuando se analizan eventos particulares, en los que gracias al acceso a los datos en tiempo real ha sido posible la optimización de las descargas, evitando vertidos innecesarios y/o excesivos. Una muestra de ello está recogida en la Tabla 6; evitando en 2021, comparado con 2019, el vertimiento desde el embalse Daule-Peripa de aproximadamente 32.80 Hm³, volumen que pudo evitarse verter en 2019 si en ese entonces se hubiera dispuesto del pronóstico de caudal de ingreso. Esto, además de mitigar o evitar las posibles inundaciones en las poblaciones más “bajas” de la cuenca del río Daule y cercanas a sus márgenes, contribuye con la reserva de agua y energética que representa el agua no vertida y el consecuente cumplimiento de los usos consuntivos.

Tabla 6. Eventos de similares características en Daule-Peripa, años 2019 (sin SHAD) y 2021 (con SHAD).

Fecha	Nivel del embalse 24 h 00 (msnm)	Caudales m ³ /s			
		Ingreso	Trasvasado Baba	Turbinado	Vertido
23-may-19	85.298	471.37	163.90	404.40	126.74
24-may-19	85.270	449.05	162.97	405.29	126.52
25-may-19	85.245	419.23	148.67	366.76	126.32
7-may-21	85.286	467.31	166.02	406.51	0.00
8-may-21	85.275	391.43	164.05	405.28	0.00
9-may-21	85.255	349.49	159.92	402.76	0.00

Incremento en la generación

Este incremento puede ser llevado a cabo de dos maneras: con el incremento del trasvase desde la Central Baba hacia el embalse Daule-Peripa o como un aumento en la generación en cualquiera de las dos centrales.

A manera de ejemplo (Tabla 7), se tomará el 9 de febrero de 2021. A las 22:00 h, las condiciones de operación en la central Baba eran las siguientes: potencia máxima (aproximadamente 17.5 MW por unidad); nivel del embalse en la cota de 116.00 msnm; ningún vertido por el vertedero Pico de Pato; extravasor cerrado. Mediante monitoreo del SHAD se detectó una previsión de incremento en el caudal de ingreso y se procedió a la apertura el extravasor al máximo para trasvasar a Daule-Peripa 70 m³/s adicionales al caudal turbinado. Gracias a la capacidad de tomar decisiones previamente al incremento de caudales, se consiguió maximizar el trasvase, con el consiguiente aumento de la generación en la central Marcel Laniado de Wind.

Tabla 7. Eventos del 9 y 10 de febrero de 2021 en la presa Baba.

Fecha	Hora	Nivel embalse (msnm)	Caudales m ³ /s			
			Ingreso	Vertedero	Turbinado	Extravasor
9-feb	22:00	116.00	207.44	0.00	151.07	0.00
	23:00	116.04	326.07	8.00	151.07	70.00
	0:00	116.08	337.10	19.00	151.07	70.00
10-feb	4:00	116.43	653.83	206.00	153.90	70.00
	5:00	116.51	695.66	270.00	153.94	70.00
	6:00	116.53	569.66	287.00	153.93	70.00

DetECCIÓN temprana de eventos de inundación

En la temporada de mayores precipitaciones en la región Costa, mediante el monitoreo del SHAD ha sido posible la detección temprana de todos los eventos con posibilidad de causar daños por inundaciones aguas arriba y aguas abajo del embalse con al menos tres horas de anticipación (ocho horas generalmente), facilitando así la generación y comunicación temprana de boletines (internos) de alerta. Gracias al modelo hidrológico también se han podido identificar con una exactitud de ± 2 horas la llegada de los caudales “pico” a los embalses.

Discusión y conclusiones

Se ha desarrollado un sistema (SHAD CELEC EP Hidronación) de ayuda a la gestión de los recursos hídricos para las cuencas aportantes a los embalses Daule-Peripa y Baba. Dicha herramienta se ha implantado como sistema con el que se gestionan los recursos hidroeléctricos de las centrales hidroeléctricas Marcel Laniado de Wind y Baba.

La herramienta integra sistemas de recopilación y almacenamiento de datos en tiempo real tanto de la red de estaciones hidrometeorológicas como de un módulo meteorológico, un modelo hidrológico desarrollado específicamente para la cuenca e interfaces gráficas que facilitan enormemente las tareas de los técnicos encargados de la gestión de los embalses. La herramienta integra componentes *software* y *hardware* para automatizar por completo los procesos de captación e incorporación de los datos de diferentes fuentes: estaciones meteorológicas, estaciones de

caudal, modelos meteorológicos, modelos hidrológicos, además de integrar servicios de almacenamiento de dicha información de forma segura, con la posibilidad de integrar en el futuro nuevas funcionalidades o mejora de éstas.

El embalse Baba, con un volumen de 100 Hm^3 y un ingreso medio diario durante la temporada de lluvias de $253 \text{ m}^3/\text{s}$, se convierte durante esta época en un embalse de régimen diario (con caudales similares a la capacidad de trasvase a Daule-Peripa), por lo que era fundamental disponer de pronósticos de calidad en escala horaria. En el caso de Daule-Peripa, con un volumen máximo de $3\,000 \text{ Hm}^3$ y un ingreso promedio de $280 \text{ m}^3/\text{s}$, es un embalse de régimen anual, donde un modelo de escala diaria se considera suficiente para su manejo tanto en lo relativo a producción hidroeléctrica como en gestión de avenidas.

El modelo de la cuenca vertiente al embalse Baba tiene un NSE 0.8 para la calibración y 0.71 para la validación mientras que para la cuenca Daule-Peripa se obtuvieron NSE de 0.75 y 0.62 para calibración y validación, respectivamente, así que los ajustes de ambos modelos se pueden considerar satisfactorios. Los peores coeficientes obtenidos para Daule-Peripa se deben tanto a la ausencia de datos de precipitación en el suroeste de la cuenca como a la dificultad de realización del balance hídrico en el embalse debido a su gran volumen y longitud (en algunos ramales de más de 70 km). Hay que señalar que se está trabajando en la mejora del modelo de Daule-Peripa mediante la instalación de nuevas estaciones pluviométricas.

Aun a la espera de estas últimas mejoras, el modelo hidrológico se integra de forma adecuada en el sistema de gestión, convirtiendo a este

SHAD es una herramienta que automatiza los procesos de recopilación, tratamiento y predicción meteorológica e hidrológica.

El análisis preliminar comparativo de la gestión de los recursos hídricos de la cuenca, realizada desde la puesta en operación del SHAD, muestra evidencias de mejoras significativas en lo relativo a la eficiencia en la gestión de las centrales hidroeléctricas, así como la mejora en la gestión del recurso hídrico para otros fines que la producción hidroeléctrica o la detección automática temprana de posibles eventos de inundación.

El SHAD permitirá la implementación de sistemas de alerta temprana por inundación aguas abajo de las centrales, mediante la incorporación de sistemas de comunicación efectiva con la población.

Asimismo, resulta una herramienta importante para el proceso de elaboración de los planes de gestión de cuencas hidrográficas en los gobiernos autónomos descentralizados cantonales y provinciales, utilizando los modelos hidrológicos desarrollados para la validación técnica de las propuestas, y como ayuda para la implementación de medidas de ordenamiento territorial, fundamentales para fortalecer la capacidad de adaptación al cambio climático, los fenómenos meteorológicos extremos, las sequías e inundaciones.

Como ya se ha comentado, se está trabajando en la actualidad en la instalación de nuevas estaciones pluviométricas con las que mejorar la previsión del modelo hidrológico. También supondrá una notable mejora disponer automáticamente de los registros de caudales de los órganos de desagüe, como compuertas y vertederos, de forma que el total de

descargas y balance hídrico en los embalses se pueda calcular de modo automático por el sistema.

Para mejora de los modelos meteorológicos también sería deseable la participación más activa a nivel país en los proyectos internacionales de modelación meteorológica, registrando y compartiendo datos meteorológicos que permitan la mejora predictiva de estos modelos en nuestras áreas de interés.

Referencias

- Ahmad, A., El-Shafie, A., Razali, S. F. M., & Mohamad, Z. S. (2014). Reservoir optimization in water resources: A review. *Water resources management*, 28(11), 3391-3405.
- Alley, R. B., Emanuel, K. A., & Zhang, F. (2019). Advances in weather prediction. *Science*, 363(6425), 342-344.
- Bendix, J., Gämmerler, S., Reudenbach, C., & Bendix, A. (2003). A Case study on rainfall dynamics during El Niño/La Niña 1997/99 in Ecuador and surrounding areas as inferred from GOES-8 and TRMM-PR observations niederschlagsdynamik während El Niño/La Niña 1997/99 in Ecuador und benachbarten Gebieten—Eine Fallstudie auf der Basis von GOES-8-und TRMM-PR-Daten. *Erdkunde*, 57(2), 81-93.
- Beven, K. J. (2011). *Rainfall-runoff modelling: The primer*. New York, USA: John Wiley & Sons.
- Bosznay, M. (1989). Generalization of SCS curve number method. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 115(1), 139-144.

- Cenace, Centro Nacional de Control de Energía. (2022). *Informe operativo anual 2021*. Recuperado de <http://www.cenace.gob.ec/informe-anual-2021/>
- Chow, V. T. (1964). *Handbook of applied hydrology: A compendium of water-resources technology*. New York: McGraw-Hill.
- Dawson, C. W., & Wilby, R. L. (2001). Hydrological modelling using artificial neural networks. *Progress in Physical Geography*, 25(1), 80-108.
- De Guenni, L. B., García, M., Munoz, A. G., Santos, J. L., Cedeño, A., Perugachi, C., & Castillo, J. (2017). Predicting monthly precipitation along coastal Ecuador: ENSO and transfer function models. *Theoretical and Applied Climatology*, 129(3-4), 1059-1073.
- Dion, P., Martel, J.-L., & Arsenault, R. (2021). Hydrological ensemble forecasting using a multi-model framework. *Journal of Hydrology*, 600, 126537.
- Dirks, K. N., Hay, J. E., Stow, C. D., & Harris, D. (1998). High-resolution studies of rainfall on Norfolk Island: Part II: Interpolation of rainfall data. *Journal of Hydrology*, 208(3-4), 187-193.
- Hersh, M. A. (1999). Sustainable decision making: The role of decision support systems. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics, Part C (Applications and Reviews)*, 29(3), 395-408.
- Hidalgo-Proañó, M. (2017). Variabilidad climática interanual sobre el Ecuador asociada a ENOS. *Revista Cienciamérica*, 6(2), 42-47.

- Jajarmizadeh, M., Harun, S., & Salarpour, M. (2012). A review on theoretical consideration and types of models in hydrology. *Journal of Environmental Science and Technology*, 5(5), 249-261.
- Johnson, L. E. (1986). Water resource management decision support systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 112(3), 308-325.
- Kingston, G. B., Maier, H. R., & Lambert, M. F. (2005). Calibration and validation of neural networks to ensure physically plausible hydrological modeling. *Journal of Hydrology*, 314(1-4), 158-176.
- Knudsen, J., Thomsen, A., & Refsgaard, J. C. (1986). WATBAL: A semi-distributed, physically based hydrological modelling system. *Hydrology Research*, 17(4-5), 347-362.
- Kuok, K. K., Harun, S., & Chan, C. P. (2011). Investigation best number of tanks for hydrological tank model for rural catchment in humid region. *Journal of The Institution of Engineers*, 72, 1-11.
- Mariotti, A., Ruti, P. M., & Rixen, M. (2018). Progress in subseasonal to seasonal prediction through a joint weather and climate community effort. *npj Climate and Atmospheric Science*, 1(1), 1-4.
- Molteni, F., Buizza, R., Palmer, T. N., & Petroliagis, T. (1996). The ECMWF ensemble prediction system: Methodology and validation. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 122(529), 73-119.
- Mysiak, J., Giupponi, C., & Rosato, P. (2005). Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modelling & Software*, 20(2), 203-214.

- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.
- Palmer, W. C., & Havens, A. V. (1958). A graphical technique for determining evapotranspiration by the Thornthwaite method. *Monthly Weather Review*, 86(4), 123-128.
- Paz, J., Del Jesús, M., Kelman, R., Navas, S., Okamura, L., & Feliu, E. (2019). *Vulnerabilidad al cambio climático y medidas de adaptación de los sistemas hidroeléctricos en los países andinos*. Washington, DC, USA: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Perez-Suarez, R. A., & Cedeño-Villarreal, M. A. (2021). *Optimización del sistema de descarga de agua del vertedero de la presa Daule Peripa* (trabajo fin de master). Escuela Superior Politécnica del Litoral, ESPOL, Guayaquil, Ecuador.
- Persson, A. (2001). *User guide to ECMWF forecast products*. Recuperado de http://cedadocs.ceda.ac.uk/1218/1/ECMWF_user_guide_2001.pdf
- Raimonet, M., Oudin, L., Thieu, V., Silvestre, M., Vautard, R., Rabouille, C., & Le Moigne, P. (2017). Evaluation of gridded meteorological datasets for hydrological modeling. *Journal of Hydrometeorology*, 18(11), 3027-3041.
- Recalde-Coronel, G. C., Barnston, A. G., & Muñoz, Á. G. (2014). Predictability of December–April rainfall in coastal and Andean Ecuador. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 53(6), 1471-1493.

- Rhynsburger, D. (1973). Analytic delineation of Thiessen polygons. *Geographical Analysis*, 5(2), 133-144.
- Rossum, G. (1995). *Python reference manual*. Recuperado de <https://ir.cwi.nl/pub/5008>
- Saha, S., Nadiga, S., Thiaw, C., Wang, J., Wang, W., Zhang, Q., Van den Dool, H. M., Pan, H.-L., Moorthi, S., Behringer, D., Stokes, D., Peña, M., Lord, S., White, G., Ebisuzaki, W., Peng, P., & Xie, P. (2006). The NCEP Climate Forecast System. *Journal of Climate*, 19(15), 3483-3517. DOI: 10.1175/JCLI3812.1
- Sitterson, J., Knightes, C., Parmar, R., Wolfe, K., Avant, B., & Muche, M. (2018). *An overview of rainfall-runoff model types*. Recuperado de <https://scholarsarchive.byu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=3977&context=iemssconference>
- Smith, P. J., Pappenberger, F., Wetterhall, F., Del Pozo, J. T., Krzeminski, B., Salamon, P., Muraro, D., Kalas, M., & Baugh, C. (2016). On the operational implementation of the European Flood Awareness System (EFAS). In: *Flood forecasting* (pp. 313-348). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Song, J.-H., Her, Y., Park, J., & Kang, M.-S. (2019). Exploring parsimonious daily rainfall-runoff model structure using the hyperbolic tangent function and Tank model. *Journal of Hydrology*, 574, 574-587.

- Suryoputro, N., Suhardjono, Soetopo, W., & Suhartanto, E. (2017). Calibration of infiltration parameters on hydrological tank model using runoff coefficient of rational method. *AIP Conference Proceedings*, 1887(1), 020056. DOI: 10.1063/1.5003539
- Tschantz, B. A. (s.f.). SCS user-defined storm hydrograph (SCS-USH). In: *Hydraulics and hydrology in the small computer age* (pp. 1274-1279). Reston, USA: ASCE.
- Wang, C., Deser, C., Yu, J. Y., DiNezio, P., & Clement, A. (2017). El Niño and Southern Oscillation (ENSO): A review. *Coral reefs of the eastern tropical Pacific: Persistence and loss in a dynamic environment*, 85-106. DOI: 10.1007/978-94-017-7499-4_4
- Wardropper, C., & Brookfield, A. (2022). Decision-support systems for water management. *Journal of Hydrology*, 610, 127928.
- Works, D. of P. (1995). *California culvert practice, second*. Sacramento, USA: DPW, Division of Highways Sacramento, CA.

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-07

Artículos

Evaluación del riesgo por sequía hidrológica en áreas urbanas de México: Guadalajara y Monterrey

Hydrological drought risk assessment in urban areas of Mexico: Guadalajara and Monterrey

Heidy Viviana Castellano-Bahena¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1387-516X>

David Ortega-Gaucin², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5336-7442>

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, heidy.castellano@posgrado.imta.edu.mx

²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, dortega@tlaloc.imta.mx

Autora para correspondencia: Heidy Viviana Castellano-Bahena, heidy.castellano@posgrado.imta.edu.mx

Resumen

A pesar de su importancia, existe relativamente poca investigación centrada en el riesgo por sequía en las ciudades. Por ello, el presente trabajo tiene como objetivo proponer una metodología para la evaluación del riesgo por sequía hidrológica en áreas urbanas de México y sus

respectivos organismos operadores de agua potable, alcantarillado y saneamiento (OOAPAS). Esta metodología se aplicó en dos de las zonas urbanas más importantes del país: el área hidropolitana de Monterrey (AHM), y el área metropolitana de Guadalajara (AMG). El periodo de estudio fue de 2008-2018. Para la evaluación del riesgo se adoptó el enfoque contextual, que define este concepto en función de la amenaza, exposición y vulnerabilidad del sistema analizado. Para el cálculo de la amenaza se utilizó el índice de sequía de los caudales fluviales (SDI-12), y para la evaluación de la vulnerabilidad y la exposición se emplearon indicadores socioeconómicos, ambientales y de gestión institucional. Los resultados indican que las áreas de estudio son muy sensibles a las sequías hidrológicas, es decir, al déficit de escurrimientos superficiales que ingresan a sus fuentes de abastecimiento de agua. La tendencia del índice de vulnerabilidad en estas áreas va a la baja. Con respecto al índice de exposición y riesgo por sequía, la tendencia es ir en aumento en ambas áreas. Los resultados obtenidos demostraron que la metodología propuesta es factible y útil en la evaluación del riesgo por sequía en las áreas de estudio, y puede ser aplicada en otras zonas urbanas del país.

Palabra clave: sequía hidrológica, agua potable, ciudades, vulnerabilidad, exposición, capacidad de adaptación, Guadalajara, Monterrey.

Abstract

Despite its importance, there is relatively little research focused on drought risk in cities. Therefore, the present work aims to propose a methodology for the evaluation of hydrological drought risk in urban areas

of Mexico and their respective drinking water, sewerage and sanitation operating organizations (OOAPAS, by its Spanish acronym). This methodology was applied in two of the most important urban areas of the country: The Monterrey hydropolitan area (AHM), and the Guadalajara metropolitan area (AMG). The study period was 2008-2018. For the risk assessment, the contextual approach was adopted, which defines this concept based on the hazard, exposure and vulnerability of the analyzed system. To calculate the hazard, the Streamflow Drought Index (SDI-12) was used, and socioeconomic, environmental, and institutional management indicators were used to assess vulnerability and exposure. The results indicate that the study areas are very sensitive to hydrological droughts, that is, to the deficit of surface runoff that enters their sources of water supply. The vulnerability index trend in these areas is downward. Regarding the drought exposure and risk index, the trend is to increase in both areas. The results obtained showed that the proposed methodology is feasible and useful in assessing of drought risk in the study areas, and can be applied in other urban areas of the country.

Keyword: Hydrological drought, drinking water, cities, vulnerability, exposure, adaptive capacity, Guadalajara, Monterrey.

Recibido: 20/12/2022

Aceptado: 01/10/2023

Publicado Online: 19/10/2023

Introducción

En las últimas décadas, México ha enfrentado severos episodios de sequía, con impactos negativos en los distintos sectores socioeconómicos (Conagua, 2014; Esparza, 2014; Torres-Lima, 2015; Breña-Naranjo, 2021). Debido al gran crecimiento de la población en las áreas urbanas, éstas son cada vez más sensibles a las sequías hidrológicas, las cuales se producen cuando el déficit de precipitación en las cuencas de aportación se prolonga en el tiempo, y se combina con las presiones antrópicas de demanda de aguas superficiales y subterráneas, provocando una reducción considerable en el suministro de las fuentes de abastecimiento (ríos, lagos, manantiales, embalses y acuíferos). Por ello, algunas ciudades requieren constantemente nuevas fuentes de agua y desarrollo de infraestructura hidráulica, sobre todo aquéllas que padecen escasez crónica del vital líquido (donde la demanda del recurso supera a la oferta), como la Ciudad de México, Guadalajara y Monterrey (García, Benítez, & Gaudiano, 2012; Torres & Barajas, 2013; Aguilar-Barajas, Sisto, & Ramírez, 2015; FAMM, 2018). Así, las urbes se enfrentan a reducciones recurrentes en el agua disponible ocasionadas por las frecuentes sequías, cuyos efectos se ven exacerbados por la gestión inadecuada del recurso hídrico y el enorme crecimiento urbano (Pineda-Pablos & Salazar-Adams, 2016).

La atención al fenómeno de las sequías en las últimas décadas se ha basado en un enfoque reactivo y no en la gestión del riesgo (Ortega-Gaucin & Velasco, 2013). Las evaluaciones de riesgo por sequía constituyen el primer paso para identificar las causas que generan los impactos y, de esta manera, facilitar el cambio de paradigma para la

puesta en práctica de las medidas de prevención y mitigación (Knutson, Hayes, & Philips, 1998). Al respecto, se han realizado diversos estudios que proponen cómo medir el riesgo por sequía. De manera resumida, se puede citar el trabajo de Blauhut (2020), que hace una revisión de 82 artículos a nivel internacional relacionados con el riesgo por sequía, además de otros 26 artículos que se consultaron sobre el mismo tema, los cuales se recopilan en el trabajo de Castellano-Bahena y Ortega-Gaucin (2022). Así, el total de artículos revisados fueron 108 del periodo 2001-2021, donde se observa que el 67 % se trata de trabajos relacionados con agricultura; el 25 %, con múltiples amenazas; solo el 2 % con sequía hidrológica, y el 6 % restante con temas asociados con la silvicultura, energía eléctrica, estrés por déficit hídrico y salud (Castellano-Bahena & Ortega-Gaucin, 2022). A pesar del número creciente de estos estudios, se observó que existe muy poca investigación respecto a las metodologías de riesgo urbano por sequía; de los trabajos revisados, solo en cinco de ellos se encontró involucrada el área urbana de manera indirecta y son los trabajos elaborados por Welle y Birkmann (2015); Neri y Magaña (2016); Sena, Ebi, Freitas, Corvalan y Barcellos (2017); Ortega-Gaucin, De-la-Cruz-Bartolón y Castellano-Bahena (2018), y Ahmadelipour, Moradkhani, Castelletti y Magliocca (2019).

Por lo tanto, tomando en cuenta las áreas de oportunidad y los vacíos de conocimientos detectados sobre el tema en cuestión, en este trabajo se desarrolló una metodología para evaluar el riesgo por sequía hidrológica en áreas urbanas de México. Las áreas de estudio donde se aplicó esta metodología fueron las siguientes: área hidropolitana de Monterrey (AHM), y área metropolitana de Guadalajara (AMG), incluyendo sus respectivos organismos operadores de agua potable,

alcantarillado y saneamiento (OOAPAS), es decir, los Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey (SADM), y el Sistema Intermunicipal de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado de Guadalajara (SIAPA). El riesgo por sequía en estas áreas de estudio se evaluó mediante la determinación de índices de riesgo que se calcularon a partir de la combinación de índices de amenaza, exposición y vulnerabilidad a la sequía, tal como se describe en el siguiente apartado.

Materiales y métodos

Áreas de estudio

AHM

El área metropolitana de Monterrey comprende 13 municipios; la región “hidropolitana” se trata de un conjunto de relaciones geopolíticas y de poder, moldeadas históricamente por un ideal de desarrollo y modernización que ubica a las ciudades como espacios prioritarios en la satisfacción de necesidades básicas, es decir, servicios de agua potable, saneamiento y energía eléctrica (Perló & González, 2005). Por otro lado, ese conjunto de relaciones de poder político tiene manifestaciones concretas en la producción del espacio urbano (Raffestin, 1993). SADM delimitó el área hidropolitana a nueve municipios: Monterrey, Apodaca, García, San Pedro Garza García, General Escobedo, Guadalupe, Juárez, San Nicolás de los Garza y Santa Catarina (Conagua, 2015c) (Figura 1a). SADM presta los servicios de agua potable, drenaje sanitario y saneamiento al AHM (Conagua, 2015a). El abastecimiento de agua

potable al AHM proviene de un 68 % de fuentes superficiales, que se componen de tres presas: La Boca, Cerro Prieto y El Cuchillo; el 32 % restante proviene de aguas subterráneas (Semarnat, 2011; Ortega-Gaucin, 2012; Torres & Barajas, 2013; FAMM, 2018) (Figura 1b y 1c).

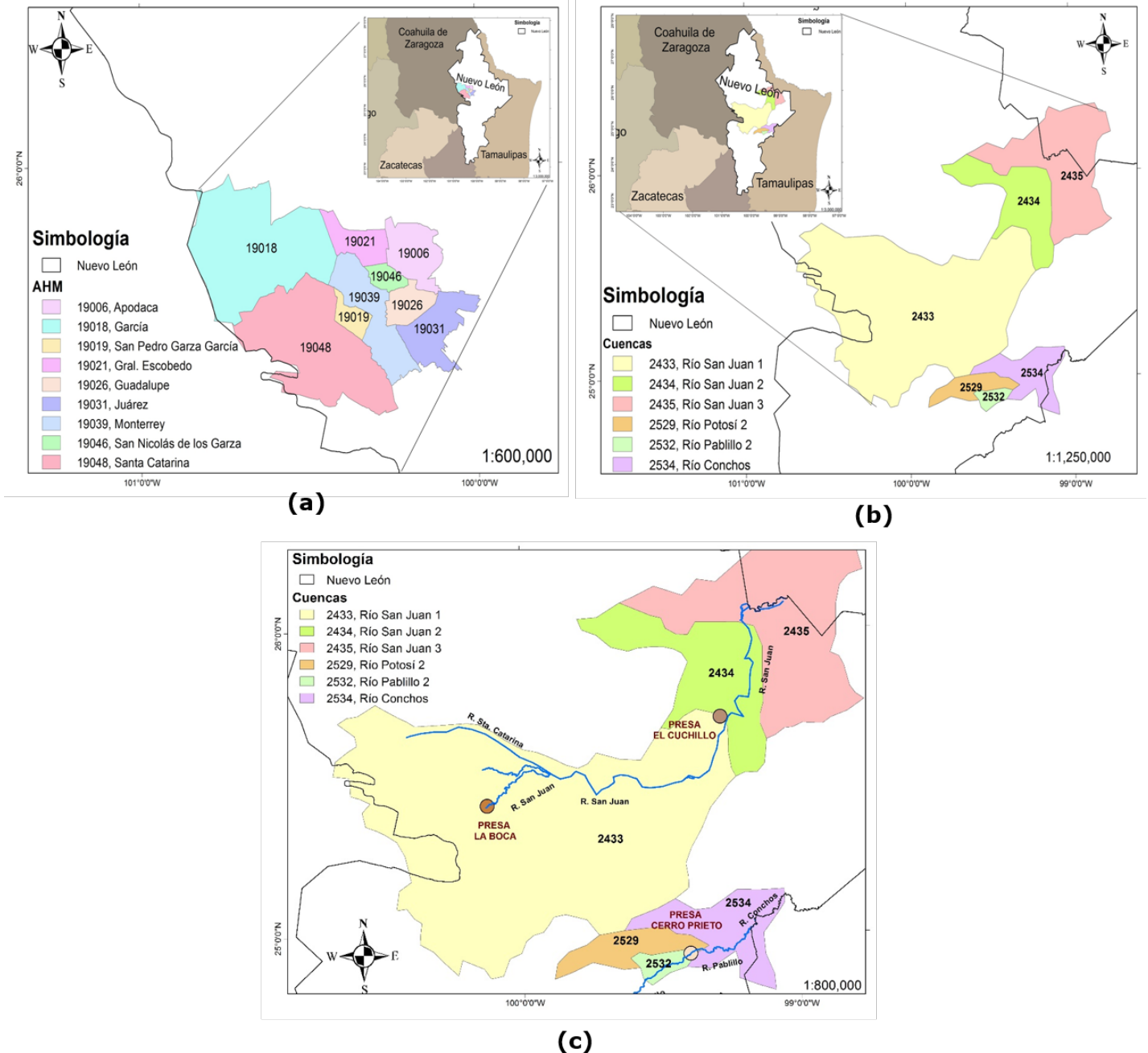


Figura 1. Área de estudio AHM: (a) municipios que integran el AHM; (b) cuencas donde se encuentran las fuentes de agua superficial; (c) fuentes de abastecimiento superficiales.

El AHM se encuentra en una zona semiárida, según la clasificación climática de Köppen, y por ende se enfrenta a una baja disponibilidad natural de recursos hídricos. El comportamiento histórico de las lluvias en el AHM y zonas aledañas presentan un alto grado de variabilidad interanual, donde se observan lluvias inferiores al promedio (622 mm) y ocasionalmente se han presentado lluvias relativamente abundantes, incluso superiores a los 1 000 mm (Aguilar-Barajas *et al.*, 2015). Se realizó un análisis del comportamiento histórico de las lluvias en la región de estudio y se observó que en el periodo de 1980-2018 ocurrieron 11 años con lluvias por debajo de la media (28.1 %); el año más seco en este periodo fue 2011, con un déficit de precipitación de 25.28 % con respecto a la media; el año más lluvioso fue 2010 con 1 331 mm.

AMG

El AMG está integrada por nueve municipios de acuerdo con el decreto del gobierno del estado de Jalisco, denominado Decreto 25400 (Gobierno del Estado de Jalisco, 2015). Sin embargo, para efectos de la prestación de servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento por parte del SIAPA, existe un convenio para prestar estos servicios solamente a los municipios de Guadalajara, Zapopan, San Pedro Tlaquepaque y Tonalá (Decreto 24805/LX/13) (Gobierno del Estado de Jalisco, 2013). Por tanto, solo se consideró a estos municipios (Figura 2a), como el área de estudio para este proyecto. El origen del suministro al AMG para el uso público-urbano proviene del lago de Chapala, la presa Calderón y el conjunto de sistemas de pozos profundos (Conagua, 2009a) (Figura 2b y 2c).

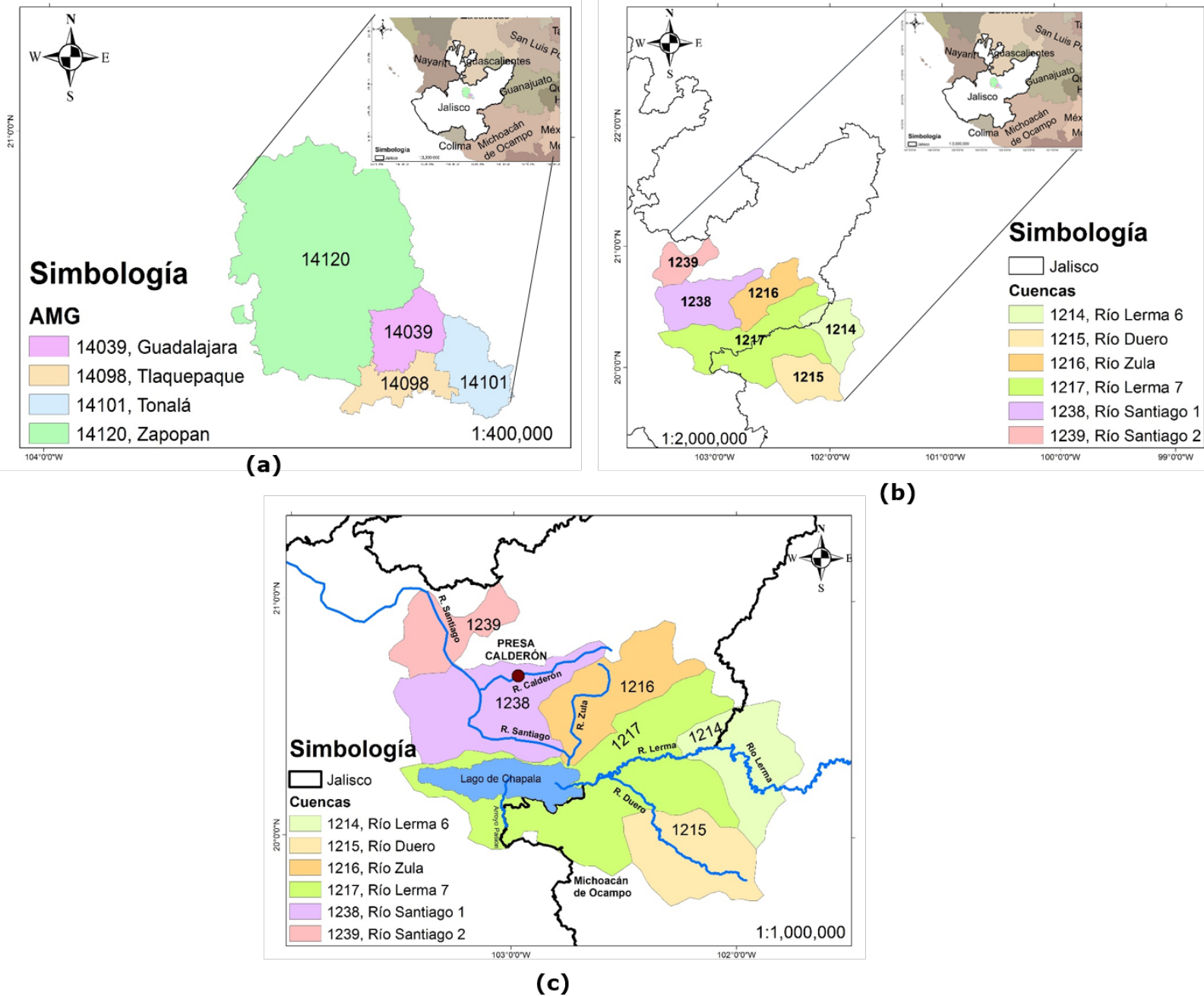


Figura 2. Área de estudio AMG: (a) municipios que integran el convenio con el SIAPA; (b) cuencas donde se encuentran las fuentes de agua superficial; (c) fuentes de abastecimiento superficiales.

El 68 % del territorio del estado de Jalisco presenta clima cálido subhúmedo a lo largo de la costa y zona centro; 18 %, templado subhúmedo en las partes altas de las sierras; y 14 % seco y semiseco en el norte y noreste del estado (INEGI, 2013). La precipitación media anual del AMG es de 865 mm, superior en 12 % a la media nacional, que es de 772 mm (Conagua, 2009a). Se hizo un análisis del comportamiento histórico de las lluvias en la región de estudio y se observó que en el periodo de 1980-2018 ocurrieron 20 años con lluvias por debajo de la media (51.3 %); el año más seco en este periodo fue 2011, con un déficit de precipitación de 45.6 % con respecto a la media; el año más lluvioso fue en 1992 con 1 122 mm.

Evaluación del riesgo por sequía hidrológica

El riesgo, en general, se define como la consecuencia anticipada del evento adverso. Más específicamente, en el área científica de los peligros naturales, el riesgo puede definirse como una amenaza real o existente para un sistema (vida, salud, propiedad, infraestructura, economía y medio ambiente), dada su exposición y vulnerabilidad presentes (Tsakiris, 2007). La evaluación del riesgo se puede calcular mediante la siguiente formulación general (UNDRO, 1979; IPCC, 2014):

$$\text{Riesgo} = f(\text{amenaza} * \text{exposición} * \text{vulnerabilidad}) \quad (1)$$

En el caso específico de la sequía, la amenaza se evalúa por lo común con información climática o hidrológica histórica que se utiliza para determinar su probabilidad de ocurrencia (Ortega-Gaucin, Ceballos-Tavares, Ordoñez, & Castellano-Bahena, 2021). En este caso, dado que las principales fuentes de abastecimiento de agua en las ciudades analizadas son ríos, lagos y presas de almacenamiento, la amenaza se determina mediante índices de sequía hidrológica (específicamente, mediante el índice de sequía de los caudales fluviales, SDI); la evaluación de la exposición y vulnerabilidad se efectúa mediante indicadores socioeconómicos y ambientales que permiten comprender las diferentes dimensiones de estas variables, lo cual es muy útil para la toma de decisiones orientadas a la gestión del riesgo (Castellano-Bahena & Ortega-Gaucin, 2022).

Sin embargo, Khoshnazar, Corzo y Diaz (2021) comentan que el cálculo tradicional del índice de riesgo mediante la multiplicación de los índices de amenaza, exposición y vulnerabilidad (tal como se describió en la Ecuación (1)) presenta una desventaja, y es que cuando los valores de cada uno de los componentes son altos, el resultado debiera ser alto también, pero al realizar la operación, el valor del índice de riesgo resulta ser bajo, lo cual no parece razonable. Para superar esta limitación se han propuesto diferentes metodologías de integración de los componentes del riesgo. Estas metodologías incluyen análisis de componentes principales, métodos de ponderación y métodos de agregación (MacKenzie, 2014; Nardo *et al.*, 2005). En este trabajo se empleó el método de agregación geométrica debido a que facilita la interpretación de los resultados y el análisis de la ordenación final de las unidades analizadas, y admite un menor grado de compensación entre los indicadores (Blancas-Peral,

Contreras-Rubio, & Ramírez-Hurtado, 2011). La fórmula es la siguiente (Bas-Cerda, 2014):

$$IC_c = \prod_{q=1}^Q (I_{qc})^{w_q} \quad (2)$$

Donde:

IC_c = agregación geométrica

w_q = peso del indicador

I_{qc} = valor normalizado de la unidad de análisis c con respecto al indicador q , para $q = 1, \dots, Q$, y $c = 1, \dots, M$.

Khoshnazar *et al.* (2021) modificaron la Ecuación (2) para calcular el índice de riesgo como:

$$IRS = (\prod_{i=1}^n I_i)^{\frac{1}{n}} = \sqrt[n]{I_1 I_2 \dots I_n} \quad (3)$$

Donde:

IRS = índice de riesgo por sequía

I_i = i -ésimo componente (índice) que contribuye al índice de riesgo

n = número total de componentes

De acuerdo con lo anteriormente descrito, la Ecuación (1) se modifica a:

$$IRS = IA * IE * IV \quad (4)$$

Donde:

IRS = índice de riesgo por sequía

IA = índice de amenaza

IE = índice de exposición

IV = índice de vulnerabilidad

En la Figura 3 se presenta el diagrama de flujo propuesto para la evaluación de los componentes del riesgo por sequía en las áreas de estudio (AHM y AMG). El análisis de la amenaza se basa en el análisis de la severidad de la sequía hidrológica y su probabilidad de ocurrencia, para lo cual se tomaron en cuenta los registros de escurrimientos de los principales ríos que abastecen a las fuentes de abastecimiento (presas y lagos) de las ciudades analizadas durante los últimos 38 años (1980-2018). La exposición y vulnerabilidad se calcularon a partir de indicadores socioeconómicos, ambientales y de gestión institucional durante el periodo 2008-2018. En los siguientes puntos se describe a detalle cada etapa de la metodología.

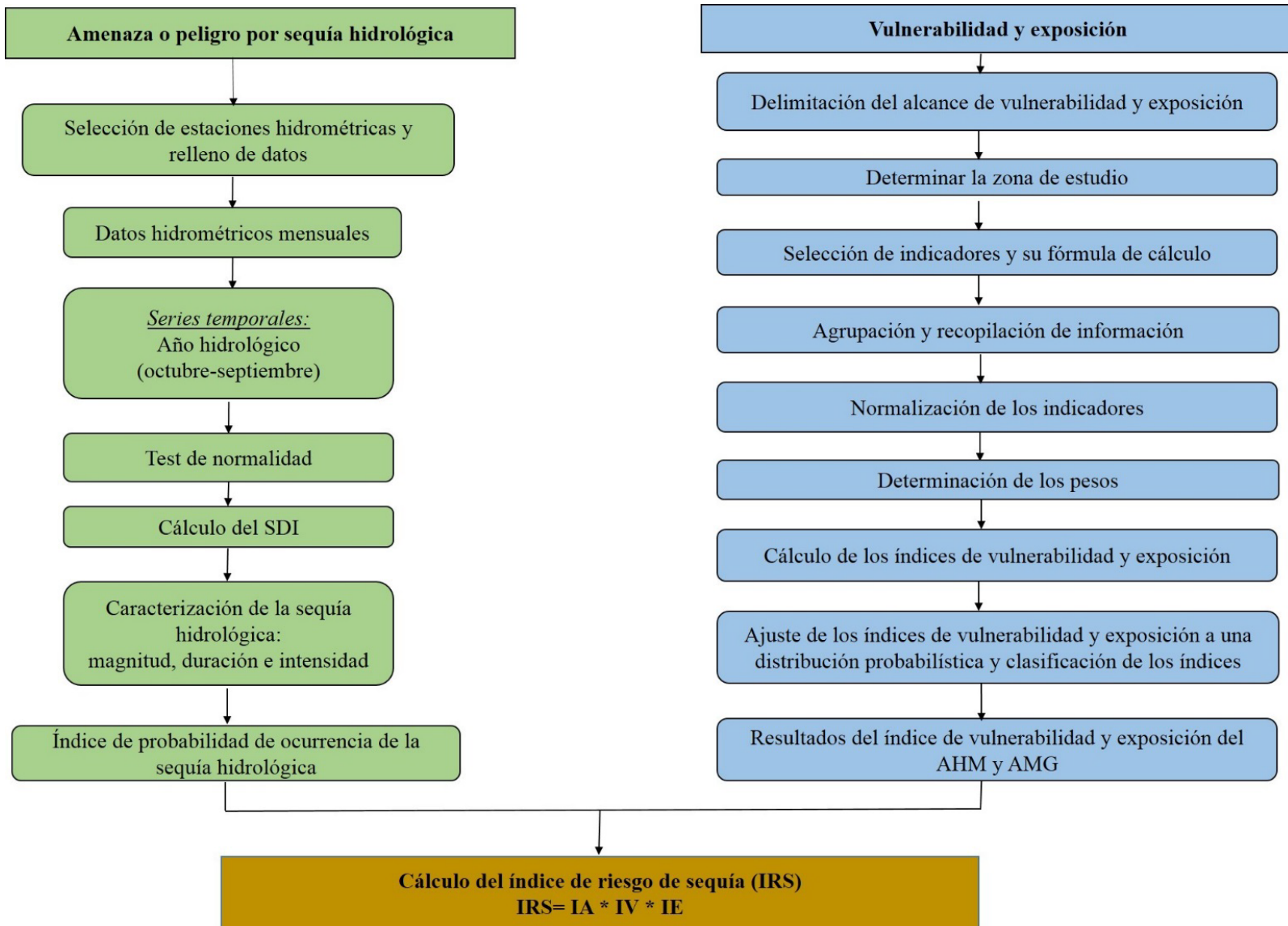


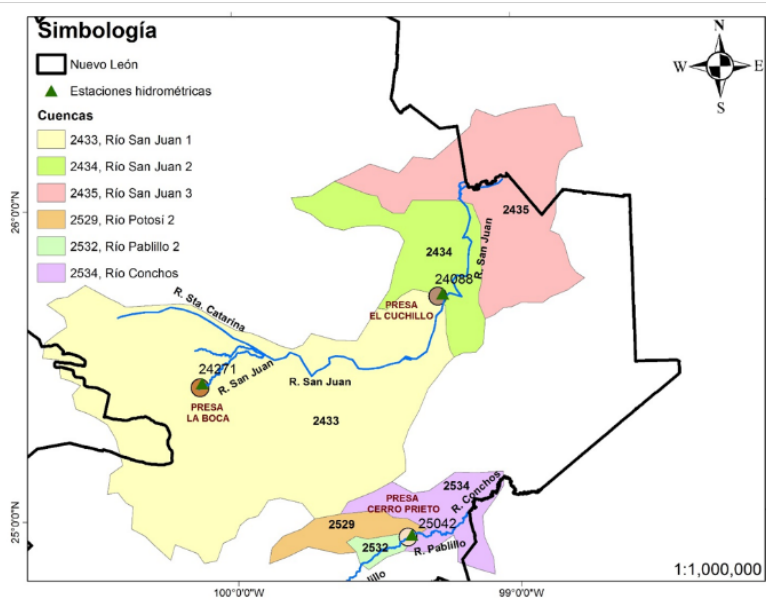
Figura 2. Diagrama de flujo de la metodología para evaluar el riesgo por sequía en las áreas urbanas bajo estudio.

Índice de amenaza o peligro por sequía (IA)

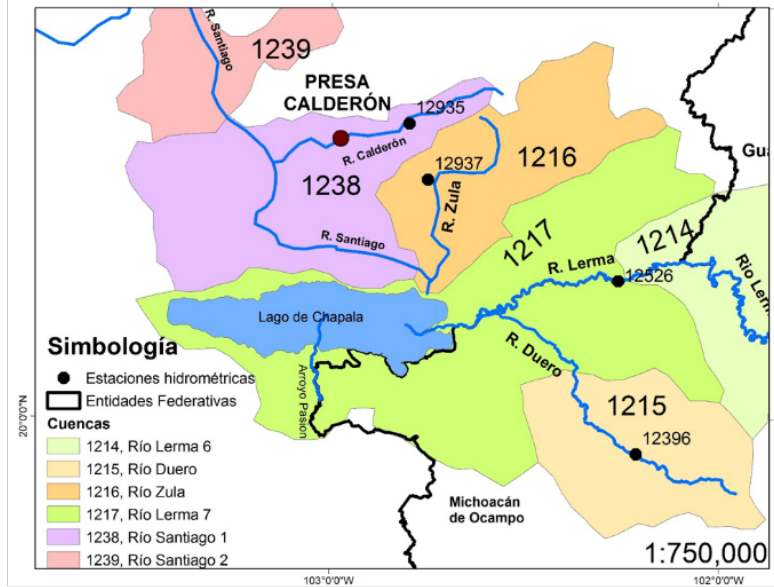
El procedimiento para la determinación del índice de amenaza o peligro por sequía involucra las siguientes actividades:

a) Selección de estaciones hidrométricas y relleno de datos faltantes

La selección de estaciones hidrométricas estuvo sujeta a la disponibilidad de información de los datos hidrométricos proporcionados por la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Se seleccionaron las estaciones que tuvieron más del 80 % de datos diarios en el periodo de registro. Para rellenar los datos faltantes, se completaron con el promedio de las estaciones hidrométricas convencionales cercanas a la estación hidrométrica seleccionada mediante el método de la ponderación en función inversa de la distancia (IDW) (Wise, 2000). El IDW está disponible en los programas de sistemas de información geográfica (SIG) (Pérez & Mas, 2009). Los datos se tomaron del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Bandas), el periodo de registro de los datos fue de 1980 a 2018. Así, para el AHM se seleccionaron tres estaciones: 24271-La Boca, 24088-El Cuchillo y 25042-Cerro Prieto (Figura 4a). En el caso del AMG, se seleccionaron cuatro estaciones: 12396-Camécuaro, 12526-Yurécuaro II, 12935-Calderón y 12937-Zula (Figura 4b).



(a)



(b)

Figura 3. Estaciones hidrométricas seleccionadas: (a) AHM y (b) AMG.

b) Obtención de datos hidrométricos mensuales y series temporales

Los datos originales de caudal diario en m^3/s se agregaron a volúmenes mensuales; luego se agruparon de acuerdo con el año hidrológico de 12 meses (octubre-septiembre) por un periodo de 38 años (445 meses) entre 1980-2018; posteriormente a estas series temporales se les aplicó el test de normalidad.

c) Test de normalidad

La función de distribución de probabilidades (FDP) de caudales suele estar sesgada y, por lo tanto, puede requerir normalización mediante el uso de

distribuciones como la Gamma o Log-normal (Batelis & Nalbantis, 2014). En este trabajo, los datos del año hidrológico se normalizaron utilizando las FDP mencionadas, y posteriormente se les aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnov (KS) para seleccionar la que mejor se ajustaba a los datos. Los resultados de la prueba mostraron que la distribución Gamma se ajusta bien en el 100 % de la escala de tiempo evaluada (octubre-septiembre), por lo cual se decidió utilizarla.

d) Cálculo del índice de sequía de los caudales fluviales (SDI)

Para caracterizar la sequía hidrológica, Nalbantis y Tsakiris (2009) desarrollaron el SDI considerando el valor del caudal mensual ($Q_{i,j}$), donde i es el año hidrológico y j es el mes dentro de ese año hidrológico. Con base en esta serie se obtiene:

$$V_{i,k} = \sum_{j=1}^{3k} Q_{i,j}; i = 1,2,3, \dots, j = 1,2,3, \dots, 12, k = 1,2,3,4 \quad (5)$$

Donde:

$V_{i,k}$ = volumen de caudal acumulado para el i -ésimo año hidrológico y el k -ésimo periodo de referencia

Para tres meses del SDI, el valor de $k = 1$, de manera similar $k = 2$, $k = 3$ y $k = 4$ para 6, 9 y 12 meses, respectivamente. El SDI se define en función de los volúmenes de caudal acumulados $V_{i,k}$ para cada periodo de referencia k del i -ésimo año hidrológico de la siguiente manera:

$$SDI_{i,k} = \frac{V_{i,k} - \bar{V}_k}{S_k}; i = 1, 2, \dots k = 1, 2, 3, 4 \quad (6)$$

Donde:

$\bar{V}_k$ = media de los volúmenes acumulados de caudal del periodo de referencia k , ya que se estiman durante un periodo prolongado de tiempo

S_k = desviación estándar de los volúmenes acumulados de caudal del periodo de referencia k , ya que se estiman durante un periodo prolongado de tiempo

En esta definición, el nivel de truncamiento se establece en $\bar{V}_k$, aunque se podrían usar otros valores (Nalbantis, 2008; Nalbantis & Tsakiris, 2009).

Según los creadores del índice, se pueden definir diferentes estados o grados de sequía hidrológica utilizando los resultados obtenidos del cálculo del SDI en cada periodo de tiempo (Tabla 1).

Tabla 1. Definición de estados de sequía hidrológica con base en el SDI.

Estado	Descripción	Criterio
0	No hay sequía	SDI mayor a 0.0
1	Sequía leve	$-1.0 \leq SDI < 0.0$
2	Sequía moderada	$-1.5 \leq SDI < -1.0$
3	Sequía severa	$-2.0 \leq SDI < -1.5$
4	Sequía extrema	$SDI < -2.0$

Fuente: Nalbantis y Tsakiris (2009).

Para calcular el SDI se utilizó el *software* DrinC®. Este *software* tiene como objetivo evaluar los índices de sequía adecuada para el análisis meteorológico, hidrológico y de sequía agrícola. El *software* es de fácil manejo. La base de referencia principal en DrinC es el año hidrológico (octubre-septiembre) (Tigkas, Vangelis, & Tsakiris, 2015). Para este trabajo y de acuerdo con los resultados de la prueba de KS, se utilizó la distribución Gamma. Por último, se calculó su probabilidad de ocurrencia mediante la obtención de una frecuencia relativa (Malik, Kumar, Salih, & Yaseen, 2021), como se indica enseguida.

e) Cálculo del índice de amenaza o peligro por sequía hidrológica

Este índice se determinó mediante la probabilidad de ocurrencia de eventos de sequía hidrológica (moderada, severa y extrema) en el AHM y AMG de la siguiente forma:

$$IA = \frac{MS}{TMS} \quad (7)$$

Donde:

IA = índice de amenaza o peligro por sequía hidrológica

MS = número de meses del evento de sequía (en este caso se consideró la sequía leve moderada, severa y extrema)

TMS = número total de meses (con y sin sequía)

Índices de vulnerabilidad y exposición (IV e IE)

Los conceptos de vulnerabilidad y exposición que se aplican en este trabajo son los propuestos por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2014). En el caso de la vulnerabilidad, ésta se define como la propensión o predisposición a ser afectado negativamente. La vulnerabilidad comprende una variedad de conceptos y elementos que incluyen la sensibilidad o susceptibilidad al daño, y la falta de capacidad de respuesta y adaptación. La fórmula usada en este estudio se presenta a continuación:

$$\text{Vulnerabilidad} = f(\text{sensibilidad} - \text{capacidad de adaptación}) \quad (8)$$

La sensibilidad o susceptibilidad al daño es el grado en que un sistema se ve afectado, ya sea de manera adversa o beneficiosa, por estímulos del cambio climático (IPCC, 2001; IPCC, 2014). La capacidad de adaptación se define como el proceso de ajuste al clima real o proyectado y sus efectos. Según el IPCC (2001), las principales características que determinan la capacidad de adaptación de una región o comunidad incluyen la posesión de riqueza económica, tecnología, información, conocimientos, infraestructura, instituciones y equidad.

Además de los conceptos anteriores, en este trabajo se consideran tres tipos básicos de vulnerabilidad: socioeconómica, de gestión institucional y ambiental, que en su conjunto dan origen a la vulnerabilidad general (Figura 5).

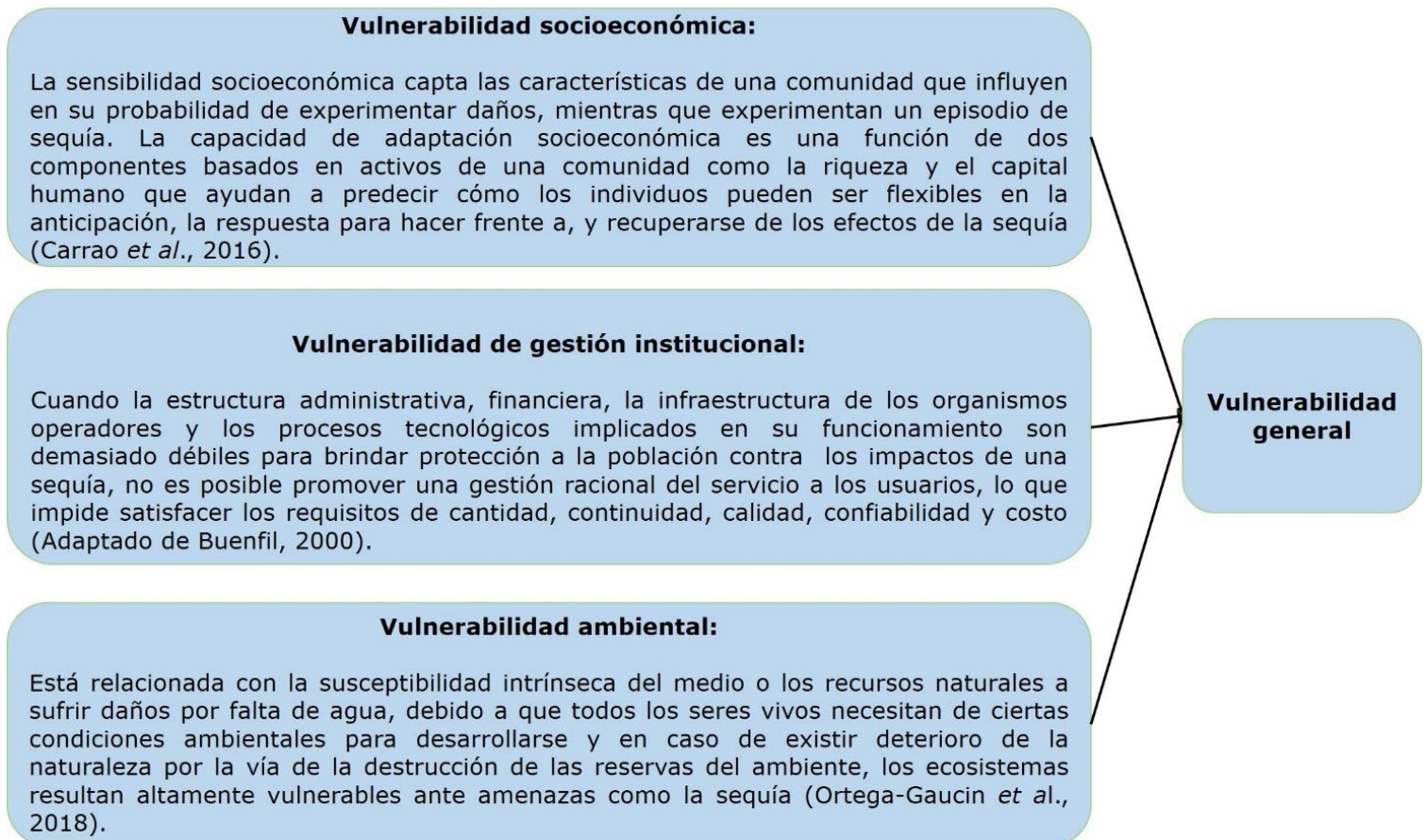


Figura 4. Tipos de vulnerabilidad analizados en esta investigación.

Las fórmulas usadas para calcular los índices de vulnerabilidad socioeconómica (IVSE), de gestión institucional (IVGI) y ambiental (IVA) son las siguientes:

$$IVSE = ISSE - ICASE \quad (9)$$

$$IVGI = ISEGI - ICAGI \quad (10)$$

$$IVA = ISEA - ICAA \quad (11)$$

Donde:

ISSE = índice de sensibilidad socioeconómica

ICASE = índice de capacidad de adaptación socioeconómica

ISEGI = índice de sensibilidad de gestión institucional

ICAGI = índice de capacidad de adaptación de gestión institucional

ISEA = índice de sensibilidad ambiental

ICAA = índice de capacidad de adaptación ambiental

A partir de los índices anteriores se determina el índice de vulnerabilidad general (*IVG*) mediante:

$$IVG = IVSE + IVGI + IVA \quad (12)$$

Por otro lado, con respecto a la exposición, el IPCC (2014) la define como la presencia de personas; medios de subsistencia; especies o ecosistemas; funciones, servicios y recursos ambientales; infraestructura; o activos económicos, sociales o culturales en lugares y entornos que podrían verse afectados negativamente. Aquí se propone la siguiente fórmula para calcular el índice de exposición general (*IEG*):

$$IEG = IESE + IEGI + IEA \quad (13)$$

Donde:

IESE = índice de exposición socioeconómica

IEGI = índice de exposición de gestión institucional

IEA = índice de exposición ambiental

El procedimiento para la construcción de los índices de vulnerabilidad y exposición consta de nueve pasos, los cuales se describen a continuación:

1. Delimitación del alcance del análisis de vulnerabilidad y exposición

Para establecer la problemática de la vulnerabilidad, Füssel (2004) propone que se formulen las interrogantes que se muestran en la Figura 6, que para el caso de esta investigación allí mismo se responden.

Dimensión	Pregunta	Estudio de vulnerabilidad y exposición del proyecto
Sistema	¿Quién o qué es vulnerable?	SADM y SIAPA
	¿Quién o qué está expuesto?	La población del AHM y AMG
Peligro (o amenazas o factores de estrés)	¿Vulnerable a qué?	Sequías hidrológicas
	¿Expuesto a qué?	
Las consecuencias (o efectos o atributos valorados o variables de interés)	¿Qué es lo que está en riesgo?	Falta de capacidad de los OOAPAS para abastecer de agua potable a la población
Escala temporal y espacial	¿Qué horizonte de tiempo?	Histórico: 2008-2018
	¿Qué región?	AHM y AMG

Figura 5. Dimensiones fundamentales que describen una situación de vulnerabilidad y exposición. Fuente: elaboración propia a partir de Füssel (2004).

2. Selección de indicadores y fórmulas para su cálculo

El cálculo de los índices descritos anteriormente se basa en indicadores socioeconómicos, ambientales y de gestión institucional. Para la selección de indicadores de este proyecto se consultaron 24 artículos relacionados con el cambio climático y sequías a nivel nacional e internacional del periodo 2003-2019. Se analizaron los indicadores de estos artículos y se

seleccionó una batería de 29 indicadores. Los indicadores seleccionados se basaron en los siguientes criterios: a) relación de la variable con la sequía, b) disponibilidad de información y c) que exista información histórica de los datos (2008-2018). Posteriormente, los 29 indicadores fueron consultados con el juicio de expertos del SADM y SIAPA, y finalmente se eligieron 16 indicadores para realizar la evaluación de la vulnerabilidad y exposición a la sequía en los sectores socioeconómico, ambiental y gestión institucional; estos indicadores se presentan en la Tabla 2. Asimismo, en la Tabla 3 se presentan las fórmulas para calcularlos y las fuentes de información de cada uno de ellos.

Tabla 2. Indicadores de vulnerabilidad y exposición a la sequía, y su impacto en el suministro de agua.

Indicador	Tipo de indicador	Definición	Impacto en el suministro de agua
Densidad de población (hab/km ²)	Socioeconómico	Relación entre un espacio determinado y el número de personas que lo habitan (INEGI)	El crecimiento poblacional, la urbanización y migración han contribuido a incrementar la densidad poblacional de manera asimétrica en el territorio nacional; estos factores aumentan la problemática de prestar los servicios urbanos básicos (Mitchell, 2006; Kraas, 2008; Martínez <i>et al.</i> , 2010; Semarnat, 2016)

Indicador	Tipo de indicador	Definición	Impacto en el suministro de agua
Población económicamente activa desocupada (PEAD) (%)	Socioeconómico	Personas de 15 años y más que suministran la mano de obra disponible para la producción de bienes y/o servicios dirigidos al mercado, y que buscan trabajo habiendo trabajado alguna vez, o buscan trabajo por primera vez (INEE, 2016)	Las personas que viven en la pobreza, y carecen de los ingresos y otros recursos necesarios para obtener las necesidades básicas de la vida encuentran que es particularmente difícil enfrentar los impactos de la sequía (UNCCD, 2013)
Población en condiciones de pobreza (%)	Socioeconómico	Cuando tiene al menos una carencia social y su ingreso es insuficiente para adquirir los bienes y servicios que requiere para satisfacer sus necesidades alimentarias y no alimentarias (Coneval, 2018a)	
Ingreso <i>per cápita</i> anual (miles de pesos/año)	Socioeconómico	Relación entre el valor total de todos los bienes y servicios finales generados durante un año por la economía de una nación o entidad, y el número de sus habitantes ese año (INEE, 2016)	El mayor efecto neto de presión sobre los recursos hídricos nacionales en México proviene de entidades con valores de desarrollo humano menores en comparación con otras entidades (Semarnat, 2016)

Indicador	Tipo de indicador	Definición	Impacto en el suministro de agua
Volumen de agua producido superficial y subterráneo (m ³)	Gestión institucional	Volumen total de agua que se produce en un año; deben considerarse las captaciones que no tengan medición, según estudios previos. Este volumen reportado debe ser previo a los procesos de potabilización (Hansen & Alcocer, 2014)	La sequía se valora por el mayor o menor volumen de agua disponible en los embalses para poder atender las demandas actuales (Morales, Olcina, & Rico, 2000). El impacto de la sequía en la ciudad está mediado por la capacidad de almacenamiento de las presas, por el volumen de recarga del acuífero y por la capacidad de almacenamiento total del acuífero (Pineda-Pablos & Salazar-Adams, 2016)
Viviendas sin agua entubada, drenaje ni excusado (%)	Gestión institucional	Número de ocupantes en viviendas particulares que no dispone de agua entubada, drenaje ni excusado, entre el total de ocupantes en viviendas particulares, menos los ocupantes en viviendas particulares que no especificaron la disponibilidad de agua entubada y drenaje sanitario (Conapo, 2015a; Conapo, 2015b)	Es un indicador que forma parte de índice de rezago social, y refleja de manera directa la vulnerabilidad a la cual está sujeta la población al no contar con un servicio básico; por ende, ante la presencia del evento de sequía, aumenta la susceptibilidad de daño a la salud (Ortega-Gaucin <i>et al.</i> , 2018)

Indicador	Tipo de indicador	Definición	Impacto en el suministro de agua
Eficiencia física (%)	Gestión institucional	Evalúa la eficiencia entre el volumen de agua facturado y producido por los OOPAS (Hansen & Alcocer, 2014)	Minimizar las pérdidas físicas de agua en la distribución y eficiencia de la red de distribución (Pineda-Pablos & Salazar-Adams, 2016). Es indicativa no solo de la capacidad administrativa de los OOPAS, sino de las pérdidas en el sistema de distribución tanto por el mal estado de la red como por robos y agua no contabilizada (Camacho, 2012)
Micro y macromedición (%)	Gestión institucional	Capacidad de medir el agua consumida por los usuarios, así como el conocimiento real del agua entregada (Hansen & Alcocer, 2014)	Al contar con micromedición se sabe el consumo de cada usuario y se puede definir el cobro justo, según la tarifa autorizada; además, se identifican con mayor facilidad las fugas en los hogares mediante picos de consumo y se conoce el volumen total que se está entregando para el consumo. Con respecto a la macromedición, el parámetro al que se debe aspirar es el 100 %, de esa manera se sabe con exactitud el volumen producido que sirve para llevar a cabo el balance hidráulico (Conagua, 2011)

Indicador	Tipo de indicador	Definición	Impacto en el suministro de agua
Relación tarifa-costo	Gestión institucional	Describe la conexión entre las tarifas del servicio de agua y los costos asociados a su suministro. Esto incluye gastos relacionados con mantenimiento, operación y administración (Camacho, 2012)	Ya que las tarifas no necesariamente reflejan el costo que tiene para un OOAPAS proporcionar determinado volumen de agua, dicha relación refleja el nivel de subsidio en las tarifas domésticas que, ante escenarios de cambio climático, podrían aumentar en relación con los costos de operación e inducir a un incorrecto uso del recurso (Camacho, 2012)
Eficiencia comercial (%)	Gestión institucional	Evalúa la eficiencia entre la facturación y el pago de la misma (Hansen & Alcocer, 2014)	Engloba todo tipo de acciones que permiten definir tarifas adecuadas, facturarlas y cobrarlas a los usuarios del servicio para garantizar la autosuficiencia financiera del organismo operador (SEAPAL, 2019)
Consumo (l/h/d)	Gestión institucional	Consumo real de agua sin tomar en cuenta las pérdidas por fugas en la red y tomas domiciliarias (Hansen & Alcocer, 2014)	Considerando el resultado de los futuros cambios climáticos, un incremento de la demanda de agua se traduce en mayores costos de operación; a esto se suma la problemática de escasez de agua y el crecimiento de la población (Camacho, 2012)
Horas con servicio continuo de agua (%)	Gestión institucional	Número de horas de servicio de agua continuo para los usuarios (Hansen & Alcocer, 2014)	

Indicador	Tipo de indicador	Definición	Impacto en el suministro de agua
Volumen tratado (%)	Gestión institucional	Este indicador denota en % la tasa de tratamiento de agua residual colectada por la red de alcantarillado por una base del 70 % del volumen producido (Hansen & Alcocer, 2014)	La sequía no tiene impacto directo en las aguas residuales tratadas, pero sí puede usarlas como un recurso de primera mano en zonas con sequía. Además, la falta de sistemas de tratamiento han afectado el hábitat de flora y fauna de la región (Díaz-Cuenca, Alvarado-Granados, & Camacho-Calzada, 2012)
Calidad del agua superficial (DBO ₅ , mg/l)	Ambiental	La calidad del agua es un atributo que mide las propiedades físicas, químicas y biológicas del líquido (Peters, Campoy-Favela, & Flessa, 2009). La demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) es un indicador de contaminación de origen municipal y doméstico (Conagua, 2010)	El deterioro de las fuentes de abastecimiento de agua incide directamente en el nivel de riesgo sanitario presente y en el tipo de tratamiento requerido para su reducción; la evaluación de la calidad del agua permite tomar acciones de control y mitigación del mismo, garantizando el suministro de agua segura (Torres, Cruz, & Patiño, 2009)

Indicador	Tipo de indicador	Definición	Impacto en el suministro de agua
Calidad del agua subterránea (SDT, mg/l)	Ambiental	Los sólidos disueltos totales (SDT) pueden ser orgánicos y/o inorgánicos, provenientes de diferentes actividades domésticas, comerciales e industriales (Chibinda, Arada-Pérez, & Pérez-Pompa, 2017)	La calidad del agua se ve afectada por la actividad del hombre, la sobreexplotación de los acuíferos subterráneos y las sequías prolongadas. Esto ha causado que los niveles de los mantos freáticos se vean disminuidos a niveles tales que la mineralogía del yacimiento en que está en contacto el agua cambia en sus características y se detectan niveles altos de metales en aguas que originalmente no tenían valores apreciables de éstos (Rocha, 2010)
Grado de presión del recurso hídrico (%)	Ambiental	Es un indicador porcentual de la presión a la que se encuentra sometido el recurso agua y se obtiene del cociente entre el volumen total de agua concesionada y el agua renovable (Conagua, 2017)	Se considera que si el porcentaje es mayor al 40 % se ejerce un grado de presión alto o muy alto (Conagua, 2017). En los ecosistemas áridos, la excesiva presión sobre el agua y sus impactos en los sistemas naturales amenazan la sostenibilidad global en tales zonas (Martínez, 2006)

Tabla 3. Fórmulas de los indicadores para el cálculo de los índices de vulnerabilidad y la exposición a la sequía.

Indicador	Fórmula	Fuente de información	Fuente de la fórmula
Densidad de población (hab/km ²)	$DP = \frac{No\ habitantes}{Área\ (Km^2)}$	Conapo y área de los municipios dentro de AM (2008-2018)	Conapo (2015b)
Población económicamente activa desocupada (PEAD) (%)	$PEAD = \frac{PEA\ desocupada}{PEA\ total} * 100$	ICU y SNIM (2008-2018)	INEGI (2020)
Población en condiciones de pobreza (%)	Multivariable	Coneval (2010-2015)	Coneval (2018b)
Ingreso per cápita anual (miles de pesos/año)	$IPCA = \frac{PIB\ anual}{Núm.\ habitantes}$	ICU y Conapo (2008-2018)	INEE (2016)
Volumen de agua potable producido (m ³)	El dato del volumen producido es el resultado de la macromedición en las fuentes de captación	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	Hansen y Alcocer (2014)
Viviendas sin agua entubada ni drenaje ni excusado (%)	$VSAEDE = \frac{NoVivSAE + NoVivSDE}{No.\ total\ viviendas} * 100$ <i>NoVivSAE</i>: número de viviendas sin servicio de agua entubada <i>NoVivSDE</i>: número de viviendas sin servicio de drenaje ni excusado	Conapo (2010-2015)	Conapo (2015b)
Eficiencia física (%)	$E_{FIS} = \frac{V_{AF}}{V_{APP}} * 100$	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	Conagua (2011), y Hansen y Alcocer (2014)

Indicador	Fórmula	Fuente de información	Fuente de la fórmula
	V_{AF} : vol. de agua facturado (m^3) V_{APP} : vol. anual de agua potable producido (m^3)		
Micro y macromedición (%)	$MICROMACRO = \frac{\left(\left(\frac{M_{IC}}{T_{REG}} \right) + \left(\frac{M_{AC}}{C_{APT}} \right) \right) * 100}{2}$ M_{IC} : núm. de micromedidores funcionando T_{REG} : núm. total de tomas registradas M_{AC} : núm. de macromedidores funcionando en captaciones C_{APT} : núm. de captaciones	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	Conagua (2011), Hansen y Alcocer (2014)
Relación tarifa-costo (adim.)	$R_{TC} = \frac{T_{MD}}{C_{VP}}$ T_{MD} : tarifa media domiciliaria (\$) C_{VP} : costo por volumen producido (\$)	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	Hansen y Alcocer (2014)
Eficiencia comercial (%)	$E_{COM} = \frac{V_{AP}}{V_{AF}} * 100$ V_{AP} : vol. de agua pagado (m^3) V_{AF} : vol. de agua facturado (m^3)	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	Conagua (2011), y Hansen y Alcocer (2014)
Consumo (l/hab/día)	$Consumo = \frac{V_{con} * 1000}{365 * hab}$ V_{con} : vol. de agua consumido ($m^3/año$) hab : habitantes	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	Hansen y Alcocer (2014)
Horas con servicio de agua continuo (%)	Número de horas con servicio de agua las 24 horas del día y los 7 días de la semana	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	SIAPA (2010), SIAPA (2017), SIAPA (2018), SADM (2010), SADM (2013),

Indicador	Fórmula	Fuente de información	Fuente de la fórmula
			SADM (2014), SADM (2015), SADM (2017)
Volumen tratado (%)	$V_{TRAT} = \frac{V_{ART}}{V_{APP} * 0.70} * 100$ V_{ART}: vol. anual de agua residual tratada (m³) V_{APP}: vol. anual de agua potable producida (m³)	Datos proporcionados por SIAPA y SADM (2008-2018)	Hansen y Alcocer (2014)
Calidad del agua superficial (DBO ₅ , mg/l)	$DBO_5 = ODi - OD_5$ DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno ODi (mg/l): oxígeno disuelto inicial OD_5 (mg/l): oxígeno disuelto al quinto día	SIAPA y SINA (2008-2018)	Norma Mexicana (NMX-AA-028-SCFI) (2001) y Conagua (2016)
Calidad del agua subterránea (SDT, mg/l)	$SDT = (ST) - (SST)$ SDT: sólidos disueltos totales ST: sólidos totales SST: sólidos suspendidos totales	SIAPA y Conagua (2008-2018)	Norma Mexicana (NMX-AA-034-SCFI-2015) (2015) y Conagua (2016)
Grado de presión sobre el recurso hídrico (%)	$\frac{VTAC}{VAR} * 100$ $VTAC$: volumen total de agua concesionada, superficial y subterránea (hm³) VAR: volumen de agua renovable (hm³)	Conagua (2008-2018)	Conagua (2017)

3. Agrupación y recopilación de información

Para la agrupación de los indicadores, el IPCC (2014) propone que se agrupen basándose en la categoría de sus dos componentes: sensibilidad y capacidad de adaptación. Patnaik y Narayanan (2009) proponen un método en donde se agrupen de acuerdo con los tipos de vulnerabilidad. En este proyecto se combinan estas dos propuestas y los datos obtenidos se arreglaron en forma de una matriz rectangular, con filas que representan los indicadores según sea el tipo de vulnerabilidad y exposición, y las columnas que representan los componentes de la vulnerabilidad (Tabla 4 y Tabla 5).

Tabla 3. Agrupación de indicadores para el cálculo del índice de vulnerabilidad ante la sequía.

Tipo de vulnerabilidad		Componentes de la vulnerabilidad	
		Sensibilidad (S)	Capacidad de adaptación (CA)
General	Socioeconómica	-Población económicamente activa desocupada (PEAD) (%) -Población en condiciones de pobreza (%)	-Ingreso per cápita anual (miles de pesos/año)
	Gestión institucional	- Relación tarifa-costo (unidad) - Consumo (l/h/d) - Viviendas sin agua entubada ni drenaje ni excusado (%)	- Eficiencia física (%) - Eficiencia comercial (%) - Micro y macromedición (%)
	Ambiental	- Calidad del agua superficial (DBO ₅) (mg/l) - Calidad del agua subterránea (SDT) (mg/l)	- Volumen tratado (%)

Tabla 5. Agrupación de indicadores para el cálculo del índice de exposición ante la sequía.

Tipo de exposición		Indicadores
General	Socioeconómica	- Densidad de población (hab/km ²)
	Gestión institucional	- Volumen de agua producido (m ³) - Horas con servicio continuo de agua (24 horas) (%)
	Ambiental	- Grado de presión del recurso hídrico (%)

Una vez recopilada la información de los indicadores seleccionados en una base de datos en Excel®, se realizó un análisis de multicolinealidad mediante el *software* SPSS®. Este *software* es sencillo de manejar y tiene un periodo de prueba de libre acceso (Castro, 2010; Abreu, Velázquez, & Velázquez, 2021). El SPSS adopta varios procedimientos para detectar multicolinealidad entre las variables independientes como, por ejemplo, la tolerancia y el factor de inflación de la varianza (Baños, Torrado-Fonseca, & Álvarez, 2019). El análisis de multicolinealidad sirve para evitar la sobrerrepresentación de los indicadores seleccionados. Esto ocurre cuando las variables implicadas en un modelo llevan información redundante y la información de una o más variables también la aportan las otras; es decir, existen variables independientes que se encuentran fuertemente relacionadas entre sí (Gujarati, 2010). La técnica más común que se usa para detectar la presencia de multicolinealidad es el análisis de la matriz de correlación mediante el coeficiente de correlación de Pearson (r) (Astorga, 2014). Si dos conjuntos de datos tienen valores que muestran un coeficiente r superior a 0.90 (en el caso de correlación positiva) o inferior a -0.90 (en

el caso de correlación negativa), se debe eliminar al menos una de las variables involucradas, o bien agrupar ambas y crear un nuevo indicador (Pértegas & Pita, 2001). La evaluación de r en este trabajo se realizó por tipo de vulnerabilidad y exposición (socioeconómica, gestión institucional y ambiental), por lo tanto, solo se tomó en cuenta la relación de variables por cada uno de estos tipos de manera independiente. Se desestimaron los indicadores que tuvieron una correlación superior a 0.90 o inferior a -0.90, y la condición para eliminarlos fue que la correlación existiera tanto en el AMG como en el AHM. De acuerdo con el análisis del coeficiente r en las áreas de estudio, se optó por eliminar solo un indicador, el cual fue la población total, pues es la única variable que tiene una correlación positiva perfecta en los dos casos de estudio.

4. Normalización de los indicadores

Los objetivos de las técnicas de normalización son los siguientes: ajustar los datos para que no tengan diferentes unidades de medida y rangos de variación; y ajustar los datos en el caso en que sigan una distribución asimétrica o ante la presencia de datos atípicos (Bas-Cerda, 2014). Existen varios métodos de normalización. Para efectos de este trabajo se eligió el método de normalización de reescalamiento, ya que es robusto y uno de los más utilizados. Esta técnica fue definida por Drewnowski y Scott (1966), y es una de las más utilizadas en la construcción de numerosos índices sintéticos sociales y económicos (Actis-di-Pasquale & Balsa, 2017). Para una correlación positiva ($\uparrow$), la fórmula es la siguiente:

$$X_{ij} = \frac{X_i - \text{Min}X_j}{\text{Max}X_j - \text{Min}X_j} \quad (14)$$

Donde:

X_{ij} = valor normalizado del indicador (j) con respecto al año (i)

X_i = valor real del indicador con respecto al año (i)

$\text{Min}X_j$ y $\text{Max}X_j$ = valores mínimo y máximo, respectivamente, del indicador (j) entre todos los años

En el caso de que exista una relación inversa entre el indicador y el constructo teórico, por ejemplo, la tasa de analfabetismo y el bienestar, el cálculo será el siguiente, que incluye un cambio direccional (Actis-di-Pasquale & Balsa, 2017), es decir, una correlación negativa ($\downarrow$):

$$X_{ij} = \frac{\text{Max}X_j - X_i}{\text{Max}X_j - \text{Min}X_j} \quad (15)$$

Donde:

X_{ij} = valor normalizado del indicador (j) con respecto al año (i)

X_i = valor real del indicador con respecto al año (i)

$\text{Min}X_j$ y $\text{Max}X_j$ = valores mínimo y máximo, respectivamente, del indicador (j) entre todos los años.

Un dato normalizado (x) es considerado atípico cuando la puntuación X_{ij} es mayor a 1 o con datos negativos.

5. Determinación de los pesos de los indicadores

La ponderación consiste en que a cada indicador simple se le asigna un peso que se suele interpretar como una medida de la importancia relativa del indicador en la construcción del índice compuesto (Saltelli *et al.*, 2008). En este trabajo se utilizó uno de los métodos de ponderación basados en modelos estadísticos, es decir, el método propuesto por Iyengar y Sudarshan (1982). Con este método se asigna a cada indicador un peso ponderado sobre todos los indicadores que se evalúan a través del estadístico de la varianza mediante la siguiente expresión:

$$P_i = \frac{1}{(\sigma_i)(\sum_{i=1}^n \frac{1}{\sigma_i})} \quad (16)$$

Donde:

P_i = peso ponderado del indicador i

σ_i = desviación estándar del conjunto de valores del indicador i

n = número de indicadores seleccionados

Este método de ponderación garantiza que grandes variaciones de uno o más indicadores no dominen la contribución del resto de los indicadores.

6. Cálculo de los índices de vulnerabilidad y exposición

Por lo que respecta a la regla de agregación, no se disponen de criterios objetivos que permitan elegir el método más apropiado (Kang, 2002). La agregación aditiva ponderada (AAP), también conocida como el método de la suma ponderada (Blancas-Peral *et al.*, 2011), se refiere al método de agregación lineal más utilizado en la construcción de un índice compuesto (*IC*) (Bandura & Martin, 2006; Nardo *et al.*, 2005). La fórmula es la siguiente:

$$IC_c = \sum_{q=1}^Q w_q I_{qc} \quad (17)$$

Donde:

w_q = peso del indicador q

I_{qc} = valor normalizado de la unidad de análisis c con respecto al indicador q , para $q = 1, \dots, Q$ y $c = 1, \dots, M$

7. Ajustes de los índices de vulnerabilidad y exposición a una distribución probabilística

Las pruebas de bondad de ajuste permiten verificar qué tipo de distribución siguen los datos (Romero-Saldaña, 2016). La distribución probabilística servirá para evitar una clasificación arbitraria de los resultados de los índices sintéticos donde los límites entre una categoría y otra no están del todo definidos (Ortega-Gaucin *et al.*, 2018). En este

trabajo se utilizó la prueba ampliada de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965), ya que puede usarse para cualquier número de datos (n) en el rango $3 \leq n \leq 5\,000$. La metodología de esta prueba se puede consultar en el trabajo de Razali y Wah (2011). Para realizar la prueba ampliada de Shapiro-Wilk se utilizó el *software* Real-statistics®. Este *software* es gratuito y amplía las capacidades estadísticas integradas de Excel (Zaiontz, 2024). Los resultados arrojaron que la distribución que siguen los índices de vulnerabilidad, y exposición del AMG y AHM es una distribución normal estándar.

8. Clasificación de los índices de vulnerabilidad y exposición

Una vez que se obtuvo la función de distribución, se clasificaron los índices de vulnerabilidad y exposición en cinco niveles en rango de percentiles, tal como se muestra en la Tabla 6.

Tabla 4. Grados de vulnerabilidad y exposición.

Grado de vulnerabilidad y exposición	Valor del percentil
Muy baja	$0 < I_{vi} \leq 20$
Baja	$20 < I_{vi} \leq 40$
Moderada	$40 < I_{vi} \leq 60$
Alta	$60 < I_{vi} \leq 80$
Muy alta	$80 < I_{vi} \leq 100$

Fuente: adaptada de Iyengar y Sudarshan (1982).

Índice de riesgo por sequía (IRS)

Para determinar los índices de riesgo por sequía (*IRS*) se utilizó la Ecuación (4). Después los valores de IRS se ajustaron a la prueba ampliada de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk (descrita anteriormente) para contrastar la normalidad de los datos; por último, se clasificaron en cinco niveles de riesgo (muy bajo, bajo, moderado, alto y muy alto), de manera similar a los índices de vulnerabilidad y exposición (Tabla 6).

Resultados

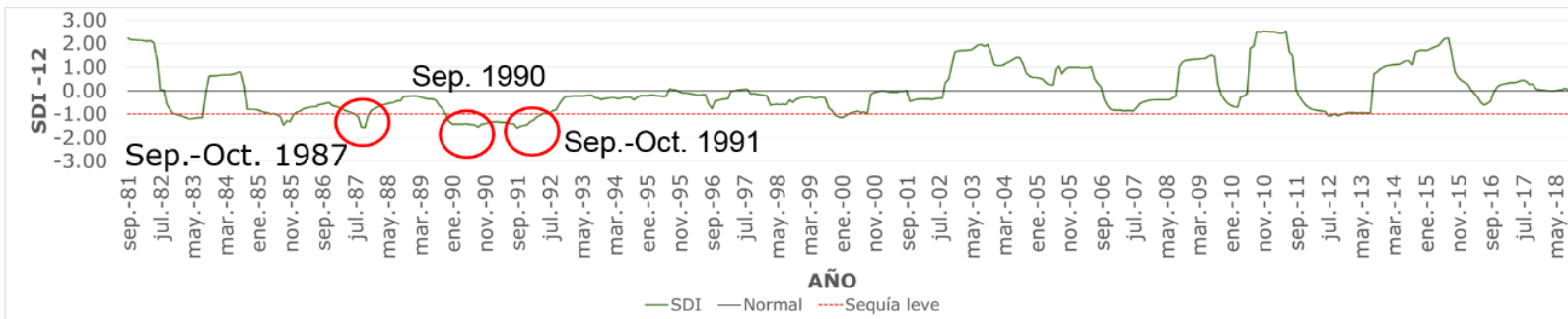
Índice de amenaza o peligro por sequía (IA)

Se estimó el SDI en las estaciones de estudio para el año hidrológico de 12 meses (octubre-septiembre) por un periodo de 38 años (445 meses). Los resultados se muestran en la Tabla 7.

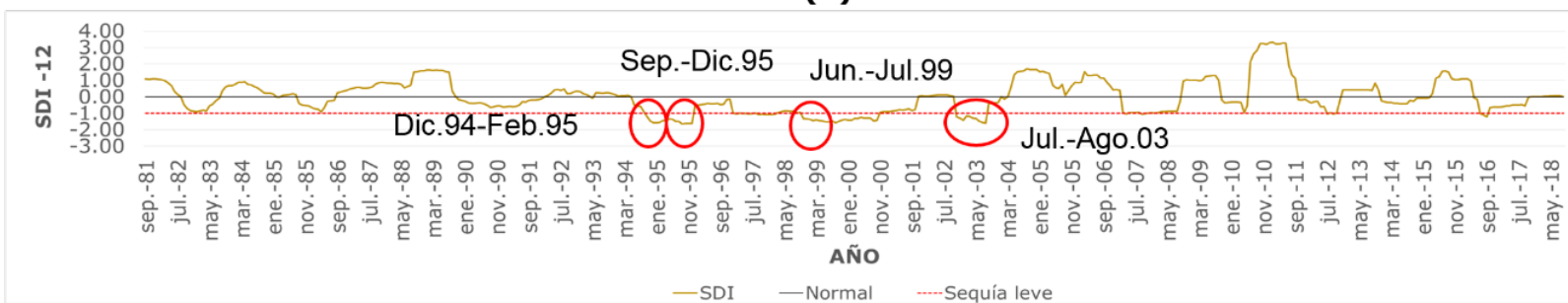
Tabla 5. Porcentaje de meses registrados con sequía (1981-2018).

Área de estudio	Clave	Estación	% de meses registrados con sequía	% de meses con sequía leve	% de meses con sequía moderada	% de meses con sequía severa	% de meses con sequía extrema
AHM	24271	La Boca	64	80	18	2	0
	24088	El Cuchillo	53	71	24	5	0
	25042	Cerro Prieto	65	83	8	5	4
AMG	12396	Camécuaro	55	67	26	6	0
	12526	Yurécuaro II	47	59	22	14	4
	2935	Calderón	51	61	37	2	0
	12937	Zula	50	58	27	13	2

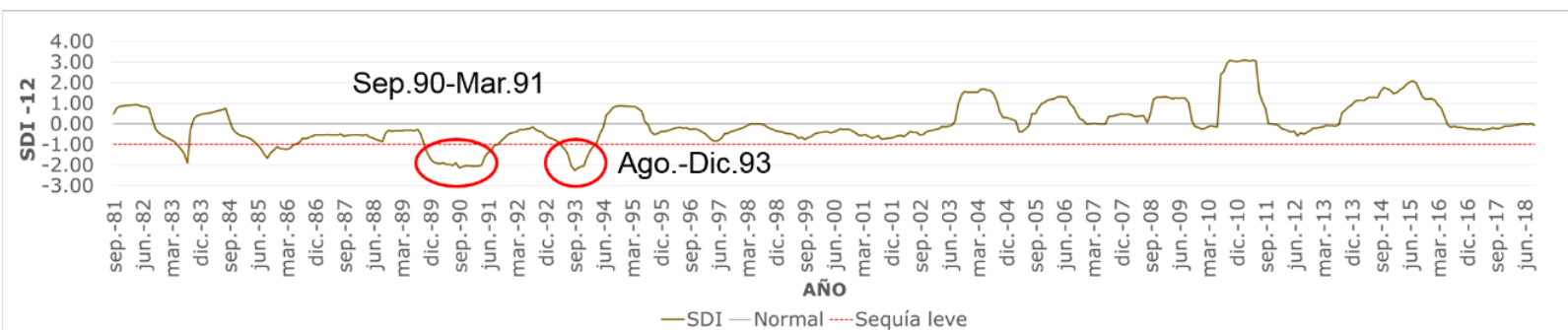
Los meses más críticos para cada una de las estaciones que pertenecen al AHM son los siguientes: en La Boca, septiembre-octubre de 1987, septiembre de 1990 y septiembre-octubre de 1991 registraron sequía severa (Figura 7a); en El Cuchillo, diciembre de 1994-febrero de 1995, septiembre-diciembre de 95, junio-julio de 1999 y julio-agosto de 2003 registraron sequía severa (Figura 7b); en Cerro Prieto, los meses de septiembre de 1990-marzo de 1991 y agosto-diciembre de 1993 registraron sequía extrema (Figura 7c).



(a)



(b)



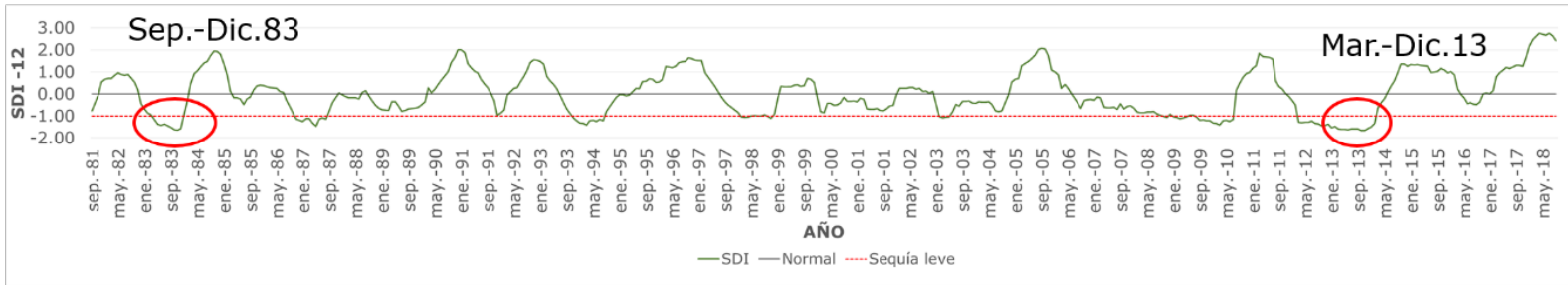
(c)

Figura 6. SDI de las estaciones hidrométricas del AHM (1981-2018):

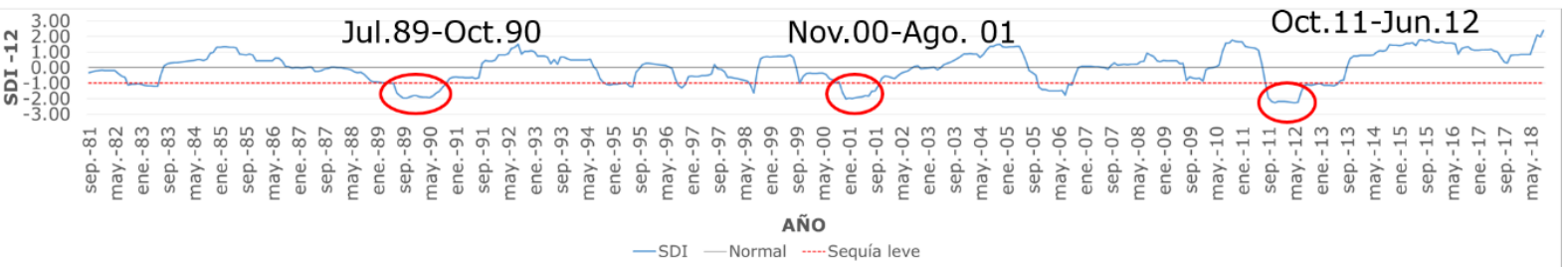
(a) La Boca, (b) El Cuchillo y (c) Cerro Prieto.

Los meses más críticos para cada una de las estaciones que pertenecen al AMG son los siguientes: en Camécuaro, septiembre-diciembre de 1983 y marzo- diciembre de 2013 registraron sequía severa

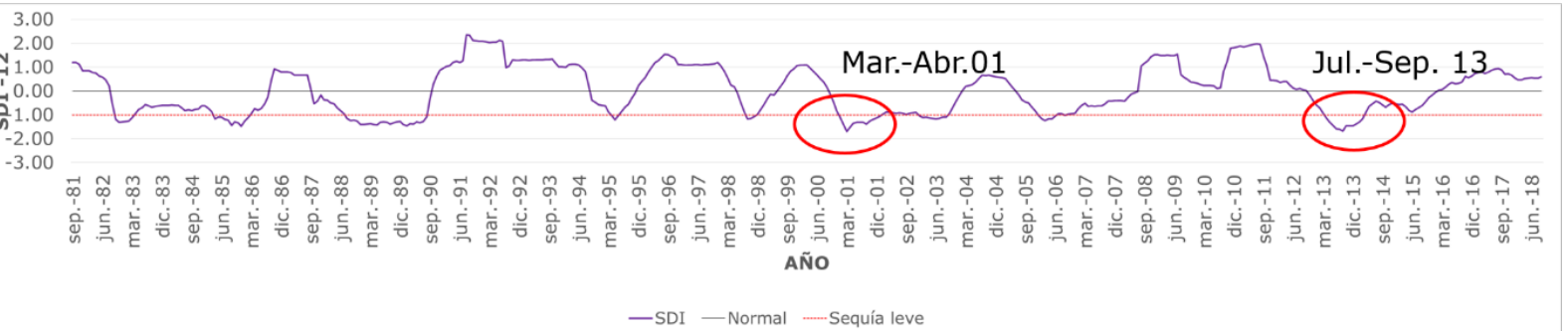
(Figura 8a); en Yurécuaro II, julio de 1989-octubre de 1990 y noviembre de 2000-agosto de 2001 tuvieron sequía severa, y octubre de 2011-junio de 2012 tuvieron sequía extrema (Figura 8b); en Calderón, marzo-abril de 2001 y julio-septiembre de 2013 registraron sequía severa (Figura 8c); en Zula, abril-julio de 1990, octubre de 1986-mayo de 1987, octubre de 2000-junio de 2001 y julio-agosto de 2006 tuvieron sequía severa, y octubre de 2011-enero de 2012 registraron sequía extrema (Figura 8d). La clasificación de los estados de sequía (leve, moderada, severa extrema) se tomaron de la definición de los estados de sequía hidrológica con base en el SDI, propuesto por Nalbantis y Tsakiris (2009) (Tabla 1). La definición de los diferentes tipos de sequía se puede consultar en los trabajos de Wilhite (2000), y de Castellano-Bahena y Ortega-Gaucin (2022).



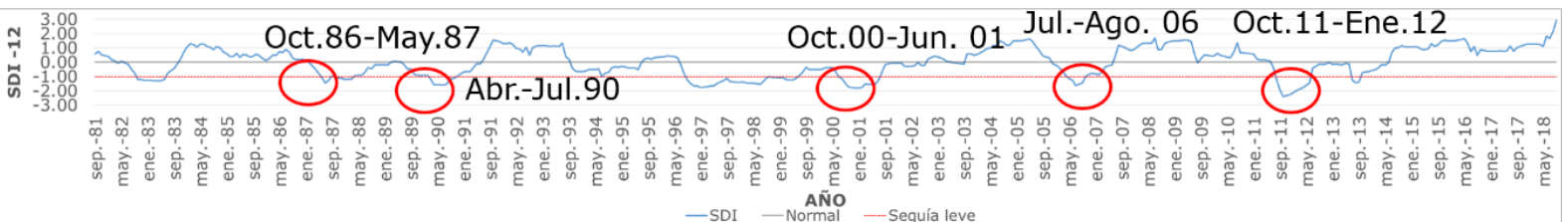
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 7. SDI de las estaciones hidrométricas del AMG (1981-2018):

(a) Camécuaro, (b) Yurécuaro II, (c) Calderón y (d) Zula.

Índice de amenaza por sequía hidrológica

Se obtuvieron los IA del periodo 2008-2018. Para obtener los IA de cada año se consideraron los meses totales del periodo 1981 al año a evaluar, y los meses registrados con sequía (leve, moderada, severa y extrema) de las estaciones hidrométricas de estudio. En la Tabla 8 y Tabla 9 se muestran los valores de IA del AHM y AMG del periodo de estudio. Se observa que el AHM tiene IA ligeramente mayores que el AMG. De las estaciones que pertenecen al AHM, la estación La Boca es la que tiene el mayor IA y en lo que respecta al AMG es la estación Camécuaro. En cuanto a los años donde se incrementó el IA, en ambas áreas fueron los años 2008 y 2012-2013.

Tabla 6. IA de la sequía hidrológica con base en el SDI-12 en el AHM.

Año	IA por estación			IA medio
	La Boca	El Cuchillo	Cerro Prieto	
2008	0.75	0.54	0.71	0.67
2009	0.72	0.53	0.69	0.64
2010	0.72	0.53	0.68	0.65
2011	0.70	0.52	0.66	0.63
2012	0.71	0.53	0.67	0.64
2013	0.71	0.52	0.68	0.64
2014	0.69	0.53	0.66	0.63
2015	0.67	0.53	0.64	0.61
2016	0.67	0.52	0.63	0.61
2017	0.65	0.54	0.64	0.61
2018	0.64	0.53	0.65	0.60

Tabla 7. IA de la sequía hidrológica con base en el SDI-12 en el AMG.

Año	IA por estación				IA medio
	Camécuaro	Yurécuaro	Calderón	Zula	
2008	0.57	0.54	0.58	0.58	0.57
2009	0.58	0.53	0.56	0.56	0.56
2010	0.59	0.53	0.54	0.54	0.55
2011	0.57	0.52	0.52	0.53	0.53
2012	0.58	0.53	0.50	0.54	0.54
2013	0.59	0.54	0.52	0.56	0.55
2014	0.59	0.53	0.53	0.56	0.55
2015	0.58	0.51	0.55	0.55	0.55
2016	0.57	0.50	0.54	0.53	0.54
2017	0.56	0.48	0.52	0.52	0.52
2018	0.55	0.47	0.51	0.50	0.51

Índice de vulnerabilidad y exposición (IV e IE)

a) Índice de vulnerabilidad general (IVG)

El *IVG* se obtuvo a partir de los índices de *IVSE*, *IVGI* e *IVA*. Los resultados de este índice para el AHM muestran que en el periodo de estudio la tendencia de la vulnerabilidad general es ir a la baja. Por su parte, los resultados del AMG muestran que varía de un año a otro, aunque en los últimos años tiende a ir a la baja (Figura 9). Esto se debió al comportamiento de los índices que integran el *IVG*: los resultados del

IVSE en el AHM y AMG mostraron una tendencia a la baja, lo cual se debió a que la población económicamente activa desocupada y la población en condiciones de pobreza disminuyeron, y el ingreso per cápita anual aumentó en el periodo de estudio. Estos resultados son congruentes con los que comenta Cedillo (2017) sobre Nuevo León y Jalisco, que se encuentran entre las entidades que más aportan al PIB nacional, con el tercer y cuarto lugar, respectivamente (en 2014 aportaron en conjunto 13.61 %); también concuerdan con datos del INEGI (2021), que reporta que en 2020 su aportación en conjunto fue de 15.3 % del PIB nacional.

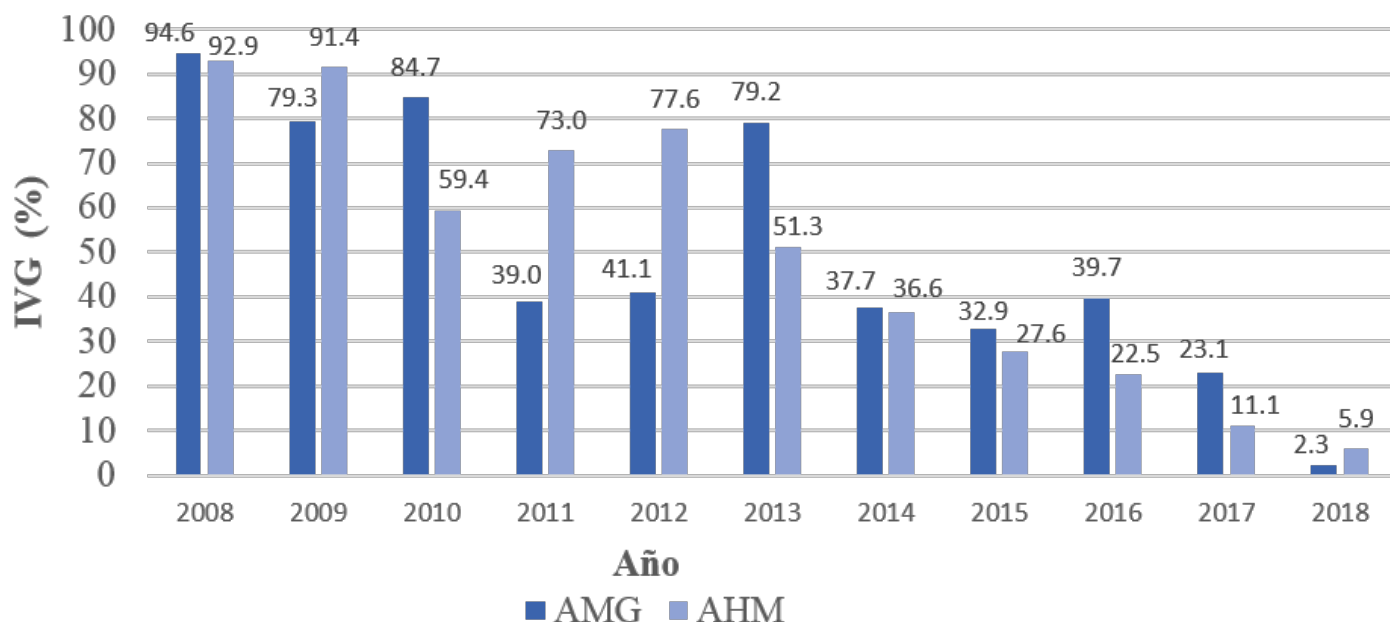


Figura 8. Evolución del IVG en el AMG y AHM (2008-2018).

Con respecto al AHM, los resultados del *IVGI* en lo relativo al *SADM* fueron muy cambiantes durante el periodo de análisis, sin una tendencia

específica. Su comportamiento se debió a que la eficiencia física, la eficiencia comercial y el consumo aumentaron y disminuyeron en el periodo de estudio. La disminución de la vulnerabilidad pudo deberse a algunas acciones que realizó el SADM en el AHM. Así, por ejemplo, en 2009 instaló 19.6 kilómetros de tubería en seis municipios del AHM; en 2013 instaló 2 mil 241 macromedidores, con lo que se logró una recuperación de 904.47 litros por segundo; en el periodo 2014-2018 se llevó a cabo sectorización, reparación de fugas, incremento de la cobertura de agua potable y mejoramiento de la eficiencia física en los macro sectores (SADM, 2010; SADM, 2013; SADM, 2014; SADM, 2015; SADM, 2017). Sobre el aumento de la vulnerabilidad, en 2011 y 2012 pasó de alta a muy alta, respectivamente; al respecto, la Conagua (2009b) comenta que entre los aspectos que hacen que la eficiencia física vaya disminuyendo se encuentran las dotaciones extraordinarias a zonas con asentamientos irregulares o a habitantes damnificados cuando suceden eventos climatológicos extremos. En cuanto al IVA, su tendencia es ir a la baja, lo cual se debe a que el SADM tiene el 100 % de volumen tratado y también a la disminución de los SDT, aunque la calidad del agua sigue siendo ligeramente salobre. En ese sentido, Alejandre, Valenzuela y Álvarez (2011) comentan que el AHM se localiza en un medio con escasez de agua, lo que crea una mayor conciencia en su uso y tratamiento por parte de la población.

Sobre el AMG, los resultados del *IVGI* en lo relativo al SIAPA, que administra el agua potable del AMG, fueron muy cambiantes durante el periodo de análisis, sin una tendencia específica. Su comportamiento se debió a que la eficiencia física y la micromedición aumentaron y disminuyeron en ese lapso. La disminución del *IVGI* en algunos periodos

se debió a que el SIAPA trabajó en la disminución del rezago en el agua no contabilizada a través del proceso de sectorización e instalación de medidores (SIAPA, 2010; SIAPA, 2017; SIAPA, 2018). Sin embargo, en otros periodos, el *IVGI* aumentó. Al respecto, McCulligh y Tetreault (2011) comentan que las pérdidas de aguas por fugas, desde hace mucho ha sido motivo de denuncia por parte de organizaciones sociales y civiles. El *IVA* mostró un comportamiento muy extremo de un año a otro. Este comportamiento se debe a los cambios en la calidad del agua superficial (DBO_5), subterránea (SDT) y al volumen tratado. Los resultados del incremento de DBO_5 son consistentes con lo que comentan De Anda y Maniak (2007) sobre la calidad del lago de Chapala, que se ha degradado por las descargas de aguas residuales, la disminución de los caudales del río y las extracciones de agua para el suministro a la AMG. En cuanto a los resultados de los SDT, éstos se incrementaron de manera considerable en 2012. Dicha alza pudo deberse a la sequía de 2011 que se presentó en la mayor parte de México (Ortega-Gaucin & Velasco, 2013). Finalmente, los resultados del volumen tratado subieron a partir del año 2011, con un promedio del periodo 2011-2018 de 68 %. Estos resultados son congruentes debido a que durante ese periodo se pusieron en operación dos macroplantas de tratamiento para las aguas residuales (PTAR): El Ahogado, inaugurada en 2012, y Agua Prieta, inaugurada en 2014 (McCulligh, 2019).

b) Índice de exposición general (IEG)

El *IEG* se obtuvo a partir de los índices de *IESE*, *IEGI* e *IEA*. Los resultados del *IEG* para el AMG y AHM muestran que su tendencia es ir al alza.

(Figura 10); esto se debió al aumento de los tres índices. El *IESE* aumentó, ya que la densidad de población se incrementó considerablemente en el periodo de estudio; ello obedece a que no existe una planeación urbana debido a que los ayuntamientos y gobiernos estatales realizan proyectos y obras sin coordinación previa en los planes de desarrollo (Iracheta, 2010; Pacheco-Vega, 2014). El *IEGI* aumentó debido al incremento del volumen de agua potable producido; al respecto López, Garcia y Cortez (2014) comentan que ante el incremento de la población se demandan más espacios para viviendas y éstas, a la vez, demandan más servicios. Por último, el *IEA* aumentó debido al incremento del grado de presión sobre el recurso hídrico; en el caso del AHM se puede observar que en el periodo 2013-2014 y en el AMG en 2014, el IEG es bajo y esto pudo deberse a la presencia del huracán Ingrid en 2013; por tal motivo, el grado de presión del recurso hídrico pudo haber disminuido. En general, el comportamiento del *IEA* en las áreas de estudio se puede explicar debido a que regionalmente las zonas centro, norte y noroeste del país tienen fuerte presión sobre el recurso hídrico (Conagua, 2017).

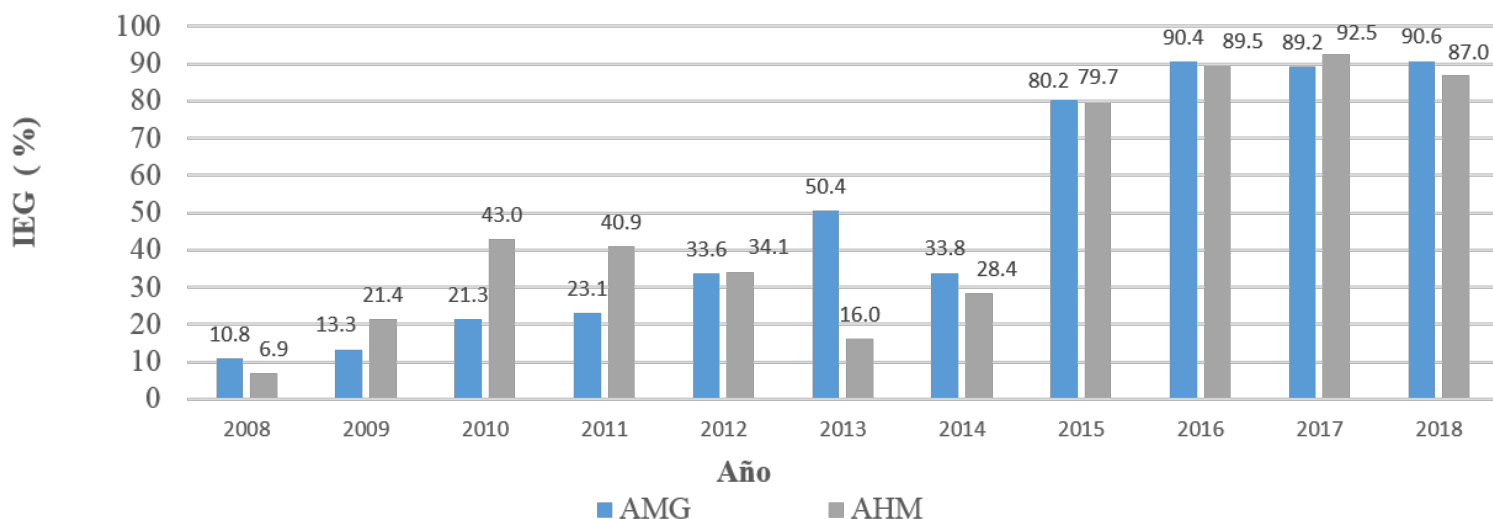


Figura 9. Evolución del IEG en el AMG y AHM (2008-2018).

Índice de riesgo por sequía (IRS)

Los resultados del IRS para el AMG y AHM muestran cambios abruptos en algunos años del periodo de análisis, aunque se aprecia una tendencia notable a ir en aumento, sobre todo en el AMG (Figura 11). Lo que se deduce es que las áreas de estudio son muy sensibles a las sequías hidrológicas. De acuerdo con los resultados del índice de amenaza por sequía hidrológica (*IA*), en ambas áreas de estudio la sequía moderada fue mayor que las sequías severas y extremas, además en estas áreas el *IEG* (representado por la densidad de población, volumen de agua potable producida y grado de presión del recurso hídrico) tiende a ir en aumento.

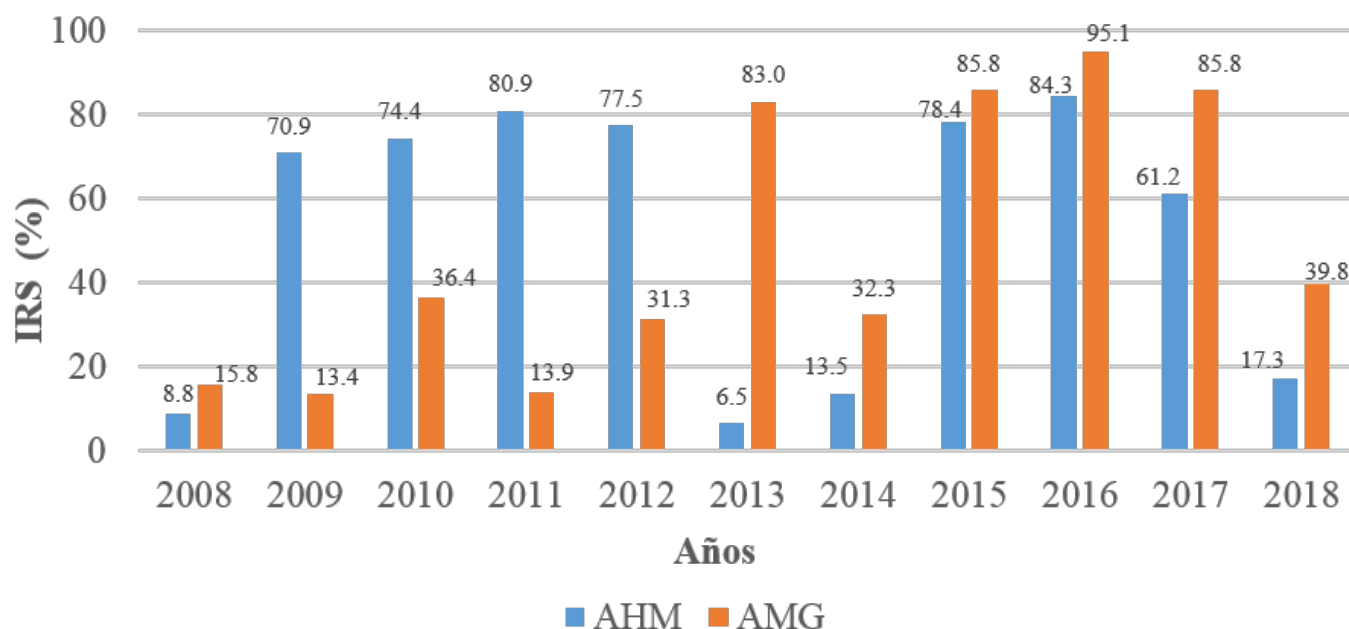


Figura 11. Evolución del IRS en el AHM y AMG (2008-2018).

Con respecto al AHM, en el periodo 2008-2011, el *IRS* pasó de muy bajo a muy alto, y esto se debió al *IVG* y al *IEG*, en específico al *IVSE* (pobreza) y al *IESE* (densidad de población), pues aumentaron en ese año. Estos resultados son consistentes con lo publicado por el Coneval (2018a), donde la pobreza a nivel nacional se incrementó 1.8 puntos porcentuales como efecto de la crisis financiera de 2008-2009, y también aumentó la volatilidad de los precios de los alimentos. En el caso del periodo 2013-2014, el *IRS* fue muy bajo, lo cual se debió a que el *IVA* disminuyó, ya que el *SADM* tiene el 100 % de volumen tratado, y también disminuyeron los *SDT*, aunque la calidad del agua sigue siendo ligeramente salobre. Con respecto *IVGI*, sus resultados fueron muy cambiantes de un año a otro sin una tendencia específica, lo cual se debió

a que la eficiencia física no aumentó en el periodo de análisis, lo que se tradujo en pérdidas por fugas. Aguilar y Monforte (2018) comentan que el volumen de agua no contabilizada en el AHM llegó a su nivel máximo en 2010, y se ha mantenido a partir de entonces, con una tendencia al alza. También se puede observar que la sequía meteorológica ocurrida en el periodo 2011-2012 que se presentó como una sequía severa, no se percibió en el AHM y esto se debió al paso del huracán Alex en julio de 2010, donde se presentaron más de 60 horas de intensas lluvias y las presas se llenaron en su totalidad (Sedesol, 2010). Al respecto Aguilar-Barajas *et al.* (2015) comentan que el AHM tiene un sistema de abastecimiento de agua muy vulnerable, altamente dependiente de la presencia de huracanes para que se llenen las tres presas que surten al área. Por ejemplo, el 1° de septiembre de 2013, las presas El Cuchillo y Cerro Prieto se encontraban en niveles críticos después de dos años de sequía meteorológica. Las abundantes lluvias del 12 y 13 septiembre de ese mismo año (por la presencia del huracán Ingrid) permitieron la recuperación de estos embalses, ocultando así el grado de vulnerabilidad a la que está expuesta el AHM.

En el caso del AMG, en 2013 el *IRS* pasó de bajo a muy alto, y esto se debió a que aumentó el *IVG* y el *IEG*, en específico el *IVSE* (aumento de la población económicamente activa desocupada y la población en condiciones de pobreza); ello sucedió como efecto de la crisis financiera (Coneval, 2018b), y al *IVA* e *IEA* (niveles mayores de SDT, así como aumento del grado de presión sobre el recurso hídrico). Al respecto, Flores-Elizondo (2016) afirma que varias poblaciones reciben impacto ambiental por descargas de aguas residuales sin control en el AMG sin que haya responsabilidad sobre los efectos a la salud resultantes. En el

caso del *IVGI*, se observa un comportamiento de sube y baja durante todo el periodo de estudio, lo cual se debió a que en algunos años la capacidad de adaptación (eficiencia física, eficiencia comercial, micro y macromedición) y la sensibilidad (consumo) aumentaron y en otros años disminuyeron. Uno de los problemas con la disponibilidad del agua es la escasa capacidad de almacenamiento. La combinación de las características geológicas, orográficas y la disponibilidad natural de los ríos que cruzan el estado dan como resultado que los sitios propicios para la construcción de infraestructura de almacenamiento en Jalisco sean limitados (Conagua, 2009b). El lago de Chapala, a causa de la intensa sequía durante 2012, estuvo a punto de convertirse en un desierto (Huerta, Castañeda, & Mora, 2016).

Discusión

Discusión relativa a la metodología

En relación con las metodologías para evaluar el riesgo por sequía hidrológica en áreas urbanas, como se mencionó en la introducción, existe relativamente poca investigación. La diferencia entre la metodología que se propone en este trabajo con respecto a las demás analizadas es el enfoque que se le da y su propósito. En este trabajo se evalúan primero los elementos del riesgo por sequía por separado (amenaza, vulnerabilidad y exposición) y después se analizan en conjunto para calcular el grado de riesgo de las áreas metropolitanas bajo análisis (AHM y AMG).

Durante la realización de este estudio se presentaron una serie de limitantes que dificultaron el análisis y la interpretación de los resultados obtenidos. Dentro de éstas destacan:

- La evaluación del peligro por sequía se vio limitada por la disponibilidad de información sobre los datos hidrométricos. Específicamente, hay carencia de información sobre las extracciones de aguas subterráneas y, en el caso de las aguas superficiales, algunas estaciones hidrométricas se omitieron, ya que más del 80 % de sus registros estaba incompletos y no era pertinente rellenarlos con algún método. Las estaciones hidrométricas seleccionadas cubren la zona de estudio.
- El tamaño de la muestra del periodo de estudio para la evaluación de los índices de vulnerabilidad y exposición fue de solo 11 años, lo cual se debió a que no se encontró información para todos los indicadores propuestos en años previos.
- Participación de los directivos de los OOAPAS en las dos áreas de estudio. Se tuvo su participación en la elección de los indicadores propuestos para la evaluación de los índices de vulnerabilidad y exposición, pero por motivo de la pandemia de la COVID-19 fue imposible una nueva reunión para la elección de los pesos de estos indicadores, así que en su lugar se optó por un método de ponderación alternativo. Esto pudo afectar el nivel de importancia que se le dio a cada indicador y al final haber influido en los resultados de la vulnerabilidad y exposición.
- La evaluación del riesgo por sequía en estas dos áreas de estudio se basa en datos publicados de diferentes dependencias, así que pueden

estar sesgados por la calidad de los indicadores y los métodos de ponderación utilizados.

A pesar de las limitaciones anteriores, se debe resaltar que la fortaleza de este estudio consistió en desarrollar una metodología para calcular el riesgo por sequía hidrológica en áreas urbanas, y que ésta puede ser replicable en otras zonas, además de contribuir al cierre de la brecha que hay en los estudios sobre la temática en cuestión.

Discusión relativa a los resultados

Los resultados mostraron que debido a que en las áreas de estudio el suministro de agua proviene más de la mitad de fuentes superficiales, esto la hace muy sensibles a las sequías hidrológicas, cuyas características se determinaron mediante el SDI. Se observa que el AHM tiene IA ligeramente mayores que el AMG.

Los resultados del IRS muestran que la tendencia en el AHM y AMG es ir en aumento, pues la población en esas áreas se ha incrementado y, por lo tanto, demanda más agua y está sufriendo de estrés hídrico. Se observa que cuando la población en condiciones de pobreza aumenta al igual que la población económicamente desocupada, y el ingreso *per cápita* disminuye, el IRS es mayor. Con respecto al IVGI y al IEGI, se observa que también la tendencia es ir al alza, ya que debido incremento de la población se está extrayendo más agua en un servicio continuo de 24/7 y, además, la eficiencia física no aumenta y esto resulta en pérdidas en fugas. Con respecto al IEA en el AHM y AMG, se observa una tendencia de ir al alza, debido a que el grado de presión del recurso hídrico ha ido

en aumento. En el caso del AMG, la calidad del agua superficial tiene indicios de contaminación. La calidad del agua subterránea es dulce (Conagua, 2016), sin embargo se puede observar cómo se incrementaron los SDT de manera considerable en 2012, lo cual pudo deberse a la sequía de 2011 que se presentó en la mayor parte de México.

Los resultados de la presente investigación confirman las declaraciones de Esparza (2014) sobre la idea de que los efectos agravados de las sequías y la escasez de agua no solo son por causas naturales, sino también por causa de factores sociales, donde se destacan las malas políticas de administración y el uso de las reservas de agua. Además, confirman lo escrito por Pineda-Pablos y Salazar-Adams (2016), quienes afirman que la sequía no tiene un efecto directo en los sistemas urbanos de agua, sino que está mediada por la infraestructura y gestión del agua; que el principal obstáculo para que las ciudades efectúen una gestión adaptativa del agua es la falta de sistemas de información confiable. También confirman las aseveraciones de Ahmadalipour *et al.* (2019), quienes consideran imprescindible controlar el crecimiento de la población para mitigar el riesgo por sequía, pues mejora la vulnerabilidad socioeconómica y reduce la exposición potencial a la sequía. Por último, se confirma la declaración de Camacho (2012) sobre que el incremento en la vulnerabilidad obligará a los organismos operadores a adaptarse a las nuevas condiciones impuestas por el cambio climático, las cuales no solo estarán asociadas con un incremento de la demanda, sino también con una mayor presión sobre las fuentes de agua, una disponibilidad menor y cambios en la calidad del agua, por mencionar algunas; elevando así los costos operativos y administrativos en una mayor proporción.

Las consecuencias de no contar con estrategias de gestión de riesgo para la disminución de la vulnerabilidad y la exposición se reflejaron en las crisis por la sequía intensa que se vivió en muchas partes de México en 2021, donde varias zonas urbanas, como Monterrey y la Ciudad de México, tuvieron severas restricciones en la disponibilidad y el suministro de agua a sus respectivas poblaciones, como lo mostraron las notas periodísticas de Meléndez (2021); Manuela (2021); Badillo (2021); Ramírez (2021); Martín (2021); Enciso, Davila, Partida, Nuñez y Chio (2021), y Flores (2021).

Conclusiones

Existe una amplia gama de enfoques, métodos y herramientas para determinar las componentes del riesgo por sequía, sin embargo, no hay métodos que sean universalmente aplicables para hacer estas evaluaciones, ya que el fenómeno de la sequía depende de muchos factores contextuales y sus efectos son distintos en cada caso. A partir de los 108 artículos científicos analizados sobre el tema, se observó que existe muy poca investigación respecto a las metodologías de riesgo urbano por sequía; de los trabajos encontrados solo en cinco de ellos se encuentra involucrada el área urbana de manera indirecta; por lo tanto, se concluye que existen vacíos de conocimiento y áreas de oportunidad importantes en los estudios del riesgo por sequía hidrológica en áreas urbanas. Este trabajo tuvo como objetivo contribuir al cierre de la brecha mencionada.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se demostró que la metodología propuesta es factible y útil en la evaluación del riesgo por sequía en las áreas bajo estudio (AHM y AMG). Los principales resultados de esta investigación se relacionan de manera positiva con los de otros estudios previos, como son los trabajos de Camacho (2012), Esparza (2014), Pineda-Pablos y Salazar-Adams (2016), y Ahmadalipour *et al.* (2019), y con lo que reportaron los principales diarios locales y nacionales sobre el impacto de la sequía en estas dos áreas para los últimos años. Por ejemplo, en el AMG se evidencia la deficiente gestión institucional, incremento de la población desmedida, mala calidad del agua, falta de cobertura de agua potable para algunas colonias, estrés hídrico y el impacto socioeconómico de la población en la compra de tinacos (Meléndez, 2021; Manuela, 2021; Badillo, 2021; Ramírez, 2021; Martín, 2021).

En el caso del AHM, se evidencia el grado de presión sobre el recurso hídrico, una eficiencia física que no incrementa y que resulta en pérdidas por fugas. Este último resultado coincide con los reportados por García *et al.* (2012), Aguilar-Barajas *et al.* (2015), y Aguilar y Monforte (2018), quienes comentan que a pesar de que la gestión actual en el AHM es considerada como eficiente cuando se evalúa en términos de indicadores de desempeño y eficiencia operativa, esta condición no es suficiente para ser considerada como sustentable.

La forma en que han evolucionado la vulnerabilidad, la exposición y el riesgo por sequía en el AHM y AMG facilita la comprensión de los riesgos, y se pueden desarrollar planes de adaptación y mitigación

apropiados. Esto también puede contribuir al cambio de paradigma de reactivo a proactivo en la atención de la sequía.

Finalmente, se recomienda que para estudios posteriores se involucre a los tomadores de decisiones, como pueden ser los directivos y operativos de los OOAPAS, en el proceso de evaluación de los distintos componentes del riesgo por sequía. En lo que respecta específicamente a la evaluación de la vulnerabilidad, ésta puede mejorarse incorporando el índice de corrupción en lugares donde dicho índice esté disponible; por último, es importante promover que los OOAPAS cuenten con información de indicadores confiables y de calidad para evaluar de forma adecuada su desempeño institucional.

Agradecimientos

A los doctores Héctor David Camacho González, Martín José Montero Martínez, Sergio Vargas Velázquez y Edmundo Pedroza González, por sus valiosas contribuciones para la realización de este proyecto de investigación. Mi profundo agradecimiento al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por el apoyo otorgado en la realización de mis estudios doctorales.

Referencias

Abreu, M. A., Velázquez, M. R., & Velázquez, D. C. (2021). Acciones metodológicas para la toma de decisiones con el uso de SPSS en la estadística inferencial. *Revista Conrado*, 17(S1), 125-132.

- Actis-di-Pasquale, E., & Balsa, J. (2017). La técnica de escalamiento lineal por intervalos: una propuesta de estandarización aplicada a la medición de niveles de bienestar social. *Revista de Métodos Cuantitativos para la Economía y la Empresa*, 23, 164-196. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=233151826008>
- Ahmadalipour, A., Moradkhani, H., Castelletti, A., & Magliocca, N. (2019). Future drought risk in Africa: Integrating vulnerability, climate change, and population growth. *Science of the Total Environment*, 662, 672-686. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.278
- Aguilar-Barajas, I., Sisto, N. P., & Ramírez, A. I. (2015). *Agua para Monterrey. Logros, retos y oportunidades para Nuevo León y México*. Recuperado de <https://repositorio.tec.mx/handle/11285/642843>
- Aguilar, B. I., & Monforte, G. (2018). Servicios públicos del agua, valor público y sostenibilidad: el caso del área metropolitana de Monterrey. *Gestión y Política Pública*, 27(1), 149-179. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-10792018000100149&lng=es&tlng=es
- Alejandro, J. A., Valenzuela, I. C., & Álvarez, J. D. R. (2011). *Gobernanza urbana y medio ambiente en la zona metropolitana de Guadalajara en desarrollo insostenible. Gobernanza, agua y turismo. Serie Ciclos y Tendencias en el Desarrollo de México/42*. México, DF, México: Casa Juan Pablos Centro Cultural, S. A. de C.V.

- Astorga, J. M. (2014). Aplicación de modelos de regresión lineal para determinar las armónicas de tensión y corriente. *Ingeniería Energética*, 35(3), 234-241. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=329132445008>
- Baños, R. V., Torrado-Fonseca, M., & Álvarez, M. R. (2019). Análisis de regresión lineal múltiple con SPSS: un ejemplo práctico. *REIRE Revista d'Innovació i Recerca en Educació*, 12(2), 1-10. Recuperado de <https://revistes.ub.edu/index.php/REIRE/article/view/reire2019.12.222704>
- Badillo, D. (27 de marzo, 2021). Inicia estiaje y el Valle de México y Guadalajara padecen ya desabasto de agua. *El Economista*. Recuperado de <https://www.eleconomista.com.mx/politica/Inicia-estiaje-y-el-Valle-de-Mexico-y-Guadalajara-padecen-ya-desabasto-de-agua-20210327-0001.html>
- Bas-Cerda, M. del C. (2014). *Estrategia metodológica para la construcción de indicadores compuestos en la gestión universitaria* (tesis doctoral). Editorial Universitat Politècnica de València. DOI: 10.4995/Thesis/10251/35330
- Bandura, R., & Martin, C. (2006). *A survey of composite indices measuring country performance: 2006*. New York, USA: United Nations Development Programme, Office of Development Studies.
- Batelis, S. C., & Nalbantis I. (2014). Potential effects of forest fires on streamflow in the Enipeas River Basin. Thessaly, Greece. *Environmental Processes*, 1(1), 73-85. DOI: 10.1007/s40710-014-0004-z

- Blancas-Peral, F. J., Contreras-Rubio, I., & Ramírez-Hurtado, J. M. (2011). Construcción de indicadores sintéticos una aproximación para maximizar la discriminación. XIX Jornadas de ASEPUMA-VII Encuentro Internacional. *Anales de la Asociación Española de Profesores Universitarios de Matemáticas (ASEPUMA)*, 19(0110), 1-23. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6017719>
- Blauhut, V. (2020). The triple complexity of drought risk analysis and its visualisation via mapping: A review across scales and sectors. *Earth-Science Reviews*, 210, 103345. DOI: 10.1016/j.earscirev.2020.103345
- Breña-Naranjo, A. (2021). Seguridad hídrica en tiempos de sequía. IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). *Perspectivas IMTA*, 14, DOI: 10.24850/b-imta-perspectivas-2021-14
- Camacho, D. (2012). *Metodología de evaluación de costos de adaptación al cambio climático en Organismos Operadores de Agua (OOPAS)*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/941/D_P1342.1.pdf?sequence=1
- Castellano-Bahena, H. V., & Ortega-Gaucin, D. (2022). Marco conceptual y metodológico del riesgo por sequía y sus componentes: amenaza, exposición y vulnerabilidad. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(2), 1-84. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-02-01

- Castro, L. A. P. (2010). Las principales causas de riesgo de los microcréditos otorgados por el banco de las oportunidades en la ciudad de Villavicencio en el periodo 2005-2006. *Cap & Cua*, 3(1), 4-5.
- Cedillo, J. L. (2017). México entre la carencia y abundancia del agua. *Revista Digital Universitaria*, 18(2). Recuperado de <http://www.revista.unam.mx/vol.18/num2/art21/art21.pdf>
- Chibinda, C., Arada-Pérez, Ma. A., & Pérez-Pompa, N. (2017). Caracterización por métodos físico-químicos y evaluación del impacto cuantitativo de las aguas del Pozo la Calera. *Revista Cubana de Química*, 29(2), 303-321. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-54212017000200010&lng=es&tlng=es
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2009a). *Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Jalisco*. Recuperado de <https://transparencia.info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/Programa%20H%C3%ADdrico%20Visi%C3%B3n%202030%20del%20Estado%20de%20Jalisco.pdf>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2009b). *Manual de incremento de eficiencia física, hidráulica y energética en sistemas de agua potable*. Recuperado de https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/publicaciones_conagua/Archivos%20de%20la%20SEMAR%20NAT/Investigacion%20y%20tecnologia%20del%20Agua-PENDIENTET/Manual%20de%20Incremento-2009.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *El agua en México: cauces y encauces*. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/el-agua-en-mexico-cauces-y-encauces/>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2011). *Programa de Seguimiento de Indicadores de Gestión para Cumplimiento de Meta de Eficiencia Global. Manual de Indicadores de Gestión*. Recuperado de <https://www.oromapas.gob.mx/transparencia/XXX/manualdeindicadores.pdf>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Política pública nacional para la sequía, documento rector*. Recuperado de <https://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Pol%C3%ADtica%20P%C3%BAblica%20Nacional%20para%20la%20Sequ%C3%ADa%20Documento%20Rector.pdf>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015a). *Programa de Medidas Preventivas y de Mitigación de la Sequía (PMPMS) para usuarios urbanos de agua potable y saneamiento*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/99851/PMPMS_Monterrey_NL.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015c). *"PMPMS para usuarios urbanos de agua potable y saneamiento", Organismo de Cuenca Río Bravo*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Monitoreo de la calidad del agua en México*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/monitoreo-de-la-calidad-del-agua-en-mexico>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2017). *Estadísticas del agua en México*. Recuperado de <https://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2014.pdf>

Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (2018a). *Informe de pobreza y evaluación 2018*. Recuperado de https://www.coneval.org.mx/coordinacion/entidades/Documents/Informes_de_pobreza_y_evaluacion_2018_Documentos/Informe_Nuevo_Leon_2018.pdf

Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (2018b). *Anexo único de los lineamientos y criterios generales para la definición, identificación y medición de la pobreza*. Recuperado de <https://www.coneval.org.mx/Normateca/Documents/ANEXO-Lineamientos-DOF-2018.pdf>

Conapo, Consejo Nacional de Población. (2015a). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conapo/documentos/delimitacion-de-las-zonas-metropolitanas-de-mexico-2015>

Conapo, Consejo Nacional de Población. (2015b). *Anexo C: metodología de ubicación del índice de marginación por localidad*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/159050/07_Anexo_C.pdf

- De-Anda, J., & Maniak, U. (2007). Modificaciones en el régimen hidrológico y sus efectos en la acumulación de fósforo y fosfatos en el lago de Chapala, México. *Interciencia*, 32(2), 100-107. Recuperado de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442007000200007
- Gobierno del Estado de Jalisco. (2015). *Decreto 25400/LX/15 de 2015, que reforma el artículo único del diverso número 23021 en el que se establecen los municipios que integran el AMG*. Recuperado de http://sigat.semadet.jalisco.gob.mx/urbano/index_archivos/pdf/Decreto%20AMG.pdf
- Gobierno del Estado de Jalisco (2013). *Decreto 24805/LX/13 de 2013. Ley que crea el Organismo Público Descentralizado del Poder Ejecutivo denominado Sistema Intermunicipal de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado*. Recuperado de <https://apiperiodico.jalisco.gob.mx/newspaper/import/12-24-13-x.pdf>
- Drewnowski, J., & Scott, W. (1966). *The level of living index* (Report No. 4). Geneva, Switzerland: United Nations Research Institute for Social Development.

- Díaz-Cuenca, E., Alvarado-Granados, A. R., & Camacho-Calzada, K. E. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, 14(1), 78-97. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/401/40123894005.pdf>
- Enciso, A., Davila, I., Partida, J. C., Nuñez, E., & Chio, Y. (29 de marzo, 2021). *Grandes zonas metropolitanas sufren por sequía y escasez*. Recuperado de <https://www.jornada.com.mx/notas/2021/03/29/politica/grandes-zonas-metropolitanas-sufren-por-sequia-y-escasez/>
- Esparza, M. (2014). La sequía y la escasez de agua en México. Situación actual y perspectivas futuras. *Secuencia. Revista de Historia y Ciencias Sociales*, (89), 193-219. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-03482014000200008&lng=es&tlng=es
- FAMM, Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey. (2018). *Plan hídrico Nuevo León, 2050*. Recuperado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/Plan-Hi%CC%81drico-NL-2050.pdf>
- Flores, L. (13 de mayo, 2021). Presas de Nuevo León con baja captación de agua podrían racionar suministro. *El Economista*. Recuperado de <https://www.eleconomista.com.mx/estados/Presas-de-Nuevo-Leon-con-baja-captacion-de-agua-podrian-racionar-suministro-20210513-0107.html>

- Flores-Elizondo, R. (2016). Gestión integral urbana del agua. Complejo de proyectos posibles para el Área Metropolitana de Guadalajara. En: Cortés-Lara M. A. (coord.). *Aportes a la sustentabilidad, una mirada desde la gestión del territorio y los recursos naturales* (pp. 221-240). Guadalajara, México: Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente ITESO. Recuperado de <https://rei.iteso.mx/bitstream/handle/11117/5520/9786079473853-REI.pdf?sequence=2&isAllowed=y#page=222>
- Füssel, H. M. (2004). Coevolution of the political and conceptual frameworks for climate change vulnerability assessments. In: Bierman, F., Campe, S., Jacob, K. (eds.). *Proceedings of the 2002 Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change Knowledge for Sustainability Transition: The Challenge for Social Science* (pp. 302-320). Amsterdam, The Netherlands: Global Governance Project. Recuperado de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.453.6189&rep=rep1&type=pdf#page=308>
- García, G. M., Benítez, I. A., & Gaudiano, E. G. (2012). Limitaciones de una gestión sectorizada para la sustentabilidad del agua: caso Monterrey, México. *Revista Bitácora Urbano Territorial*, 20(1), 53-63. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5001843>
- Gujarati, D. N. (2010). *Econometría* (5ª ed.). México, DF, México: Editorial McGraw-Hill/Interamericana.

- Hansen, M. P. & Alcocer, V. H. (2014). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores. Informe final*. Recuperado de <http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/1441>
- Huerta, P., Castañeda, A. A., & Mora, O. (2016). Impacto social del agua en la Región Centro Occidente y Los Altos de Jalisco, México. *Contribuciones a las Ciencias Sociales* (enero-marzo 2016). Recuperado de <http://www.eumed.net/rev/cccss/2016/01/agua.html>
- INEE, Instituto Nacional para la Evaluación de la Educación. (2016). *Panorama Educativo de México 2015. Indicadores del Sistema Educativo Nacional. Educación Básica y Media Superior*. Recuperado de <https://historico.mejoredu.gob.mx/wp-content/uploads/2019/01/P1B114.pdf>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2013). *Conociendo Jalisco*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenido/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/estudios/conociendo/JALISCO.pdf
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Nota técnica de la encuesta nacional de ocupación y empleo. Nueva edición (ENOE^N)¹, cifras durante el tercer trimestre de 2020*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/programas/enoe/15ymas/doc/enoe_n_nota_tecnica_trim3_2020.pdf

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2021). *Producto interno bruto por entidad federativa 2020. Comunicado de prensa Núm. 727/21.* Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2021/pibe/PIBEntFed2020.pdf>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2001). *Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C. A. Johnson (eds.)*. Cambridge, UK, and New York, USA: Cambridge University Press. Recuperado de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGI_TAR_full_report.pdf
- IPCC, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. (2014). *Cambio climático 2014. Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de Trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* (p. 34). Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial. Recuperado de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar5_wgII_spm_es-1.pdf

- Iracheta, C, A. (2010). *Evaluación del Fondo Metropolitano 2006-2009*. México, DF, México: Secretaría de Hacienda y Crédito Público, Banco Interamericano de Desarrollo, Colegio Mexiquense. Recuperado de <https://fddocuments.mx/document/fondo-metropolitano.html>
- Iyengar, N. S., & Sudarshan, P. (1982). A method of classifying region from Multivariate Data. *Economic and Political Weekly*, 17(51), Special Article, 2048-2052. Recuperado de <http://library.isical.ac.in:8080/jspui/bitstream/10263/1301/1/EAPW-17-51-1982-P2047-2052.pdf>
- Kang, S. M. (2002). A sensitivity analysis of the Korean Composite Environmental Index. *Ecological Economics*, 43(2-3), 159-174. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00207-0
- Kraas, F. (2008). *Megacities as global risk areas: Urban ecology* (Marzluff, J., Shulenberger, E., Endlicher, W. et al. (eds.) (pp. 583-596). New York, USA: Springer US.
- Knutson, C., Hayes, M. J., & Philips, T. (1998). *How to reduce drought risk. A guide prepared by the Preparedness and Mitigation Working Group of the Western Drought Coordination Council*. Lincoln, USA: National Drought Mitigation Center. Recuperado de <https://digitalcommons.unl.edu/droughtfacpub/168/>
- Khoshnazar, A., Corzo, G. A., & Diaz, V. (2021). Spatiotemporal drought risk assessment considering resilience and heterogeneous vulnerability factors: Lempa transboundary river basin in the Central American Dry Corridor. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(4), 386. DOI: 10.3390/jmse9040386

- López, R. I., García, R. J., & Cortez, M. P.E. (2014). *La micro medición del agua como instrumento de gobernabilidad a largo plazo para grandes núcleos urbanos*. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Ramon-Hernandez-3/publication/275583771_LA_MICRO_MEDICION_DEL_AGUA_COMO_INSTRUMENTO_DE_GOBERNABILIDAD_A_LARGO_PLAZO_PARA_GRANDES_NUCLEOS_URBANOS/links/553ffcd70cf2320416eceb39/LA-MICRO-MEDICION-DEL-AGUA-COMO-INSTRUMENTO-DE-GOBERNABILIDAD-A-LARGO-PLAZO-PARA-GRANDES-NUCLEOS-URBANOS.pdf
- Malik, A., Kumar, A., Salih, S. Q., & Yaseen, Z. M. (2021). Hydrological drought investigation using streamflow drought index. In: Deo, R., Samui, P., Kisi, O., & Yaseen, Z. (eds.). *Intelligent data analytics for decision-support systems in hazard mitigation* (pp. 63-88). Singapore: Springer Transactions in Civil and Environmental Engineering. DOI: 10.1007/978-981-15-5772-9_4
- Manuela, C. (15 de abril, 2021). Jalisco tiene “un desastre” en la gestión del agua: investigador. *Notisistema*. Recuperado de <https://www.notisistema.com/noticias/jalisco-tiene-un-desastre-en-la-gestion-del-agua-investigador/>
- Martín, R. (3 de abril, 2021). No es sequía, es saqueo. *Informador*. Recuperado de <https://www.informador.mx/ideas/No-es-sequia-es-saqueo--20210403-0022.html>
- Martínez, J. (2006). Agua y sostenibilidad: algunas claves desde los sistemas áridos. Centro de Investigación, Sociedad y Políticas Públicas (CISPO). *Polis: Revista Latinoamericana*, 14, 1-13.

- Martinez, S., Delgado, J., Escolero, O., Domínguez, E., Suarez, M., Fernandez-Bernal, A., & De la Rosa, M. A. (2010). *Socio-economic development in arid zones: The influence of water availability in the San Luis Potosi Basin, Mexico*. *Arid Environmental*. New York, USA: Nova Science Publishers.
- Mackenzie, C. A. (2014). Summarizing risk using risk measures and risk indices. *Risk Analysis*, 34(12), 2143-2162. DOI: 10.1111/risa.12220
- McCulligh, C., & Tetreault, D. (2011). *La gestión del agua en la Zona Metropolitana de Guadalajara. El modelo dominante versus las alternativas de la sociedad civil organizada*. Seminario Taller Agua, Ciudad y Cambio Climático, Guadalajara, México, 8-9, September.
- McCulligh, C. (2019). *Los retos políticos y sociales del saneamiento de aguas residuales municipales: casos de la cuenca alta del río Santiago* (tesis doctoral). Recuperado de <https://estudiosdeldesarrollo.mx/wp-content/uploads/2019/10/piCindy.pdf>
- Meléndez, V. (30 de marzo, 2021). Confirman que agua turbia es por contaminación. *El Norte*. Recuperado de <https://www.elnorte.com/aplicacioneslibre/preacceso/articulo/default.aspx?urlredirect=https://www.elnorte.com/confirman-que-agua-turbia-es-por-contaminacion/ar2154011?v=4&Fuente=MD&referer=--7d616165662f3a3a6262623b727a7a7279703b767a783a-->

- Mitchell, V. G. (2006). Applying integrated urban water management concepts: A review of Australian experience. *Environmental Management*, 37(5), 589-605. DOI: 10.1007/S00267-004-0252-1
- Morales, A., Olcina, J., & Rico, A. M. (2000). Diferentes percepciones de la sequía en España: adaptación, catastrofismo e intentos de corrección. *Investigaciones Geográficas*, (23), 5-46. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=17602301>
- Nalbantis, I. (2008). Evaluation of a hydrological drought index. *European Water* 23(24), 67-77. Recuperado de https://www.ewra.net/ew/pdf/EW_2008_23-24_06.pdf
- Nalbantis, I., & Tsakiris, G. (2009). Assessment of hydrological drought revisited. *Water Resources Management*, 23(5), 881-897. DOI: 10.1007/s11269-008-9305-1
- Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S., Hoffman, A., & Giovannini, E. (2005). *Handbook on constructing composite indicators: Methodology and user guide*, OECD Statistics Working Paper, STD/DOC (2005)3. Paris, France: OECD Publishing. Recuperado de <http://www.oecd.org/els/soc/handbookonconstructingcompositeindicatorsmethodologyanduserguide.htm>
- Neri, C., & Magaña, V. (2016). Estimation of vulnerability and risk to meteorological drought in Mexico. *Weather, Climate, and Society*, 8(2), 95-110. Recuperado de https://journals.ametsoc.org/view/journals/wcas/8/2/wcas-d-15-0005_1.xml

Norma Mexicana (NMX-AA-028-SCFI-2001). (2001). *Análisis de agua, determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-028-1981)*. Recuperado de <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2001/nmx-aa-028-scfi-2001.pdf>

Norma Mexicana (NMX-AA-034-SCFI-2015). (2015). *Análisis de agua - medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-034-SCFI-2001)*. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>

Ortega-Gaucin, D. (2012). *Sequía en Nuevo León: vulnerabilidad, impactos y estrategias de mitigación*. Apodaca, México: Instituto del Agua del Estado de Nuevo León (IANL). DOI: 10.13140/RG.2.1.1426.0563.

Ortega-Gaucin, D., & Velasco, I. (2013). Aspectos socioeconómicos y ambientales de las sequías en México. *Aqua-lac*, 5(2), 78-90. Recuperado de https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2014/06/Aspectos_socioeconomicos_y_ambientales_de_las_sequias_en_Mexico.pdf

Ortega-Gaucin, D., De la Cruz-Bartolón, J., & Castellano-Bahena, H. V. (2018). Drought vulnerability indices in México. *Water*, 10(11), 1671. MDPI AG. DOI: 10.3390/w10111671

- Ortega-Gaucin, D., Ceballos-Tavares, J. A., Ordoñez, A., & Castellano-Bahena, H. V. (2021). Agricultural drought risk assessment: A spatial analysis of hazard, exposure, and vulnerability in Zacatecas, Mexico. *Water*, 13(10), 1431. DOI: 10.3390/w13101431
- Pacheco-Vega R. (2014). Intermunicipalidad como un arreglo institucional emergente: el caso del suministro de agua en la zona metropolitana de Aguascalientes, México. *Revista de Gestión Pública*, 3(2), 207-234. DOI: 10.22370/rgp.2014.3.2.2241
- Patnaik, U., & Narayanan, K. (2009). *Vulnerability and climate change: An analysis of the eastern coastal districts of India* (MPRA Paper No. 22062). Munich, Germany: Munich Personal RePEc Archive, Munich University.
- Pérez, A., & Mas, F. (2009). Evaluación de los errores de modelos digitales de elevación obtenidos por cuatro métodos de interpolación. *Investigaciones Geográficas*, (69), 53-67. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112009000200005&lng=es&tlng=es
- Perló, M., & González, E. (2005). *¿Guerra por el agua en el Valle de México? Estudios sobre las relaciones hidráulicas en el Distrito Federal y el Estado de México*. México, DF, México: Coordinación de Humanidades, Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad-UNAM, Fundación Friedrich Ebert Stiftung. Recuperado de http://centro.paot.org.mx/documentos/unam/guerra_por_agua_digital.pdf

- Pértegas, S., & Pita, S. (2001). Determinación del tamaño muestral para calcular la significación del coeficiente de correlación lineal de Pearson. *Unidad de Epidemiología Clínica y Bioestadística. Complejo Hospitalario Juan Canalejo. A Coruña (España): cad aten primaria* 2001;2002; 9: 209-211. Recuperado de <https://www.fisterra.com/formacion/metodologia-investigacion/determinacion-tamano-muestral-para-calcularsignificacion-coeficiente-correlacion-lineal/>
- Peters, E., Campoy-Favela, J., & Flessa, K. (2009). *Ciénega de Santa Clara comprehensive monitoring program*. México, DF, México: publicación especial del Instituto Nacional de Ecología.
- Pineda-Pablos, N., & Salazar-Adams, A. (2016). Ciudades y sequía en México. La gestión del agua como estrategia crítica de mitigación. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(5), 95-113. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222016000500095&lng=es&tlng=es
- Raffestin, C. (1993). *Por uma geografia do poder*. São Paulo, Brasil: Editora Ática.
- Ramírez, M. (21 de abril, 2021). Sequía en Jalisco viola el derecho humano al acceso al agua asegura especialista. *Milenio*. Recuperado de <https://www.milenio.com/politica/comunidad/sequia-jalisco-viola-derecho-humano-acceso-agua-udeg>
- Razali, N. M., & Wah, Y. B. (2011). Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. *Journal of Statistical Modeling and Analytics*, 2(1), 21-33. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/267205556>

- Romero-Saldaña, M. (2016). Pruebas de bondad de ajuste a una distribución normal. *Revista Enfermería del trabajo*, 6(3), 105-114. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5633043>
- Rocha, E. (2010). *Parámetros y características de las aguas naturales. Ingeniería de tratamiento y acondicionamiento de aguas*. Chihuahua, México: Universidad Autónoma de Chihuahua.
- SADM, Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, I. P. D. (2010). *Informe de actividades 2003-2009*. Recuperado de <https://pfiles.sadm.gob.mx/Pfiles/Uploads/Documentos/175.pdf>
- SADM, Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, I. P. D. (2013). *Informe de resultados 2013*. Recuperado de <https://pfiles.sadm.gob.mx/Pfiles/Uploads/Documentos/206.pdf>
- SADM, Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, I. P. D. (2014). *Informe de resultados 2014*. Recuperado de <https://pfiles.sadm.gob.mx/Pfiles/Uploads/Documentos/207.pdf>
- SADM, Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, I. P. D. (2015). *Dictamen de la revisión de la cuenta pública 2015*. Recuperado de https://www.asenl.gob.mx/cta_publica/pdf/2015/organismos/Informe_2015_ServiciosAguaYDrenaje.pdf
- SADM, Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, I. P. D. (2017). *Resultados de la evaluación de desempeño. Cuenta pública 2017*. Recuperado de https://www.asenl.gob.mx/cta_publica/pdf/2017/organismos/Informe_Servicios_de_Agua_y_Drenaje_Desempeno.pdf

Saltelli, A., Ratto, M., Andrés, T., Campolongo, F., Cariboni, J., Gatelli, D., Saisana, M., & Tarantola, S. (2008). *Global sensitivity analysis. The Primer*. Chichester, England: John Wiley & Sons Ltd. DOI: 10.1002/9780470725184

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2011). *Manifiesto de impacto ambiental modalidad particular que se presenta para el proyecto relacionado con un parque recreativo en un predio ubicado dentro de los límites de la presa Cerro Prieto en el municipio de Linares, Nuevo León municipio de Monterrey, Nuevo León*. Recuperado de <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/nl/estudios/2011/19NL2011UD034.pdf>

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales, indicadores clave de desempeño ambiental y de crecimiento verde*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf

Sena, A., Ebi, K. L., Freitas, C., Corvalan, C., & Barcellos, C. (2017). Indicators to measure risk of disaster associated with drought: Implications for the health sector. *PloS One*, 12(7), e0181394. DOI: 10.1371/journal.pone.0181394

SEAPAL, Sistema de los Servicios de Agua Potable, Drenaje y Alcantarillado de Puerto Vallarta. (2019). *Vallartenses refrendan su confianza en SEAPAL*. Recuperado de <http://www.seapal.gob.mx/vallartenses-refrendan-su-confianza-en-seapal-registra-99-2-de-eficiencia-comercial/>

Sedesol, Secretaría de Desarrollo Social. (2010). *Huracán Alex en Nuevo León, la memoria. Riesgos, testimonios y acción social*. Monterrey, México: Unidad de Planeación, Investigaciones y Diagnósticos de Desarrollo Social 2009-2015, Gobierno del Estado de Nuevo León. Recuperado de <http://www.nl.gob.mx/publicaciones/huracan-alex-en-nuevo-leon-la-memoria-riesgos-testimonios-y-accion-social>

Shapiro, S. S. & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality. *Biometrika*, 52(3/4), 591-611. DOI: 10.2307/2333709

SIAPA, Sistema Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado. (2010). *Informe de actividades y resultados enero-diciembre 2010 del SIAPA*. Guadalajara, México: Gobierno del Estado de Jalisco.

SIAPA, Sistema Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado. (2017). *Informe de actividades y resultados enero-diciembre 2017 del SIAPA*. Recuperado de https://www.siapa.gob.mx/sites/default/files/doctrans/informe_de_actividades_-_anual_2017.pdf

SIAPA, Sistema Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado. (2018). *Informe de actividades y resultados enero-diciembre 2018 del SIAPA*. Recuperado de https://www.siapa.gob.mx/sites/default/files/doctrans/informe_anual_2018.pdf

- Tigkas, D., Vangelis, H., & Tsakiris, G. (2015). DrinC: A software for drought analysis based on drought indices. *Earth Science Informatics*, 8, 697-709. DOI: 10.1007/s12145-014-0178-y
- Torres, P., Cruz, C., & Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79-94. Recuperado de <https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/59>
- Torres, M., & Barajas, L. (2013). *Descripción de la cuenca hidrográfica del río San Juan, presa La Boca-presa El Cuchillo, Nuevo León, México, Monterrey*. Recuperado de <https://docplayer.es/20730632-Descripcion-de-la-cuenca-hidrografica-del-rio-san-juan-presa-la-boca-presa-el-cuchillo-nuevo-leon-mexico.html>
- Torres-Lima, P. (2015). *Ecourbanismo y habitabilidad regional. Contribuciones de América Latina*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/291345490_Ecourbanismo_y_habitabilidad_regional_Contribuciones_de_America_Latina
- Tsakiris, G. (2007). Practical application of risk and hazard concepts in proactive planning. *European Water*, 19(20), 47-56. Recuperado de https://www.ewra.net/ew/pdf/EW_2007_19-20_05.pdf
- UNDRO, United Nations Disaster Relief Organization. (1979). *Natural disasters and vulnerability analysis. Report of experts group meeting*. Recuperado de <https://digitallibrary.un.org/record/95986?ln=es>

- UNCCD, United Nations Convention to Combat Desertification. (2013). Economic and social impacts of desertification, land degradation and drought. In: *White paper I, UNCCD 2nd Scientific Conference. Prepared with the contributions of an international group of scientists.* Recuperado de <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=b4a74a3888c708f886a5ed7fbdd519f03b41271d>
- Welle, T., & Birkmann, J. (2015). The World Risk Index – An approach to assess risk and vulnerability on a global scale. *Journal of Extreme Events*, 2(1). Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/283087679_The_World_Risk_Index_An_Approach_to_Assess_Risk_and_Vulnerability_on_a_Global_Scale
- Wilhite, D. A. (2000). Chapter 1 drought as a natural hazard: Concepts and definitions. In: Wilhite, D. (ed.). *Drought: A global assessment*. Vol. I (pp. 3-18). London, UK: Routledge. Recuperado de <https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1068&context=droughtfacpub>
- Wise, S. (2000). Assessing the quality for hydrological applications of digital elevation models derived from contours, *Hydrological Processes*, (14), 1909-1929. DOI: 10.1002/1099-1085(20000815/30)14:11/12<1909::AID-HYP45>3.0.CO;2-6
- Zaiontz, C. (2024). *Real statistics using Excel*. Recuperado de <https://real-statistics.com/>

Análisis de frecuencias de crecientes trivariados con dependencia regional y funciones Cópula

Trivariate flood frequencies analysis with regional dependence and Copula Functions

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

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

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

Resumen

Las *crecientes de diseño* (CD) permiten dar dimensión por seguridad hidrológica a las obras hidráulicas de protección. Su estimación más confiable se obtiene con el *análisis de frecuencias* (AF) univariado, el cual representa los gastos máximos anuales disponibles, con una función de distribución de probabilidades (FDP) idónea, para estimar las *predicciones* buscadas. En este estudio, el AF se realiza con el enfoque *trivariado*, procesando un registro base de gastos *QX* y otros dos auxiliares, *QY* y

QZ , que están correlacionados con el primero y tienen igual amplitud. Se describe con detalle cómo se verifica que los gastos QX , QY y QZ sean *simultáneos*, es decir, que pertenezcan al mismo evento analizado. La FDP *conjunta* trivariada de gastos se obtuvo mediante la *función Cópula* de Gumbel-Hougaard, que mostró excelente ajuste y reprodujo la dependencia observada en los gastos. La aplicación numérica expuesta procesó 43 gastos anuales y se realizó en las estaciones hidrométricas Tempoal como base, y El Cardón y Terrerillos como auxiliares del sistema del río Tempoal de la Región Hidrológica No. 26 (Pánuco), México. Para la búsqueda de las FDP *marginales* idóneas se utilizó el diagrama de cocientes de momentos L , y además se aplicaron para contraste de predicciones las FDP Kappa y Wakeby. Por último, se formulan las conclusiones, las cuales destacan la importancia del enfoque trivariado, basado en la dependencia regional, para validar el comportamiento en magnitudes de las CD estimadas con el enfoque *univariado*.

Palabras clave: funciones Cópula (FC), FC de Frank y Gumbel-Hougaard, FC multivariadas simétricas, FC trivariadas asimétricas, cociente tau de Kendall, dependencia en el extremo superior y observada, periodo de retorno secundario, eventos de diseño.

Abstract

Design floods (DF) give dimension for hydrological security to the hydraulic protection works. The most reliable estimate is obtained through the univariate *frequency analysis* (FA), which represents the maximum annual flows available, with an appropriate probability distribution function (PDF), to estimate the *predictions* sought. In this study, the FA

is carried out with the *trivariate* approach, processing a base record of flows QX and two other auxiliaries, QY and QZ , which are correlated to the first and have the same amplitude. The verification of the *simultaneous* character of the QX , QY and QZ flows (that they belong to the same event analyzed) is described in detail. The *joint* trivariate PDF of flows was obtained using the Gumbel-Hougaard *Copula function*, which showed an excellent fit and reproduced the observed dependency on flows. A numerical application exposed here processed 43 annual flows and was carried out at the hydrometric stations, Tempoal as base, and El Cardón and Terrerillos as auxiliaries of the Tempoal river system of Hydrological Region No. 26 (Pánuco), Mexico. In order to obtain the ideal *marginal* PDFs, the Moment Ratios Diagram L was used and, in addition, the Kappa and Wakeby PDFs were applied to contrast predictions. Finally, conclusions are formulated, which highlight the importance of the trivariate approach, based on regional dependence, to validate the behavior in magnitudes of the DF estimated with the *univariate* approach.

Keywords: Frank and Gumbel-Hougaard *CF*, symmetric multivariate *CF*, asymmetric trivariate *CF*, Kendall's tau ratio, upper tail and observed dependences, secondary return period, design events.

Recibido: 15/02/2023

Aceptado: 16/09/2023

Publicado Online: 11/10/2023

Introducción

Generalidades

La república mexicana se localiza en la zona de influencia de los huracanes o ciclones que se originan en el mar Caribe y en el océano Pacífico, los cuales generan tormentas convectivas locales y extensas tormentas orográficas. Además, la afectan los frentes fríos que son fenómenos meteorológicos de gran alcance espacial. Estos eventos atmosféricos originan *crecientes* o *avenidas máximas* que inundan diversas regiones del país, las cuales producen pérdida de vidas humanas, y enormes daños económicos y ambientales (Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño, & Ortega-Gil, 2006).

El estudio hidrológico básico de estimación de las crecientes se denomina *análisis de frecuencias* (AF), el cual define las *crecientes de diseño* (CD), que son gastos máximos del río asociados con bajas probabilidades de ser excedidos. Las CD permiten dimensionar por seguridad hidrológica diversas obras hidráulicas de protección como muros y diques de contención, puentes, rectificaciones y canalizaciones de ríos, y el drenaje urbano.

Para que la estimación de las CD sea confiable, el registro de gastos máximos anuales procesado debe ser aleatorio, la función de distribución de probabilidades (FDP) utilizada para obtener las *predicciones* buscadas debe ser idónea y el método empleado para su ajuste eficiente. Además, la selección de resultados debe ser objetiva.

Los AF comenzaron a mediados del siglo pasado e inicialmente fueron de carácter *univariado*, procesando por lo general el gasto máximo anual.

Hacia finales de tal siglo comenzaron los AF *bivariados*, con dos enfoques. El primero utilizó otras variables de las crecientes anuales, como su volumen escurrido y la duración total (Goel, Seth, & Chandra, 1998; Yue, Ouarda, Bobée, Legendre, & Bruneau, 1999). El segundo enfoque empleó registros auxiliares, con cercanía regional que mostraban dependencia o correlación. Estos AF se llevaron hasta el nivel *trivariado* (Escalante-Sandoval & Raynal-Villaseñor, 1994).

Los primeros AF bivariados se basaron en una FDP conjunta, que tenía distribuciones marginales iguales (normales o Gumbel) y periodo común de registro en sus variables. Los primeros AF trivariados también aplicaron una FDP conjunta con marginales iguales, pero procesaron sus variables con periodos de registro diferentes. El ajuste de tal distribución conjunta se realizó por máxima verosimilitud, con un proceso algebraico complejo que se resolvió con optimización numérica (Escalante-Sandoval & Raynal-Villaseñor, 2008).

En este estudio, el AF se aborda bajo el enfoque *trivariado*, con un registro base (QX) y dos auxiliares (QY y QZ), que muestran dependencia, es decir, están correlacionados y tienen igual número de años de registro. La FDP que va a representar a la terna de registros se construye con base en sus distribuciones univariadas idóneas previamente adoptadas, por medio de una *función Cópula* (FC). Las predicciones estimadas con la FC adoptada se contrastan contra las obtenidas con una FDP univariada, ajustada al registro completo QX.

Objetivos

Para este estudio se formularon los siguientes cinco *objetivos*: (1) para los análisis trivariados se trabajó con dos familias de *FC* de la clase de Arquímedes: Frank y Gumbel-Hougaard; (2) las familias de *FC* citadas se aplicaron con sus versiones multivariadas denominadas simétricas; (3) también se utilizaron las familias de *FC* seleccionadas, de tipo anidado o asimétricas con dos parámetros de asociación; (4) se estiman eventos de diseño, a partir del periodo de retorno conjunto de Kendall, y (5) la teoría expuesta se aplicó en el sistema del río Tampoal, de la Región Hidrológica No. 26 (Pánuco), México. Se procesó como estación base Tampoal y como auxiliares El Cardón, Los Hules y Terrerillos, con un registro conjunto de 43 crecientes anuales.

Organización del estudio

Debido a lo extenso y diverso de los conceptos teóricos y cálculos involucrados, es conveniente describir su organización para una mejor comprensión del estudio o investigación. Para ello, se tienen tres capítulos: (1) el de funciones Cópula y datos procesados; (2) el de resultados y su discusión, y (3) las conclusiones.

El capítulo siguiente expone un resumen de los aspectos teóricos aplicados en el estudio, por ello comienza con un inciso que cita las ventajas y aspecto operativo de las funciones Cópula (*FC*). Después se presentan las *FC* bivariadas que serán utilizadas, cuyo ajuste emplea el cociente tau de Kendall y su selección se basa en la dependencia

probabilística de su extremo derecho. Esta primera parte teórica concluye con la descripción de las *FC* trivariadas que serán aplicadas.

Enseguida se abordan tres conceptos del análisis de frecuencias, cuya aplicación permite el ajuste y selección de las *FC*: (a) la estimación de las probabilidades empíricas univariadas y trivariadas; (b) la búsqueda de las FDP marginales óptimas, con base en los errores de ajuste, y (c) conceptos y ecuaciones de los periodos de retorno trivariados de tipo OR, AND y secundario, o de Kendall. Por último, en este capítulo se exponen los gastos de las crecientes máximas anuales que serán procesados y se describe cómo se verificó la simultaneidad de tales eventos regionales.

Respecto al capítulo de resultados y su discusión (Figura 1), se esquematiza la secuencia de temas teóricos y sus cálculos con la idea de formular un diagrama de flujo explicativo.

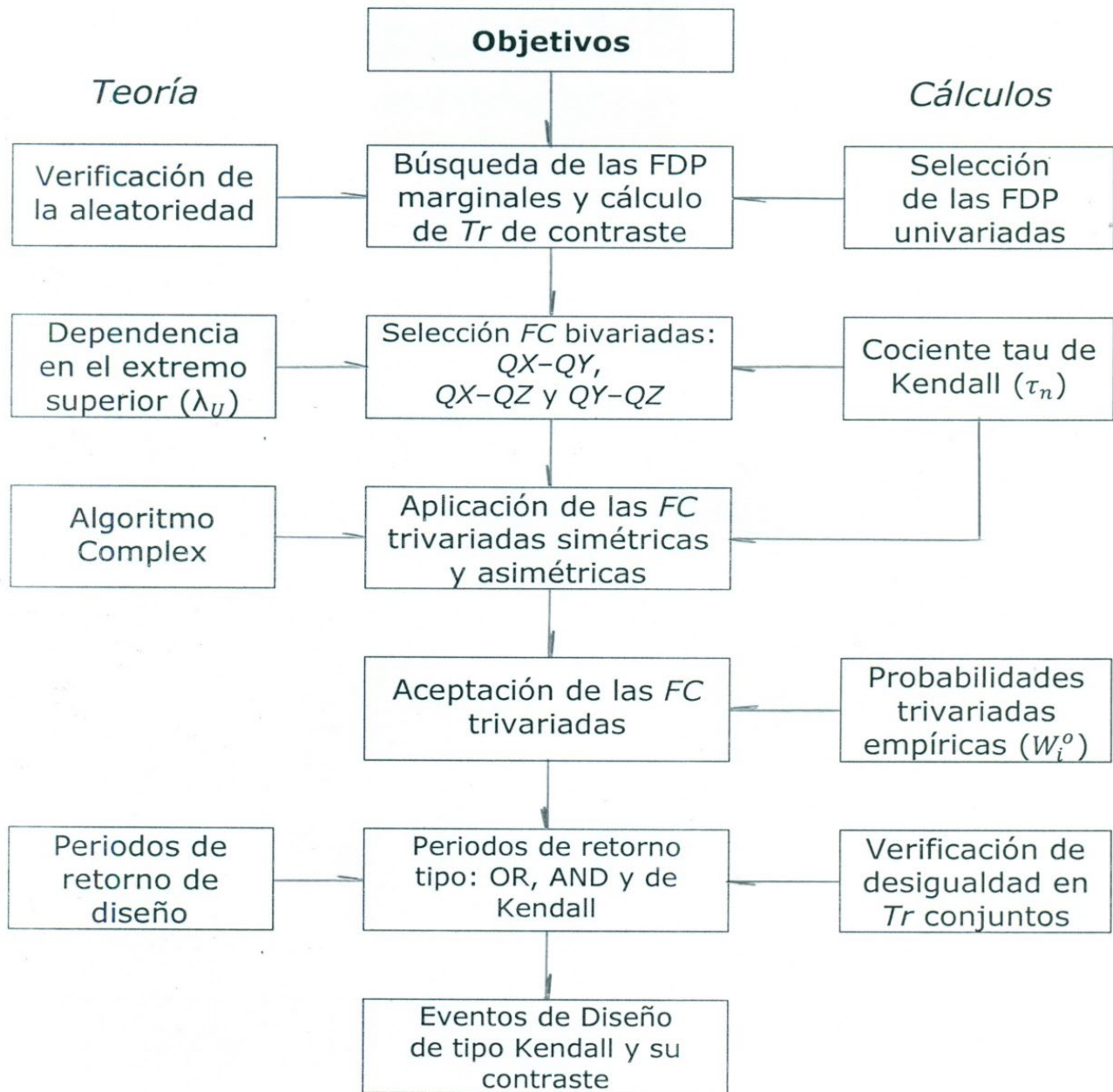


Figura 1. Diagrama de flujo de conceptos teóricos y cálculos, realizados en el capítulo de resultados y su discusión.

Funciones Cópula y datos procesados

Ventajas

La ventaja básica de las *funciones Cópula (FC)* consiste en permitir formar y expresar la *distribución conjunta o multivariada* de variables aleatorias que están correlacionadas, como una función de sus distribuciones marginales, previamente adoptadas. Por lo anterior, una *FC* enlaza o relaciona las distribuciones marginales univariadas para formar la *distribución multivariada*.

Otra ventaja de las *FC* al formar distribuciones multivariadas es el hecho de que ellas separan el efecto de la dependencia o correlación entre las variables aleatorias de los efectos de las distribuciones marginales en la modelación conjunta.

La aplicación de las *FC* ofrece entera libertad para adoptar o seleccionar las distribuciones marginales univariadas que mejor representen a los datos (Salvadori, De Michele, Kottegod, & Rosso, 2007; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Genest & Chebana, 2017; Zhang & Singh, 2019).

Familias de Cópulas

Las *funciones Cópula (FC)* que han sido desarrolladas se han clasificado en cuatro clases: de Arquímedes, de valores extremos, elípticas y misceláneas. También se clasifican en *FC* de un parámetro o de varios, dependiendo de la amplitud con la cual la estructura de la dependencia entre las variables aleatorias correlacionadas es definida (Meylan *et al.*,

2012; Genest & Chebana, 2017; Chowdhary & Singh, 2019). Salvadori *et al.* (2007) exponen un resumen amplio y útil de *FC*, que ha sido aplicada en el campo de la hidrología.

Cóputas de Arquímedes bivariadas

Las Cóputas de Arquímedes han tenido aplicación amplia debido a su construcción simple, un único parámetro, rango amplio y aceptación de ambos tipos de dependencia (positiva y negativa). Designando a $F_X(x) = u$, $F_Y(y) = v$ las FDP marginales y θ el parámetro que mide la dependencia o asociación entre u y v , se exponen las siguientes dos familias de Cóputas de Arquímedes (Genest & Favre, 2007; Salvadori *et al.*, 2007; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

La primera *FC* se seleccionó para servir de contraste, de un buen ajuste a los datos (Chowdhary & Singh, 2019), pero carece de capacidad para reproducir la dependencia observada en la cola derecha de tales datos. Con tal planteamiento, se podrían haber utilizado las *FC* de Clayton, Planckett o Raftery, que son más fáciles de ajustar. La segunda *FC* seleccionada sí tiene tal capacidad.

(1) Familia de *FC* de Frank

Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = -\frac{1}{\theta} \ln \left[1 + \frac{(e^{-\theta u} - 1)(e^{-\theta v} - 1)}{e^{-\theta} - 1} \right] \quad (-\infty, \infty) \setminus \{0\} \quad (1)$$

Para la dependencia negativa $0 \leq \theta < 1$ y para la positiva $\theta > 1$, con $\theta = 1$ para la independencia entre u y v . La relación de θ con el cociente tau de Kendall (τ_n) es la siguiente:

$$\tau_n = 1 + \frac{4}{\theta} [D_1(\theta) - 1] \quad (2)$$

siendo $D_1(\theta)$ la función Debye de orden 1, cuya expresión es:

$$D_1(\theta) = \frac{1}{\theta} \int_0^\theta \frac{s}{e^s - 1} ds \quad (3)$$

La ecuación anterior se evaluó con integración numérica, ratificando sus resultados contra los valores tabulados por Stegun (1972). Se aplicó el método de la cuadratura Gauss-Legendre, cuya ecuación operativa es (Nieves & Domínguez, 1998; Campos-Aranda, 2003):

$$\int_a^b f(x) dx \cong \frac{b-a}{2} \sum_{i=1}^{np} w_i \cdot f \left[\frac{(b-a)h_i + b+a}{2} \right] \quad (4)$$

en la cual:

w_i = coeficientes del método

h_i = abscisas

np = número de parejas en donde se evalúa la función $f(x)$, con el argumento indicado en $f[\cdot]$

En Davis y Polonsky (1972) se obtuvieron las 12 parejas utilizadas de w_i y h_i con 15 dígitos, que son aceptables en el lenguaje *Basic* como variables de doble precisión.

(2) La FC de Gumbel-Hougaard

También pertenece a la familia de valores extremos y solo acepta dependencia positiva. Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = \exp\left\{-\left[(-\ln u)^\theta + (-\ln v)^\theta\right]^{1/\theta}\right\} [1, \infty) \quad (5)$$

Con $\theta = 1$ se tiene independencia entre u y v . La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:

$$\tau_n = \frac{\theta-1}{\theta} \quad (6)$$

Indicador numérico de asociación

Concordancia

Como la *FC* caracteriza la *dependencia* entre las variables aleatorias u y v , es necesario el estudio de las medidas de asociación para disponer de un método que permita estimar su parámetro θ . En términos generales, una variable aleatoria es *concordante* con otra cuando sus grandes valores están asociados con las grandes magnitudes de la otra, y los

valores pequeños de una con los valores reducidos de la otra (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Unas variables con correlación lineal directa serán concordantes, ya que al aumentar una la otra también lo hace. Variables con correlación lineal inversa serán *discordantes*, pues a grandes valores de una le corresponderán valores pequeños de la otra. Lo anterior implica que son *concordantes* (c) las parejas $(x_i - x_j)(y_i - y_j) > 0$ y *discordantes* (d) cuando $(x_i - x_j)(y_i - y_j) < 0$ (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Cociente tau de Kendall

Es un indicador numérico no paramétrico que mide la probabilidad de tener parejas concordantes; su expresión para estimarlo con datos bivariados es (Zhang & Singh, 2006; Zhang & Singh, 2019):

$$\tau_n = \frac{2}{n(n-1)} \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{signo}[(x_i - x_j)(y_i - y_j)] \quad (7)$$

En la ecuación anterior:

n = número de observaciones

$\text{signo}[\cdot] = +1$ si tales parejas son concordantes y -1 si son discordantes

Genest y Favre (2007) exponen una prueba para el cociente tau, que acepta la hipótesis nula H_0 de X y e *independientes*, y entonces su estadístico tiene distribución aproximadamente normal con media cero y varianza $2(2n + 5) / [9n(n - 1)]$. Por lo tanto, H_0 será rechazada con un nivel de confianza $\alpha = 5 \%$ si:

$$\sqrt{\frac{9n(n-1)}{2(2n+5)}} |\tau_n| > Z_{\alpha/2} = 1.96 \quad (8)$$

Dependencia en los extremos de las *FC* bivariadas

Generalidades

El criterio más importante que se aplica para seleccionar una *FC* bivariada es el basado en la magnitud de la dependencia en la cola superior de la distribución conjunta, lo cual tiene impacto en la veracidad de las predicciones extremas. La dependencia en la cola superior derecha (λ_U) es la probabilidad condicional de que Y sea mayor que un cierto percentil (s) de $F_Y(y)$, dado que X es mayor que tal percentil en $F_X(x)$, conforme s se aproxima a la unidad. La dependencia en la cola inferior izquierda (λ_L) compara que Y sea menor que X cuando s se aproxima a cero (Chowdhary & Singh, 2019).

En relación con las *FC* bivariadas expuestas, la de Frank tiene dependencias insignificantes en sus zonas extremas: por ello, $\lambda_L = 0$ y $\lambda_U = 0$. En cambio, la Cópula de Gumbel-Hougaard tiene dependencia significativa en la cola superior igual a:

$$\lambda_U = 2 - 2^{1/\theta} \quad (9)$$

Dupuis (2007) probó seis familias de *FC* bivariadas y encontró que su capacidad para estimar eventos extremos varía de mala a buena con el siguiente orden: Clayton, Frank, Normal, t -Student, Gumbel-Hougaard

y de Clayton Asociada (*Survival Clayton*). A conclusiones similares llegan Poulin, Huard, Favre y Pugin (2007) al comparar las mismas seis familias de Cópulas y la denominada A12 (Nelsen, 2006), que tiene dependencia significativa en su cola derecha.

Estimación de la dependencia observada

Para abordar la estimación de la dependencia en la cola superior (λ_U) que muestra los datos disponibles, se debe definir primero la llamada *Cópula empírica*. Como la *FC* que caracteriza la dependencia entre las variables aleatorias X y Y , entonces el par de rangos R_i y S_i procedentes de las tales variables son el estadístico que retiene la mayor cantidad de información y su escalamiento con el factor $1 / (n + 1)$ genera una serie de puntos en el cuadrado unitario $[0,1]^2$, formando el dominio de la Cópula empírica (Chowdhary & Singh, 2019) definida así:

$$C_n(u, v) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 1\left(\frac{R_i}{n+1} \leq u, \frac{S_i}{n+1} \leq v\right) \quad (10)$$

En la ecuación anterior, $1(\cdot)$ indica una función de las variables aleatorias U y V , que son una transformación en aumento continuo de X y Y en relación con las integrales de probabilidad empírica $F_n(X)$ y $F_n(Y)$, cuyas ecuaciones son:

$$U_i = \frac{\text{Rango}(X_i)}{n+1} = F_n(X_i) \quad V_i = \frac{\text{Rango}(Y_i)}{n+1} = F_n(Y_i) \quad (11)$$

Poulin *et al.* (2007), y Requena, Mediero y Garrote (2013) utilizan el estimador propuesto por Frahm, Junker y Schmidt (2005), el cual está basado en una muestra aleatoria obtenida de la Cópula empírica; su designación proviene de sus autores Capéraà, Fougères y Genest (1997). Su expresión es:

$$\lambda_U^{CFG} = 2 - 2\exp \left\{ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln \left[\sqrt{\ln \frac{1}{U_i} \cdot \ln \frac{1}{V_i}} / \ln \left(\frac{1}{\max(U_i, V_i)^2} \right) \right] \right\} \quad (12)$$

Este estimador acepta que la *FC* se puede aproximar por una de la clase de valores extremos y tiene la ventaja de no requerir un valor umbral para su estimación, como es el caso de los cuatro estimadores expuestos por AghaKouchak, Sellars y Sorooshian (2013).

Cóputas de Arquímedes trivariadas

Cóputas de Arquímedes simétricas

Chen y Guo (2019) indican para variables aleatorias multivariadas, mayores de dos ($d \geq 3$) y correlacionadas, que la familia de Cópulas de Arquímedes se divide en *simétricas* y *asimétricas*. Las primeras son fáciles de construir y tienen un único parámetro de asociación (θ), lo cual obliga a que todos los pares de variables muestren la misma estructura y grado de dependencia (Zhang & Singh, 2019).

Para las dos familias de Cópulas de Arquímedes expuestas y sus versiones *multivariadas simétricas* ($d \geq 3$) se indica su rango de θ y las funciones generadoras $\varphi(s)$, y su primera y segunda derivadas $\varphi'(s)$,

$\varphi''(s)$, donde s es la variable aleatoria en el intervalo de 0 a 1 (Grimaldi & Serinaldi, 2006a; Xu, Yin, Guo, Liu, & Hong, 2016; Chen & Guo, 2019; Zhang & Singh, 2019).

(3) Familia de Cópula multivariada de Frank

El rango de θ es $(0, +\infty)$ y el valor de $\theta = 1$ indica la condición de independencia en u_k :

$$C(u_1, u_2, \dots, u_d) = -\frac{1}{\theta} \ln \left[1 + \frac{\prod_{k=1}^d (e^{-\theta u_k} - 1)}{(e^{-\theta} - 1)^{d-1}} \right] \quad (13)$$

$$\varphi(s) = -\ln \left(\frac{e^{-\theta s} - 1}{e^{-\theta} - 1} \right) \quad (14)$$

$$\varphi'(s) = \frac{\theta}{1 - e^{\theta s}} \quad (15)$$

$$\varphi''(s) = \frac{\theta^2}{e^{\theta s} - 2 + e^{-\theta s}} \quad (16)$$

(4) Familia de Cópula multivariada de Gumbel-Hougaard

El rango de θ es $(1, +\infty)$ y el límite de $\theta = 1$ corresponde a la condición de independencia en u_k :

$$C(u_1, u_2, \dots, u_d) = \exp \left\{ - \left[\sum_{k=1}^d (-\ln u_k)^\theta \right]^{1/\theta} \right\} \quad (17)$$

$$\varphi(s) = [-\ln(s)]^\theta \quad (18)$$

$$\varphi'(s) = -\frac{\theta}{s} [-\ln(s)]^{\theta-1} \quad (19)$$

$$\varphi''(s) = \frac{\theta}{s^2} \{(\theta - 1)[- \ln(s)]^{\theta-2} + [- \ln(s)]^{\theta-1}\} \quad (20)$$

Cóputas de Arquímedes asimétricas

Para modelar diferentes estructuras de dependencia en variables aleatorias multivariadas, Chen y Guo (2019) recurren al enfoque de Grimaldi y Serinaldi (2006b) de aplicar Cóputas de Arquímedes *anidadas* (*nested*, en inglés). Con tal enfoque, las Cóputas de Arquímedes trivariadas *asimétricas* de dos parámetros de asociación (θ_1 y θ_2) más comunes tienen la fórmula general: $C(u, v, w) = C_{\theta_1}(w, C_{\theta_2}(u, v))$ y se exponen las dos siguientes (Grimaldi & Serinaldi, 2006b; Xu *et al.*, 2016; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019):

(5) Familia de Cóputa asimétrica de Frank trivariada

Con $\theta_2 \geq \theta_1 \in [0, \infty)$ y $\tau_{12}, \tau_{13}, \tau_{23} \in [0, 1]$ para tres variables aleatorias con dependencia positiva:

$$C(u, v, w) = -\frac{1}{\theta_1} \ln \left\{ 1 - F_1^{-1} \left(1 - \left[1 - F_2^{-1} (1 - e^{-\theta_2 u}) (1 - e^{-\theta_2 v}) \right]^{\theta_1 / \theta_2} (1 - e^{-\theta_1 w}) \right) \right\} \quad (21)$$

siendo:

$$F_1 = 1 - e^{-\theta_1}$$

$$F_2 = 1 - e^{-\theta_2}$$

(6) Familia de Cópula asimétrica de Gumbel–Hougaard trivariada

Con $\theta_2 \geq \theta_1 \in [1, \infty)$ y $\tau_{12}, \tau_{13}, \tau_{23} \in [0, 1]$ para tres variables aleatorias con dependencia positiva:

$$C(u, v, w) = \exp \left\{ - \left[((-\ln u)^{\theta_2} + (-\ln v)^{\theta_2})^{\theta_1/\theta_2} + (-\ln w)^{\theta_1} \right]^{1/\theta_1} \right\} \quad (22)$$

Estimación de probabilidades empíricas

Las probabilidades de no excedencia *empíricas* univariadas y trivariadas se estimaron con base en la fórmula de Gringorten (Ecuación (23)), la cual ha sido sugerida por varios autores para los análisis de frecuencias bivariados, y por Zhang y Singh (2007) para los trivariados. Tal ecuación es:

$$F(x) = \frac{i-0.44}{n+0.12} \quad (23)$$

siendo i el número del dato cuando se ordenan de menor a mayor, y n su número total o de años de los registros de gastos máximos anuales.

En los análisis bivariados se puede trabajar gráficamente en el plano bidimensional, como lo ha expuesto Campos-Aranda (2023).

Para el caso de las probabilidades trivariadas se trabajó en el espacio tridimensional con los gastos máximos anuales QX y QY en el plano x, y , y el QZ en el eje perpendicular (z). El proceso numérico comienza guardando los registros históricos de gasto máximo (QX , QY y QZ) anuales en archivos QXh , QYh y QZh ; además se ordenaron en forma progresiva de magnitud en archivos QXo , QYo y QZo . Enseguida se procesa cada dato anual para comparar el valor histórico contra el ordenado, y se contabilizan las veces que el segundo resultó menor o igual, y se designa NQX , NQY y NQZ . Lo anterior equivale a cambiar el dato original de cada terna de valores anuales históricos por su número de orden o *rango*.

Después se compara cada terna histórica de rangos contra todas las demás y se contabilizan las veces en que los tres rangos (condición AND) resultan menores; tal cantidad se denomina $NQXYZ$; es decir, el número de ocurrencias de combinaciones de qx , qy y qz menores en el espacio tridimensional. Por último, se aplica la fórmula de posición gráfica de Gringorten. Para el caso trivariado es la siguiente:

$$F_e(x, y, z) = P(QX \leq qx, QY \leq qy, QZ \leq qz) = \frac{NQXYZ_i - 0.44}{n + 0.12} \quad (24)$$

Selección de la función Cópula

Un enfoque simple de selección de la función Cópula se basa en los estadísticos del error de ajuste, al comparar las probabilidades empíricas

observadas (W_i^o) con las teóricas calculadas (W_i^c) con la función Cópula que se prueba. Los indicadores aplicados son el error medio estándar (EME), el error medio absoluto (EMA) y el error absoluto máximo (EAM); sus expresiones son (Chowdhary & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019):

$$EME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (W_i^o - W_i^c)^2} \quad (25)$$

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |W_i^o - W_i^c| \quad (26)$$

$$EAM = \max_{i=1:n} |W_i^o - W_i^c| \quad (27)$$

Búsqueda de las distribuciones marginales óptimas

La búsqueda de las distribuciones *marginales* idóneas tomó en cuenta las características estadísticas de los datos hidrológicos por procesar de la Tabla 1. Lo anterior, a través de los cocientes L de asimetría (t_3) y curtosis (t_4), que permiten definir en el diagrama de cocientes L de Hosking y Wallis (1997), las tres mejores distribuciones por su menor cercanía a las *cinco curvas* que se muestran en tal gráfico.

Tabla 1. Gastos máximos anuales (m^3/s) disponibles y estimados en las estaciones hidrométricas indicadas de la cuenca del río Temporal en el periodo común de 1960 a 2002.

Núm.	Año mes	Temporal	El Cardón	Los Hules	Terrerillos	NXYZ
1	1960 NOV	1277.0	1080.0	320.8	247.1	2
2	1961 JUN	852.9	303.5	434.5	525.0	6
3	1962 JUN	739.2	246.7	457.5	529.3	5
4	1963 JUL	1800.0	481.0	947.4	895.9	18
5	1964 DIC	748.0	122.6	258.0	397.1	1
6	1965 AGO	792.7	202.0	283.9	659.4	5
7	1966 JUN	1778.0	287.0	742.2	1121.7	16
8	1967 SEP	2245.0	854.2	1009.4	1153.0	25
9	1968 SEP	1145.0	476.0	1096.0	611.2	11
10	1969 SEP	1948.0	555.8	825.0	2224.2	28
11	1970 SEP	1418.0	339.9	800.0	1049.3	16
12	1971 OCT	1630.0	720.4	1064.0	1488.5	22
13	1972 JUL	989.0	185.8	450.0	529.0	6
14	1973 JUN	1668.0	387.0	749.0	1740.0	20
15	1974 SEP	4950.0	1198.3	1950.0	3187.8	37
16	1975 SEP	4040.0	1204.2	2470.0	2085.0	33
17	1976 OCT	1275.0	185.0	472.0	792.3	6
18	1977 OCT	514.0	179.1	559.0	162.9	1
19	1978 SEP	3725.0	1390.0	2874.0	2152.3	34
20	1979 SEP	1655.9	667.0	1082.0	514.2	9
21	1980 SEP	1162.0	357.0	583.2	994.1	14

Núm.	Año mes	Tempoal	El Cardón	Los Hules	Terrerillos	NXYZ
22	1981 AGO	2020.0	733.9	1650.3	(1151.3)	24
23	1982 SEP	539.6	133.1	268.8	491.4	2
24	1983 JUL	868.0	269.8	544.0	743.5	8
25	1984 SEP	4030.0	572.0	2834.9	2981.0	30
26	1985 JUL	1882.0	457.0	938.4	1487.7	22
27	1986 JUN	476.0	130.0	308.0	434.0	1
28	1987 JUL	1765.0	346.8	1440.0	2635.0	19
29	1988 SEP	3265.0	356.0	4350.0	3710.0	21
30	1989 SEP	649.0	306.0	644.0	2100.0	5
31	1990 AGO	1611.0	141.8	(3463.7)	204.5	1
32	1991 OCT	3532.0	1248.0	(1072.2)	2860.0	36
33	1992 OCT	2291.0	790.0	762.8	1607.5	29
34	1993 SEP	6120.0	865.5	1684.1	3422.5	37
35	1994 SEP	1133.0	412.0	723.8	1237.9	15
36	1995 AGO	741.9	381.6	440.9	474.0	3
37	1996 AGO	683.0	218.0	804.0	507.6	4
38	1997 OCT	905.0	85.7	428.4	362.5	1
39	1998 SEP	1266.9	(271.9)	204.3	994.4	13
40	1999 OCT	2693.7	602.9	630.9	3328.3	30
41	2000 JUN	641.2	(185.5)	84.9	753.4	4
42	2001 SEP	1847.9	498.3	278.5	1512.2	24
43	2002 SEP	926.4	134.0	496.7	822.2	5
Estadístico <i>U</i>		0.686	0.460	0.538	0.993	–

Estas distribuciones tienen tres parámetros de ajuste y son los siguientes: logística generalizada (LOG), general de valores extremos (GVE), Log-normal (LGN), Pearson tipo III (PE3) y Pareto generalizada (PAG). La curva de la PE3 permite probar a la distribución Log-Pearson tipo III (LP3). Este proceso ha sido descrito por Campos-Aranda (2023).

Además, se aplicaron las distribuciones Kappa y Wakeby, las cuales han mostrado gran versatilidad y universalidad para representar series de datos hidrológicos extremos debido a que tienen 4 y 5 parámetros de ajuste (Hosking, 1994; Hosking & Wallis, 1997; Kjeldsen, Ahn, & Prosdocimi, 2017).

La distribución LP3 fue la única que se aplicó con el método de momentos en los dominios logarítmico (WRC, 1977) y real (Bobée, 1975), seleccionando la de mejor ajuste. Las siete restantes se ajustaron a los registros de gasto máximo de las crecientes anuales a través del método de momentos L, según procedimientos expuestos por Hosking y Wallis (1997), y Stedinger (2017).

Errores de ajuste

El primer criterio aplicado para la selección de la mejor FDP a unos datos o serie disponible fueron los llamados *errores de ajuste* (Kite, 1977; Willmott & Matsuura, 2005; Chai & Draxler, 2014). Este criterio será aplicado después de seleccionar las tres mejores FDP en el diagrama de cocientes L de acuerdo con su distancia absoluta mínima, y de haber aplicado las distribuciones Kappa y Wakeby.

Cambiando en las ecuaciones (25) y (26) las probabilidades observadas por los datos ordenados de la serie analizada (x_i) y las

probabilidades calculadas por los valores estimados con la FDP que se prueba o contrasta se obtienen el error estándar de ajuste (*EEA*) y el error absoluto medio (*EAM*). Los valores que se estiman ($\hat{x}_i$) se buscan para la misma probabilidad de no excedencia, asignada a los datos por la fórmula empírica de Gringorten (Ecuación (23)).

Estimación del parámetro de dependencia θ

El método más simple para estimar el parámetro θ de las *FC* bivariadas (Ecuación (1)) es por tanteos, igualando el cociente tau de Kendall y en las *FC* trivariadas simétricas (ecuaciones (13) y (17)), buscando que los estadísticos de los errores de ajuste (ecuaciones (25) a (26)) sean mínimos.

Estimación de los parámetros de dependencia θ_1 y θ_2

La búsqueda del valor mínimo de la Ecuación (25) o error medio estándar para el ajuste de las *FC* trivariadas asimétricas definidas por las ecuaciones (21) y (22) se realizó con base en el algoritmo Complex de múltiples variables restringidas o acotadas para encontrar los valores óptimos de θ_1 y θ_2 , cumpliendo con la condición $\theta_2 > \theta_1$.

El *algoritmo Complex* es una técnica de exploración local (Box, 1965), que se guía exclusivamente por lo que encuentra a su paso; sus antecedentes, una descripción breve de su proceso operativo y su código OPTIM en lenguaje *Basic* se pueden consultar en Campos-Aranda (2003). En Bunday (1985) se tiene otra descripción y código de este método de búsqueda.

Las designaciones principales en el código OPTIM son NX y NY, que definen el número de variables de decisión y dependientes, función de las primeras; para el caso analizado, dos (θ_1, θ_2) y una ($\theta_2 > \theta_1$). Una ventaja importante del código OPTIM radica en permitir un fácil acceso de los límites ($L = lower$, $U = upper$), nombres y valores iniciales de las variables, en la subrutina citada, por medio de las designaciones siguientes: XL(I), XU(I), XN\$(I), X(I), YL(J), YU(J), YN\$(J) y Y(J). Para el caso estudiado, I varía de 1 a 2 y J = 1.

En todas las variables de decisión se usó como límite inferior 0.001 y como límite superior 10 y 20 en la FC de Frank para θ_1 y θ_2 , y de 5 y 15 en la FC de Gumbel-Hougaard. La única variable dependiente se definió por el cociente de θ_2 entre θ_1 , con límite inferior de 1 y superior de 5; valor que fue adoptado de manera arbitraria.

La función objetivo se denomina FO en el código OPTIM y se define al final del programa; corresponde lógicamente a la Ecuación (25), con nombre FO\$=EME de error medio estándar. Para los criterios de convergencia de las desviaciones absoluta y relativa de la FO se utilizaron los valores siguientes: 0.0002 y 0.00001.

Ratificación de la función Cópula seleccionada

Es la etapa más importante del proceso de aplicación práctica de las FC, pues en ella se verifica que tal modelo reproduzca fielmente las probabilidades conjuntas observadas trivariadas (Ecuación (24)). Yue (2000) indica una forma simple y práctica de representar a las probabilidades conjuntas empíricas y teóricas, que consiste en llevar al eje de las abscisas la primera y al eje de las ordenadas la segunda;

lógicamente, en tal gráfica, cada pareja de datos define un punto que coincide o se aleja de la recta a 45°.

Yue y Rasmussen (2002) aplican el test de Kolmogorov-Smirnov con un nivel de significancia (α) del 5 %, para aceptar o rechazar la *diferencia máxima absoluta (dma)* entre las probabilidades conjuntas empíricas y teóricas. Para evaluar la estadística (D_n) del test se utilizó la expresión que exponen Meylan *et al.* (2012), para $\alpha = 5$ %, que es:

$$D_n = \frac{1.358}{\sqrt{n}} \quad (28)$$

n es el número de datos. Si la *dma* es menor que D_n , se ratifica la *FC* adoptada.

Periodos de retorno trivariados

Tipos OR y AND

El primer *periodo de retorno trivariado* del evento (X, Y, Z) se define bajo la condición OR, lo cual indica que los límites x , y o z , o los tres *pueden* ser excedidos, y entonces la ecuación clásica del periodo de retorno o inverso de la probabilidad de excedencia será (Genest & Chebana, 2017; Zhang & Singh, 2019):

$$T_{XYZ} = \frac{1}{P(X > x \text{ or } Y > y \text{ or } Z > z)} = \frac{1}{1 - F_{XYZ}(x, y, z)} = \frac{1}{1 - C[F_X(x), F_Y(y), F_Z(z)]} \quad (29)$$

en la cual $C[F_X(x), F_Y(y), F_Z(z)] = C(u, v, w)$ es la *FC* seleccionada o probada.

El segundo *periodo de retorno trivariado* del evento (X, Y, Z) está asociado al caso en que los tres límites *son* excedidos ($X > x, Y > y, Z > z$) o condición AND; su ecuación es la (30) siguiente (Zhang & Singh, 2019):

$$T'_{XYZ} = \frac{1}{P(X > x \text{ and } Y > y \text{ and } Z > z)} = \frac{1}{F'_{XYZ}(x, y, z)} = \frac{1}{1 - u - v - w + C(u, v) + C(u, w) + C(v, w) - C(u, v, w)} \quad (30)$$

Para la aplicación de la Ecuación (30) anterior, se observa que se requieren las tres *FC* bivariadas y la trivariada.

Secundario o de tipo Kendall

Salvadori y De Michele (2004) introducen con detalle el concepto del *periodo de retorno bivariado secundario* (ζ), designado así para enfatizar que el periodo de retorno conjunto T_{XY} es el primario, de donde procede al utilizar las *isolíneas* que define la *FC* aplicada, cuya expresión es:

$$L_s = [(u, v) \in \mathbb{I}^2 : C(u, v) = s] \quad (31)$$

Siendo:

s = variable aleatoria unitaria $0 < s \leq 1$

C = *FC* probada

Después se define una región $B_C(s)$ en el espacio unitario ($\mathbb{I}^2$) sobre la isolínea, debajo de ella y a la izquierda, que será:

$$B_C(s) = \{(u, v) \in \mathbb{I}^2: C(u, v) \leq s\} \quad (32)$$

En las *FC* de la clase de Arquímedes, la distribución univariada de Kendall, designada $K_C(s)$, proporciona una medida de los eventos dentro de la $B_C(s)$; su ecuación es (Salvadori & De Michele, 2004; Salvadori & De Michele, 2007; Salvadori *et al.*, 2007; Gräler *et al.*, 2013):

$$K_C(s) = s - \frac{\varphi(s)}{\varphi'(s)} \quad (33)$$

en la cual $\varphi(s)$ es el generador de la *FC* y $\varphi'(s)$ su derivada. Por último, el periodo de retorno secundario (ζ) de los eventos fuera de $B_C(s)$ es:

$$\zeta = \frac{1}{1-K_C(s)} \quad (34)$$

cuyo denominador es la probabilidad de excedencia (*survival function*), la cual corresponde a eventos probablemente destructivos o peligrosos.

La distribución paramétrica de Kendall (Ecuación (33)), para las Cópulas de Arquímedes *trivariadas* simétricas es la siguiente (Barbe,

Genest, Ghoudi, & Rémillard, 1996; Grimaldi & Serinaldi, 2006a; Zhang & Singh, 2019):

$$K_C(s) = P[C(u, v, w) \leq s] = s - \frac{\varphi(s)}{\varphi'(s)} - \frac{\varphi^2(s) \cdot \varphi''(s)}{2[\varphi'(s)]^3} \quad (35)$$

Sustituyendo las ecuaciones (18) a (20) en la (35) se obtiene una expresión para la distribución de Kendall de la *FC* de Gumbel-Hougaard trivariada simétrica, que será utilizada posteriormente.

Gräler *et al.* (2013) extienden la desigualdad $T_{XYZ} \leq T'_{XYZ}$, la cual indica que el periodo de retorno tipo OR es siempre menor que el tipo AND e indican que T_{KEN} está intermedio entre los dos citados. T_{KEN} se obtiene con la Ecuación (34). Entonces se tiene:

$$T_{XYZ} \leq T_{KEN} \leq T'_{XYZ} \quad (36)$$

Salvadori, De Michele y Durante (2011) destacan que la estimación de los periodos de retorno y sus eventos de diseño en los análisis de frecuencias *multivariados* son un problema difícil. Para resolverlo establecen un marco teórico basado en las *FC* y en la distribución de Kendall, el cual aplican mediante simulación numérica.

Registros de crecientes anuales por procesar

El río Tempoal es uno de los afluentes importantes del río Moctezuma, que junto con el río Tampaón forman el río Pánuco de la Región

Hidrológica No. 26 de México. El río Tempoal tiene cinco estaciones hidrométricas: El Cardón, Los Hules, Terrerillos, Platón Sánchez y Tempoal, cuyas áreas de cuenca son 609, 1 269, 1 493, 4 700 y 5 275 km², respectivamente. En la Figura 2 se muestra la ubicación y morfología del río Tempoal (tomada de Campos-Aranda, 2015).

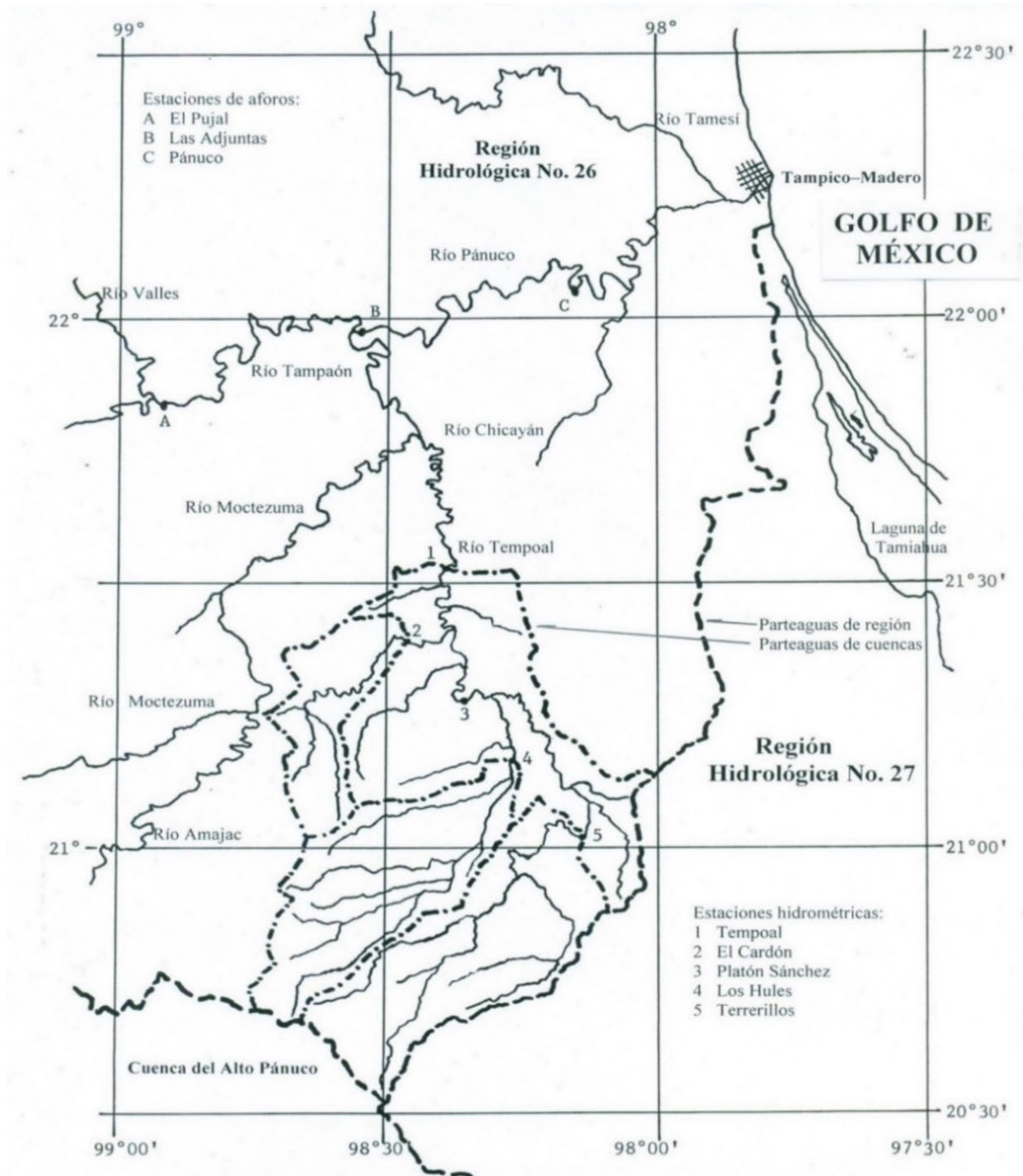


Figura 2. Localización geográfica y esquema de morfología del río Temporal de la Región Hidrológica No. 26 (Pánuco), México.

Campos-Aranda (2015) expuso los registros disponibles de gasto máximo anual en m^3/s en el periodo de 1960 a 2002 en las cinco estaciones hidrométricas del río Tempoal, procedentes del sistema *BANDAS* (IMTA, 2003) del archivo *Datos Hidrométricos Mensuales*, con nueve años por página. Tales registros están incompletos, con dos años faltantes en 1998 y 2000 en El Cardón; dos más en Los Hules en 1990 y 1991; uno en Terrerillos en 1981, y 18 años faltantes en la estación de aforos Platón Sánchez en el periodo de 1960 a 1977.

Con base en el algoritmo de Beale y Little (1975) se estimaron de manera simultánea los datos faltantes y el periodo sin registro de la estación Platón Sánchez. Los gastos anuales estimados por Campos-Aranda (2015) se exponen entre paréntesis. En la columna final de la Tabla 1 se tiene el número de ocurrencias de la Ecuación (24) para la terna Tempoal-El Cardón-Terrerillos, que se define posteriormente.

En la columna 3 de la Tabla 1 se muestran los datos disponibles y sus meses de ocurrencia se tienen en la columna 2 para las crecientes anuales (QX) de la estación Tempoal, que es la base. En cambio, en las columnas 4, 5 y 6 se exponen las crecientes anuales de las estaciones auxiliares *simultáneas por mes*, como se explica en el inciso siguiente.

Simultaneidad de los eventos por analizar

A principios de este siglo, cuando iniciaron los análisis de frecuencias de crecientes *trivariados*, por ejemplo, los de Zhang y Singh (2007), las variables procesadas, gasto máximo (Q), volumen escurrido (V) y duración total (D) procedían del hidrograma de la creciente anual. Lo

anterior implica, como ya se indicó, que los gastos máximos anuales de las estaciones auxiliares deben de corresponder con el mismo evento registrado en la estación base, es decir, se debe cumplir una *simultaneidad de eventos*.

Para la estación base Tempoal, el número de meses de la columna 2 de la Tabla 1 establece una *época húmeda* perfectamente definida de junio a octubre, ya que solo ocurren dos crecientes fuera de ella en noviembre de 1960 y en diciembre de 1964. El mes con más ocurrencias es septiembre con 18 eventos; en cambio, en los meses restantes acontecen entre 5 y 7 eventos. La existencia de una época húmeda de cinco meses claramente definida permite verificar la *simultaneidad de crecientes* por meses.

En la Tabla 1 se indican sombreadas las crecientes que no son las máximas anuales; por lo tanto, establecen una falta de *simultaneidad* mensual con las de la estación Tempoal. Son 13 en la estación El Cardón, 6 en Los Hules y 10 en Terrerillos.

Respecto a los valores extremos máximos (*outliers*) del registro conjunto (1960-2002) en Tempoal, se observan cuatro valores superiores a los 4 000 m³/s en los años 1974, 1975, 1984 y 1993.

Resultados y su discusión

Verificación de la aleatoriedad

Con base en el test de Wald-Wolfowitz (Bobée & Ashkar, 1991; Rao & Hamed, 2000; Meylan *et al.*, 2012) se probó la independencia y estacionariedad de los cuatro registros de gasto máximo de la Tabla 1.

Los valores de estadístico U de tal prueba se tienen en el último reglón de la Tabla 1; como $U < 1.96$ se deduce que los registros son *aleatorios*.

Distribución marginal en la estación Tempoal

En la Tabla 2 se muestran los resultados del ajuste de las tres FDP idóneas según distancia absoluta ponderada en el diagrama de cocientes L (Hosking & Wallis, 1997), y de los modelos Kappa y Wakeby. Se observa, respecto a las predicciones, una excelente similitud, excepto para la distribución Log-normal que conduce a valores elevados.

Tabla 2. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP idóneas y dos de uso generalizado en el registro de gastos máximos anuales (1960-2002) de la estación hidrométrica *Tempoal*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años					
			25	50	100	500	1 000	5 000
PAG	152.0	108.1	4 720	5 694	6 695	9 103	10 183	12 792
PE3	151.9	108.1	4 704	5 670	6 656	9 023	10 073	12 581
LN3	183.0	121.3	4 689	5 830	7 097	10 588	12 354	17 148
Kappa	162.7	112.0	4 720	5 766	6 880	9 755	11 130	14 680
Wakeby	158.9	114.6	4 724	5 727	6 765	9 325	10 493	13 373
PAG mod	153.5	111.1	4 652	5 512	6 356	8 256	9 049	10 836

La mejor distribución, la Pareto Generalizada (PAG), establece errores de ajuste bajos según se observa en la Tabla 2. Sin embargo, para una probabilidad de no excedencia (p) del 1 % define un valor de 496.8

m³/s, con lo cual el valor más bajo del registro, que es 476.0 m³/s, genera una probabilidad negativa.

Para corregir lo anterior se aplicó la versión modificada del método de momentos L expuesta por Rao y Hamed (2000), y Campos-Aranda (2014), que conduce a un valor de 458.0 m³/s para una $p = 1 \%$, las predicciones mostradas en el renglón final de la Tabla 2 y parámetros de ubicación (u_1), escala (a_1) y forma (k_1) siguientes: 444.2926, 1364.267, 0.026739; su ecuación es:

$$F(x) = 1 - \left[1 - \frac{k_1(x-u_1)}{a_1} \right]^{1/k_1} \quad (37)$$

Distribución marginal en la estación El Cardón

De manera similar, en la Tabla 3 se exponen los resultados de los ajustes en el registro de crecientes anuales de la estación El Cardón. Nuevamente, la mejor FDP, la PAG, define un valor de 93.9 m³/s para una $p = 1 \%$, que es superior al mínimo registrado de 85.7 m³/s.

Tabla 3. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP idóneas y dos de uso generalizado en el registro de gastos máximos anuales (1960–2002) de la estación hidrométrica *El Cardón*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años					
			25	50	100	500	1 000	5 000
PAG	52.3	28.0	1 274	1 488	1 689	2 111	2 275	2 619
PE3	60.6	31.6	1 267	1 506	1 747	2 313	2 561	3 145
LP3	65.7	42.5	1 194	1 394	1 590	2 024	2 204	2 603
Kappa	44.0	29.5	1 266	1 442	1 594	1 869	1 961	2 128
Wakeby	55.1	30.0	1 274	1 493	1 701	2 145	2 321	2 696
PAGmod	45.1	28.3	1 246	1 425	1 585	1 891	1 999	2 207

Para corregir lo anterior se aplicó la versión modificada del método de momentos L expuesta por Rao y Hamed (2000), y Campos-Aranda (2014), que conduce a un valor de $79.5 \text{ m}^3/\text{s}$ para una $p = 1 \%$, las predicciones mostradas en el renglón final de la Tabla 3 y parámetros de ubicación (u_2), escala (a_2) y forma (k_2) siguientes: 74.78195, 471.314, 0.168322 con la ecuación siguiente:

$$F(y) = 1 - \left[1 - \frac{k_2(y-u_2)}{a_2} \right]^{1/k_2} \quad (38)$$

La FDP Pearson tipo III también conduce a un valor inferior a $85.7 \text{ m}^3/\text{s}$ para $p = 1 \%$ de $73.8 \text{ m}^3/\text{s}$, pero sus errores de ajuste son elevados, al igual que sus predicciones, por ello no se adoptó.

Distribución marginal en la estación Terrerillos

Por último, con base en un procedimiento semejante al descrito para los dos registros anteriores, se obtuvieron los resultados mostrados en la Tabla 4. Se observa que la distribución Kappa conduce a los errores de ajuste más bajos, pero todas sus predicciones se consideran reducidas y además, para una $p = 1 \%$ define un valor de $212.0 \text{ m}^3/\text{s}$, que es superior al valor más bajo del registro que fue de $162.9 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabla 4. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP idóneas y dos de uso generalizado en el registro de gastos máximos anuales (1960-2002) de la estación hidrométrica *Terrerillos*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años					
			25	50	100	500	1 000	5 000
PAG	174.9	105.8	3 603	4 173	4 695	5 741	6 129	6 906
LP3	197.2	143.3	3 352	3 871	4 358	5 370	5 759	6 566
PE3	211.7	132.7	3 586	4 256	4 928	6 498	7 182	8 789
Kappa	113.6	95.7	3 524	3 861	4 105	4 441	4 523	4 636
Wakeby	209.5	130.2	3 585	4 241	4 895	6 405	7 053	8 553
PAGmod	150.2	107.2	3 530	4 018	4 443	5 230	5 499	5 997

Por otra parte, la distribución PAG también define un valor superior para $p = 1 \%$ con $180.9 \text{ m}^3/\text{s}$. Nuevamente, para corregir lo anterior, se aplicó la versión modificada del método de momentos L expuesta por Rao y Hamed (2000), y Campos-Aranda (2014), que conduce a un valor de

144.1 m³/s para una $p = 1 \%$, las predicciones mostradas en el renglón final de la Tabla 4 y parámetros de ubicación (u_3), escala (a_3) y forma (k_3) siguientes 129.786, 1430.494, 0.199064, con la ecuación siguiente:

$$F(z) = 1 - \left[1 - \frac{k_3(z-u_3)}{a_3} \right]^{1/k_3} \quad (39)$$

Predicciones para contraste en la estación Tempoal

Para el contraste de las *predicciones* obtenidas con la *FC* en los análisis de frecuencias trivariados en la estación hidrométrica Tempoal con las cercanas que mostraron *dependencia regional*, primero se estimaron las del periodo completo de datos en la estación Tempoal, que abarcó de 1954 a 2006 ($n = 49$).

Los seis datos por incluir fueron las crecientes anuales del lapso de 1954 a 1959, que son 2 110.0, 6 000.0, 4 424.0, 449.0, 4 100.0 y 1 507.6 m³/s. Estas crecientes establecen un nuevo valor mínimo de 449.0 m³/s, pero lo más relevante es que en un lapso de seis años ocurre una creciente semejante a la máxima de todo el registro de 43 años de 6 120 m³/s y dos más superiores a 4 000 m³/s.

Lo anterior seguramente dará origen a predicciones más grandes, al haber mayor número de eventos extremos. Las distancias absolutas ponderadas definen como FDP idóneas las tres primeras que se exponen en la Tabla 5 de resultados.

Tabla 5. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP idóneas y dos de uso generalizado en el registro de gastos máximos anuales (1954-2002) de la estación hidrométrica *Tempoal*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años					
			25	50	100	500	1 000	5 000
PE3	253.4	148.4	5 262	6 339	7 436	10 056	11 215	13 976
PAG	246.5	145.5	5 282	6 336	7 394	9 866	10 937	13 438
LP3	261.6	195.4	4 967	5 885	6 807	8 962	9 895	12 063
Kappa	221.3	165.0	5 256	6 158	7 003	8 758	9 433	10 835
Wakeby	253.1	152.3	5 281	6 340	7 404	9 897	10 981	13 519
PAGmod	236.1	146.1	5 253	6 260	7 256	9 524	10 481	12 663

Las dos primeras distribuciones idóneas conducen a errores de ajuste bajos, principalmente del error absoluto medio, pero definen valores con una probabilidad de no excedencia del 1 % mayores que el mínimo del registro ($449.0 \text{ m}^3/\text{s}$); por ello, no son aceptables.

La versión modificada del método de momentos L para el ajuste de la distribución PAG expuesta por Rao y Hamed (2000), y Campos-Aranda (2014) conduce a un valor de $433.0 \text{ m}^3/\text{s}$ para una $p = 1 \%$ y las predicciones mostradas en el renglón final de la Tabla 5, que serán las utilizadas en los contrastes.

Como se anticipó, al aumentar los seis años de registro, las crecientes de los periodos de retorno de 100 a 5 000 años de la Tabla 5 son superiores a las de la Tabla 2 de un 14.2 % a un 16.9 %.

Cocientes tau de Kendall

Con base en la Ecuación (7) se calcularon los cocientes tau de Kendall mostrados en la Tabla 6 para los datos de las cinco estaciones hidrométricas del sistema del río Tempoal (Tabla 1) analizadas por *duplas*. El cociente tau de Kendall más bajo entre las estaciones Los Hules y Terrerillos conduce a un valor de 3.61 en la Ecuación (8), por lo cual las estaciones no son independientes.

Tabla 6. Cocientes tau de Kendall bivariados para las crecientes anuales (1960-2002) de las cuatro estaciones hidrométricas del sistema del río Tempoal, México.

Estaciones hidrométricas	El Cardón	Los Hules	Terrerillos
Tempoal	0.6013	0.5127	0.5991
El Cardón	1	0.4640	0.4839
Los Hules		1	0.4219

Para la estación Tempoal, sus mejores duplas de mayor correlación o *dependencia regional* se forman con El Cardón y Terrerillos; por lógica, la terna por analizar es Tempoal-El Cardón-Terrerillos. Conviene observar que ambas correlaciones son similares en magnitud y de signo positivo. Por lo anterior, se puede intuir que los ajustes de las *FC* trivariadas simétrica y asimétrica serán semejantes.

Dependencia observada por duplas

Con base en la Ecuación (22) y los datos de la Tabla 1 se calcularon los valores de la dependencia observada en la cola derecha, expuestos en la Tabla 7. Se observa que los valores mayores de λ_U^{CFG} ocurren entre el registro de crecientes de las estaciones Tempoal con Terrerillos y con El Cardón; por lo tanto, se asemeja al comportamiento de los cocientes tau de Kendall.

Tabla 7. Valores de la dependencia en la cola derecha (λ_U^{CFG}) en las crecientes anuales (1960-2002) de las cuatro estaciones hidrométricas del sistema del río Tempoal, México.

Estaciones hidrométricas	El Cardón	Los Hules	Terrerillos
Tempoal	0.6451	0.5942	0.6693
El Cardón	1	0.5500	0.5186
Los Hules		1	0.5619

Al buscar en la Tabla 4 —expuesta por Campos-Aranda (2023)— valores aproximados a los definidos en la Tabla 6 y Tabla 7 para el tau de Kendall y la dependencia en la cola derecha (λ_U^{CFG}), se encontró que la *FC* de Gumbel-Hougaard parece reproducir tales magnitudes, por lo anterior, será tal *FC* con la que se probará modelar las duplas Tempoal-El Cardón, Tempoal-Terrerillos y El Cardón-Terrerillos, así como la terna Tempoal-El Cardón-Terrerillos.

Ajuste de las FC en los análisis bivariados

Como ya se indicó, para la aplicación de la Ecuación (30), relativa al periodo de retorno trivariado de tipo AND, se requieren las FC bivariadas $C(u,v)$, $C(u,w)$ y $C(v,w)$, las cuales se adoptan con base en el proceso siguiente. En la última columna de la Tabla 8 se muestran los valores del estimador de la dependencia observada (Ecuación (22)) para las duplas indicadas.

Tabla 8. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cópula bivariadas entre las crecientes anuales de las estaciones hidrométricas indicadas del sistema del río Tempoal, México.

FC	θ	EME	EAM	DP	DN	MDP	MDN	$(\lambda_U^{CFG}) \lambda_U$
Estaciones Tempoal-El Cardón								(0.6451)
Frank	7.964	0.0316	0.0237	17	26	0.0782	-0.0575	0.0000
G-H	2.5083	0.0306	0.0231	20	23	0.0685	-0.0569	0.6817
Estaciones Tempoal-Terrerillos								(0.6693)
Frank	7.905	0.0372	0.0283	19	24	0.0766	-0.0891	0.0000
G-H	2.4945	0.0381	0.0306	22	21	0.0758	-0.0831	0.6797
Estaciones El Cardón-Terrerillos								(0.5186)
Frank	5.451	0.0255	0.0194	27	16	0.0493	-0.0652	0.0000
G-H	1.9378	0.0296	0.0222	25	18	0.0641	-0.0743	0.5700

Significado de los nuevos acrónimos:

DP, DN: número de diferencias positivas y negativas.

MDP, MDN: máxima diferencia positiva y negativa.

Se observa que en los tres casos, la *FC* de Gumbel-Hougaard (G-H) aporta una dependencia en la cola extrema derecha (Ecuación (9)), ligeramente mayor que la observada; por lo anterior, se concluye que la selección de tal *FC* fue acertada.

Selección y ratificación de la *FC* trivariada

Funciones Cópula simétricas

A los datos *conjuntos* anuales de gasto máximo de las estaciones Tempoal, El Cardón y Terrerillos, tomados de la Tabla 1, se les ajustaron las *FC* trivariadas ($d = 3$) de Frank y Gumbel-Hougaard, definidas por las ecuaciones (13) y (17). Tal ajuste se realizó por tanteos del valor de su parámetro de asociación (θ), buscando los menores errores de ajuste según las ecuaciones (25) a (27). Tales cálculos se realizaron con base en un programa de cómputo en *Basic*, desarrollado ex profeso. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cópula trivariadas *simétricas* indicadas en las ternas de crecientes anuales de las estaciones Tempoal-El Cardón-Terrerillos, México.

<i>FC</i>	θ	<i>EME</i>	<i>EAM</i>	<i>DP</i>	<i>DN</i>	<i>MDP</i>	<i>MDN</i>
Frank	7.995	0.0277	0.0213	20	23	0.0614	-0.0692
G-H	2.795	0.0294	0.0225	19	24	0.0492	-0.0792

Significado de los nuevos acrónimos:

DP, DN: número de diferencias positivas y negativas.

MDP, MDN: máxima diferencia positiva y negativa.

Por otra parte, la Ecuación (28) define a $D_n = 0.2071$ y como la diferencia máxima absoluta de las *FC* de Frank y de Gumbel-Hougaard simétricas en la Tabla 9 es 0.0792, el test de Kolmogorov-Smirnov permite la adopción de cualquiera de ellas. Los coeficientes de correlación (r_{xy}) entre las probabilidades empíricas (Ecuación (24)) y las teóricas, estimadas con las *FC* de Frank y de G-H *simétricas* fueron 0.9953 y 0.9944; por lo tanto, ambas *FC* definen buenos ajustes.

Funciones Cópulas asimétricas

La aplicación de las *FC* asimétricas trivariadas, con dos parámetros de asociación (θ_1, θ_2), a los datos de la Tabla 1 para la terna procesada se realizó con base en el algoritmo Complex de múltiples variables acotadas. Los valores iniciales en la *FC* de Frank 2 y 8; en la de Gumbel-Hougaard, 1.5 y 4. Los valores óptimos encontrados de θ_1 y θ_2 , y sus indicadores de ajuste se han concentrado en la Tabla 10.

Tabla 10. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cópula trivariadas *asimétricas* en las ternas de crecientes anuales de las estaciones Tempoal-El Cardón-Terrerillos, México.

<i>FC</i>	θ_1	θ_2	<i>EME</i>	<i>EAM</i>	<i>DP</i>	<i>DN</i>	<i>MDP</i>	<i>MDN</i>
Frank	7.1294	10.4163	0.0275	0.0208	19	24	0.0611	-0.0659
G-H	2.3475	3.8288	0.0290	0.0227	16	27	0.0573	-0.0773

Significado de los nuevos acrónimos:

θ_1, θ_2 : parámetros de asociación de la *FC* asimétrica.

Nuevamente, la *FC* de Frank define el mejor ajuste. Como ya se indicó, la Ecuación (28) define a $D_n = 0.2071$ - y como la diferencia máxima absoluta de las *FC* de Frank y de Gumbel-Hougaard asimétricas en la Tabla 10 es 0.0773, el test de Kolmogorov-Smirnov ratifica la adopción de alguna de ellas. Los coeficientes de correlación (r_{xy}) entre las probabilidades empíricas (Ecuación (24)) y las teóricas, estimadas con las *FC* de Frank y de G-H *asimétricas* resultaron de 0.9955 y 0.9945; por lo tanto, ambas *FC* muestran un ajuste excelente.

Adopción de una *FC* trivariada

El resultado de la Tabla 8 —de ser la *FC* de Gumbel-Hougaard la adoptada, debido a la reproducción que hace del valor de λ_U^{CFG} para las tres *duplas* que se establecen y que se analizaron— orienta su selección para el caso trivariado.

Tal selección no se considera inapropiada, ya que según se observa en la Tabla 9 y Tabla 10, tal *FC* de Gumbel-Hougaard muestra ajustes bastante similares a los de la *FC* de Frank simétrica y asimétrica. Lo anterior quedó verificado con base en los coeficientes de correlación (r_{xy}) entre las probabilidades empíricas y las teóricas trivariadas de ambas *FC*, que resultaron prácticamente iguales.

Periodos de retorno de las crecientes de diseño

Suponiendo que en las cercanías de aguas debajo de la estación hidrométrica *Tempoal* se van a construir diques para protección de

planicies de inundación con fines agrícolas e industriales y un puente para cruzarlo, entonces se requiere estimar *eventos de diseño* con periodos de retorno conjuntos o trivariados de 50, 100, 500 y 1 000 años. Por lo anterior, es necesario estimar gastos o *crecientes de diseño* (QX) en la estación base *Tempoal* con los cuatro periodos de retorno conjuntos T_{KEN} citados.

Estimación de las crecientes de diseño trivariadas

Desigualdad de los periodos de retorno trivariados

Definidos los cuatro periodos de retorno conjuntos de diseño, se aplica su probabilidad de no excedencia (u, v, w) respectiva de 0.98, 0.99, 0.998 y 0.999 en la Ecuación (5) con los valores de θ mostrados en la Tabla 8. Además, se aplica la Ecuación (17) con $\theta = 2.795$ y la Ecuación (22) con $\theta_1 = 2.3475$ y $\theta_2 = 3.8288$, para obtener las probabilidades que requieren las ecuaciones (29) y (30) de los periodos de retorno de tipo OR y AND. Para la estimación del T_{KEN} se aplicó la Ecuación (35).

Los resultados de la Tabla 11 muestran enorme similitud en los periodos de retorno trivariados de tipo OR y AND, de las FC simétrica y asimétrica. Por lo anterior, se puede utilizar el T_{KEN} para obtener los eventos de diseño conjuntos o crecientes anuales en la estación base Tempoal. Los resultados de la columna 3 de la Tabla 11 permiten *verificar* la Ecuación (36) de la desigualdad de los Tr trivariados.

Tabla 11. Periodos de retorno conjuntos de tipo OR, AND y *secundario* estimados con las *FC* trivariadas de Gumbel-Hougaard simétrica y asimétrica, para las ternas de crecientes anuales de las estaciones Tempoal-El Cardón-Terrerillos, México.

<i>Tr</i> (años)	Tipo de <i>Tr</i> con la <i>FC</i> simétrica			<i>FC</i> asimétrica	
	OR	Secundario	AND	OR	AND
50	33.9	94.2	119.0	33.8	118.0
100	67.7	189.0	240.0	67.5	238.1
500	337.6	947.5	1 208.8	336.9	1 199.1
1 000	675.1	1 895.7	2 419.6	673.6	2 399.8

Estimación de los eventos de diseño

Con base en la Ecuación (35) de la distribución de Kendall trivariada, establecida para la *FC* de Gumbel-Hougaard simétrica, se buscó por tanteos el periodo de retorno univariado (Tr) y su respectiva probabilidad de no excedencia (s), que definen un periodo de retorno *secundario* igual al conjunto o trivariado de diseño. Encontrado tal valor de la variable unitaria (s), se obtienen con la solución inversa de la distribución marginal (Ecuación (37)), las variables QX , respectivas. En la Tabla 12 se exponen los resultados.

Tabla 12. Eventos de diseño obtenidos con el periodo de retorno secundario que iguala al univariado de las *ternas de crecientes conjuntas* de las estaciones del sistema del río Tempoal, México.

<i>Tr</i> (años) univariado	Tempoal-El Cardón-Terrerillos	
	Prob. (s) del <i>Tr</i> secundario	Valor del <i>QX</i> (m³/s)
50	0.962075	4 719
100	0.980916	5 569
500	0.996164	7 497
1 000	0.998081	8 303

Las predicciones trivariadas de la Tabla 12 resultan inferiores a las predicciones univariadas de la estación base Tempoal mostradas en la Tabla 5, como se muestra en la Figura 3. Los valores de diseño de la Tabla 12, son inferiores un 24.6, 23.3, 21.3 y 20.8 %, respectivamente, en relación con las predicciones de la Tabla 5.

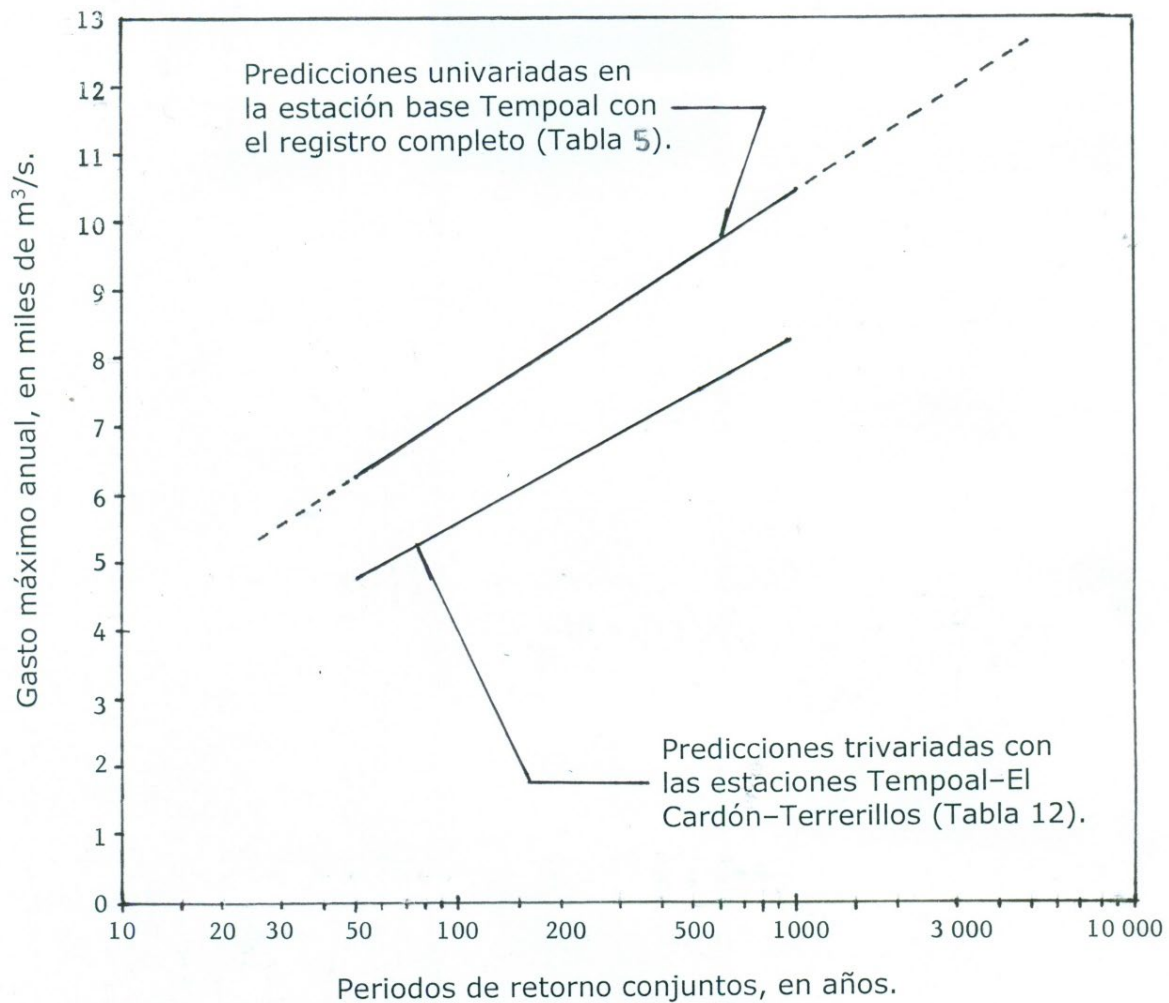


Figura 3. Gráfica de predicciones de diseño obtenidas con los enfoques univariado y trivariado para las crecientes anuales de la estación base Tempoal, México.

Otro estudio similar

Campos-Aranda (2022) expone una aplicación numérica en la cual las predicciones obtenidas con el análisis de frecuencias *bivariado* de crecientes con dependencia regional resultaron ligeramente mayores que

las estimadas con el registro completo de la estación de aforos base y, por ello, son las adoptadas. En estos casos, el análisis de frecuencias de crecientes bivariado se considera un éxito debido a que conduce a predicciones más severas o críticas.

Enfoque futuro de aplicación de las *FC*

Los análisis de frecuencias de crecientes bivariados y trivariados en una estación base o de interés para un proyecto, con dependencia regional, es decir, con registros cercanos de estaciones hidrométricas auxiliares que muestran correlación con el de la estación base, deberán evolucionar para procesar FDP marginales de series o registros *no estacionarios*. Hacia tal eventualidad, ya se han comenzado sugerir diversos enfoques, como el de Bender, Wahl y Jensen (2014), y el de Chebana y Ouarda (2021).

Conclusiones

Los análisis de frecuencias de crecientes *trivariados* de las variables gasto máximo en la estación base (*QX*) y en las estaciones auxiliares (*QY* y *QZ*), que exhiben una correlación o dependencia regional, y tienen igual amplitud de registro, permitirán un contraste de la estimación univariada de *crecientes de diseño* del registro completo de la estación base contra las obtenidas con la *FC* asociada con un periodo de retorno conjunto.

El uso de las *funciones Cópula (FC)* en los análisis de frecuencias trivariados permite construir la distribución conjunta con base en las funciones marginales. Por lo anterior, las distribuciones de probabilidad

idóneas de QX , QY y QZ se definen con la exactitud máxima posible, y pueden ser diferentes y de cualquier tipo.

La estimación del periodo de retorno trivariado de tipo AND requiere de las distribuciones bivariadas, en el caso estudiado de las duplas de variables $QX-QY$, $QX-QZ$ y $QY-QZ$. Por lo anterior, primero se buscan FC que reproduzcan la dependencia observada (λ_U^{CFG}) y muestren un buen ajuste con las variables conjuntas citadas.

En la aplicación numérica descrita para un lapso común de 43 crecientes anuales registradas en el sistema del río Tempoal, de la Región Hidrológica No. 26 (Pánuco), México, se emplearon como estación base Tempoal, y como auxiliares El Cardón y Terrerillos, por ser las que mostraron mayor correlación. Se aplicaron dos familias de FC : Frank y Gumbel-Hougaard.

Para las ternas de datos anuales de QX , QY y QZ se aplicaron FC de Arquímedes trivariadas simétricas, con un parámetro de asociación (θ) y trivariadas asimétricas, con dos parámetros de asociación (θ_1 , θ_2) de las familias citadas. Finalmente, se estimaron periodos de retorno conjuntos de tipo OR, AND y Kendall. Estos últimos permiten obtener los eventos de diseño de QX mostrados en la Tabla 12.

Este tipo de análisis de frecuencias de crecientes con *dependencia regional* conduce en algunos casos a predicciones mayores que las estimaciones univariadas realizadas con el registro completo de la estación base. En otras ocasiones, como el caso expuesto, sus predicciones son menores y entonces permiten verificar la tendencia de la relación periodo de retorno contra gasto de diseño, como se mostró en la Figura 3.

Los análisis de frecuencias de crecientes trivariados con *dependencia regional* descritos tienen gran sencillez y no presentan complicaciones de cómputo cuando se realizan con base en las *FC*.

Agradecimientos

Se agradecen los comentarios y correcciones sugeridas por los árbitros anónimos C, D, E y del editor temático, los cuales permitieron volver más explícito el trabajo, al cambiar el orden de algunos temas o cálculos, así como reforzar conceptos teóricos relacionados con las funciones Cópula y plantear opciones para investigaciones futuras. También se incluyó la referencia de un estudio bivariado similar por aplicar la dependencia o correlación regional.

Referencias

- AghaKouchak, A., Sellars, S., & Sorooshian, S. (2013). Chapter 6. Methods of tail dependence estimation. In: AghaKouchak, A., Easterling, D., Hsu, K., Schubert, S., & Sorooshian, S. (eds.). *Extremes in a changing climate* (pp. 163-179). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Aldama, A. A., Ramírez, A. I., Aparicio, J., Mejía-Zermeño, R., & Ortega-Gil, G. E. (2006). *Seguridad hidrológica de las presas en México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Barbe, P., Genest, C., Ghoudi, K., & Rémillard, B. (1996). On Kendall's Process. *Journal of Multivariate Analysis*, 58(2), 197-229.

- Beale, E. M. L. & Little, R. J. A. (1975). Missing values in multivariate analysis. *Journal of Royal Statistical Society Series B*, 37(1), 129-145. DOI: 10.1111/j.2517-6161.1975.tb01037.x
- Bender, J., Wahl, T., & Jensen, J. (2014). Multivariate design in the presence of non-stationarity. *Journal of Hydrology*, 514(June), 123-130. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.04.017
- Bobée, B. (1975). The Log-Pearson type 3 distribution and its application to Hydrology. *Water Resources Research*, 11(5), 681-689. DOI: 10.1029/WR011i005p00681
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). Chapter 1. Data requirements for hydrologic frequency analysis. In: *The Gamma Family and derived distributions applied in hydrology* (pp. 1-12). Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Box, M. J. (1965). A new method of constrained optimization and a comparison with other methods. *Computer Journal*, 8(1), 42-52.
- Bunday, B. D. (1985). Theme 6.2. The complex method. In: *Basic optimisation methods* (pp. 98-106). London, England: Edward Arnold publishers, Ltd.
- Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 7. Integración numérica y Capítulo 9. Optimización numérica. En: *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en hidrología superficial* (pp. 137-153, 172-211). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Campos-Aranda, D. F. (2014). Predicción de crecientes usando la distribución Pareto Generalizada ajustada con tres métodos simples. *Tlálloc*, 65, octubre-diciembre, 7-26.

- Campos-Aranda, D. F. (2015). Estimación simultánea de datos hidrológicos anuales faltantes en múltiples sitios. *Ingeniería. Investigación y Tecnología*, 16(2), 295-306.
- Campos-Aranda, D. F. (2022). Análisis de frecuencias de crecientes bivariado con dependencia regional y funciones Cópula. *Aqua-LAC*, 14(2), 47-61. DOI: 10.29104/phi-aqualac/2022-v14-2-11
- Campos-Aranda, D. F. (2023). Selección y aplicación de funciones Cópula con dependencia en su extremo derecho al análisis de frecuencias conjunto (Q,V) de crecientes anuales. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(5), 120-188. DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-03
- Capéraà, P., Fougères, A. L., & Genest, C. (1997). A nonparametric estimation procedure for bivariate extreme value copulas. *Biometrika*, 84(3), 567-577. DOI: 10.1093/biomet/84.3.567
- Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? – Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247-1250. DOI: 10.5194/gmd-7-1247-2014
- Chebana, F., & Ouarda, T. B. M. J. (2021). Multivariate non-stationary hydrological frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 593(February), 125907. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125907
- Chen, L., & Guo, S. (2019). Chapter 2. Copula theory and Chapter 3. Copula-based flood frequency analysis. In: *Copulas and its application in hydrology and water resources* (pp. 13-38, 39-71). Gateway East, Singapore: Springer.

- Chowdhary, H., & Singh, V. P. (2019). Chapter 11. Multivariate frequency distributions in hydrology. In: Teegavarapu, R. S. V., Salas, J. D., & Stedinger, J. R. (eds.). *Statistical analysis of hydrologic variables* (pp. 407-489). Reston, USA: American Society of Civil Engineers.
- Davis, P. J., & Polonsky, I. (1972). Chapter 25. Numerical interpolation, differentiation and integration. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (9th print.) (pp. 875-926). New York, USA: Dover Publications.
- Dupuis, D. J. (2007). Using Copulas in hydrology: Benefits, cautions, and issues. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 381-393. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(381)
- Escalante-Sandoval, C. A., & Raynal-Villaseñor, J. A. (1994). A trivariate extreme value distribution applied to flood frequency analysis. *Journal of Research of the National Institute of Standards and Technology*, 99(4), 369-375.
- Escalante-Sandoval, C., & Raynal-Villaseñor, J. (2008). Trivariate generalized extreme value distribution in flood frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 53(3), 550-567.
- Frahm, G., Junker, M., & Schmidt, R. (2005). Estimating the tail-dependence coefficient: Properties and pitfalls. *Insurance: Mathematics and Economics*, 37(1), 80-100. DOI: 10.1016/j.insmatheco.2005.05.008
- Genest, C., & Favre, A. C. (2007). Everything you always wanted to know about Copula modeling but were afraid to ask. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 347-368. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(347)

- Genest, C., & Chebana, F. (2017). Copula modeling in hydrologic Frequency Analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of Applied Hydrology* (2nd ed.) (pp. 30.1-30.10). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Goel, N. K., Seth, S. M., & Chandra, S. (1998). Multivariate modeling of flood flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(2), 146-155.
- Gräler, B., van den Berg, M. J., Vandenberghe, S., Petroselli, A., Grimaldi, S., De Baets, B., & Verhoest, N. E. C. (2013). Multivariate return periods in hydrology: A critical and practical review focusing on synthetic design hydrograph estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(4), 1281-1296. DOI: 10.5194/hess-17-1281-2013
- Grimaldi, S., & Serinaldi, F. (2006a). Design hyetograph analysis with 3-copula function. *Hydrological Sciences Journal*, 51(2), 223-238. DOI: 10.1623/hysj.51.2.223
- Grimaldi, S., & Serinaldi, F. (2006b). Asymmetric copula in multivariate flood frequency analysis. *Advances in Water Resources*, 29(8), 1155-1167. DOI: 10.1016/j.advwatres.2005.09.005
- Hosking, J. R. M. (1994). The four-parameter Kappa distribution. *IBM Journal of Research and Development*, 38(3), 251-258.
- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix: L-moments for some specific distributions. In: *Regional Frequency Analysis. An approach based on L-moments* (pp. 191-209). Cambridge, England: Cambridge University Press.

- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2003). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Bandas)* (8 CD). Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Kite, G. W. (1977). Chapter 12. Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Kjeldsen, T. R., Ahn, H., & Prosdocimi, L. (2017). On the use of a four-parameter kappa distribution in regional frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 62(9), 1354-1363. DOI: 10.1080/02626667.2017.1335400
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 3. Selecting and checking data series and Theme 9.2. Multivariate Frequency Analysis using Copulas. In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 29-70, 164-176). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Nelsen, R. B. (2006). Chapter 4. Archimedean Copulas. In: *An introduction to Copulas* (2nd ed.) (pp. 109-155). New York, USA: Springer Series in Statistics.
- Nieves, A., & Domínguez, F. C. (1998). Secciones 6.2 y 6.3. Cuadratura de Gauss e integrales múltiples. *Métodos numéricos. Aplicados a la ingeniería* (pp. 416-434). México, DF, México: Compañía Editorial Continental.

- Poulin, A., Huard, D., Favre, A. C., & Pugin, S. (2007). Importance of tail dependence in bivariate frequency analysis. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 394-403. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(394)
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8. Tests on hydrologic data and Theme 8.3: The Generalized Pareto distribution. *Flood frequency analysis* (pp. 12-21, 271-290). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Requena, A. I., Mediero, L., & Garrote, L. (2013). A bivariate return period based on copulas for hydrologic dam design: Accounting for reservoir routing in risk estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(8), 3023-3038. DOI: 10.5194/hess-17-3023-2013
- Salvadori, G., & De Michele, C. (2004). Frequency analysis via copulas: Theoretical aspects and applications to hydrological events. *Water Resources Research*, 40(W12511), 1-17. DOI: 10.1029/2004WR003133
- Salvadori, G., & De Michele, C. (2007). On the use of Copulas in Hydrology: Theory and Practice. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 369-380. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(369)
- Salvadori, G., De Michele, C., Kottegod, N. T., & Rosso, R. (2007). Chapter 3. Bivariate analysis via Copulas; Appendix B: Dependence, and Appendix C: Families of Copulas. *Extremes in nature. An approach using Copulas* (pp. 131-175, 219-232, 233-269). Dordrecht, The Netherlands: Springer.

- Salvadori, G., De Michele, C., & Durante, F. (2011). On the return period and design in a multivariate framework. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(11), 3293-3305. DOI: 10.5194/hess-15-3293-2011
- Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 76.1-76.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Stegun, I. A. (1972). Chapter 27. Miscellaneous functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (9th print.) (pp. 997-1010). New York, USA: Dover Publications.
- WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow frequency* (revised edition). Bulletin #17A of the Hydrology Committee. Washington, DC, USA: Water Resources Council.
- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30(1), 79-82. DOI: 10.3354/cr030079
- Xu, C., Yin, J., Guo, S., Liu, Z., & Hong, X. (2016). Deriving design flood hydrograph based on conditional distribution: A case study of Danjiangkou reservoir in Hanjiang basin. *Mathematical Problems in Engineering*, 2016(4319646), 1-16. DOI: 10.1155/2016/4319646
- Yue, S., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B., Legendre, P., & Bruneau, P. (1999). The Gumbel mixed model for flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 226(1-2), 88-100. DOI: 10.1016/S0022-1694(99)00168-7

- Yue, S. (2000). Joint probability distribution of annual maximum storm peaks and amounts as represented by daily rainfalls. *Hydrological Sciences Journal*, 45(2), 315-326. DOI: 10.1080/02626660009492327
- Yue, S., & Rasmussen, P. (2002). Bivariate frequency analysis: Discussion of some useful concepts in hydrological application. *Hydrological Processes*, 16(14), 2881-2898. DOI: 10.1002/hyp.1185
- Zhang, L., & Singh, V. P. (2006). Bivariate flood frequency analysis using the Copula method. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(2), 150-164. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:2(150)
- Zhang, L., & Singh, V. P. (2007). Trivariate flood frequency analysis using the Gumbel-Hougaard Copula. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 431-439. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(431)
- Zhang, L., & Singh, V. P. (2019). Chapter 3. Copulas and their properties and Chapter 4. Symmetric Archimedean Copulas. *Copulas and their applications in water resources engineering*. pp. (pp. 62-122, 123-171). Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-01-09

Notas

Agronegocio y nuevos pactos hidrosociales en América Latina: expansión agroexportadora en la región de Ñuble, Chile

Agribusiness and new hydro-social pacts in Latin America: Agroexport expansion in the Ñuble region, Chile

Alexander Panez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1978-2076>

Stephanie Barraza², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7607-1911>

¹Universidad del Bío-Bío, Concepción, Chile, apanez@ubiobio.cl

²Universidad Católica del Maule, Talca, Chile, stephanibalo@gmail.com

Autora para correspondencia: Stephanie Barraza-López, stephanibalo@gmail.com

Resumen

La escasez social del agua presente en Chile ha generado un desplazamiento del agronegocio hacia la región de Ñuble por la disponibilidad de agua existente. Sin embargo, dicha región no está exenta de problemas hídricos, lo que desencadena la promoción de

megaproyectos hidráulicos, con el propósito de asegurar agua para el riego de la agroexportación. Lo anterior ha generado diversos conflictos con las comunidades afectadas por estos proyectos.

Ante tal escenario, en este artículo se analizan las transformaciones de las relaciones hidrosociales producidas por el avance de la agroexportación en la región de Ñuble. Para ello se utilizó una metodología mixta, que integra el análisis de información (de fuente primaria y secundaria) cuantitativa y cualitativa, y de variables geográficas e históricas.

Como principales resultados se obtuvo que en la región de Ñuble se está configurando una transformación de las relaciones hidrosociales, que se despliega en cuatro estrategias: 1) la fabricación discursiva de un nuevo “pacto hidrosocial”; 2) el reimpulso de construcción de embalses; 3) concentración de beneficios de riego, y por último, 4) concentración de derechos de aprovechamiento de agua en las cuencas de la región. Estas planificaciones, que alimentan el avance de la agroexportación, entran en disputa con las movilizaciones de resistencia multiescalar que se oponen a la intervención de los ríos y, por ende, a la construcción de embalses. A partir de nuevas valorizaciones sobre el agua y el territorio, dichos procesos de resistencias han obstaculizado y frenado los megaproyectos hidráulicos en la región.

Palabras clave: pacto hidrosocial, agroexportación, ciclo hidrosocial, Chile, resistencias, megaproyectos.

Abstract

The socially constructed scarcity of water in Chile has generated a displacement of agribusiness towards the south of the country, due to the water availability in places such as the Ñuble region. However, this region is not exempt from water problems, which triggers the promotion of hydraulic megaprojects, with the purpose of ensuring water for agro-export irrigation. This has generated several conflicts with the communities affected by these projects.

In this article we analyze the transformations of hydro-social relations produced by the advance of agro-export in the Ñuble region. A mixed methodology was used for this purpose, which integrates the analysis of quantitative and qualitative information (from primary and secondary sources), as well as geographical and historical variables.

As main results we obtained that in the Ñuble region a transformation of the hydro-social relations is taking place, which are deployed in four strategies: 1) the discursive fabrication of a new "hydro-social contract"; 2) the re-promotion of the construction of reservoirs; 3) concentration of irrigation benefits, and finally, 4) concentration of water use rights in the basins of the region. These plans, which feed the advance of agro-exports, enter into dispute with the multi-scale resistance mobilizations that oppose the intervention of rivers and, therefore, the construction of reservoirs. Based on new water and land valuations, these processes of resistance have hindered and stopped hydraulic megaprojects in the region.

Keywords: Hydro-social pact, agro-export, hydro-social cycle, Chile, agribusiness, resistance, megaprojects.

Recibido: 15/02/2023

Aceptado: 09/10/2023

Publicado Online: 30/11/2023

Introducción

Al igual que otros lugares, en Chile se han transformado paulatinamente paisajes de la zona norte, centro y centro-sur del país debido a los efectos cada vez más notorios de la crisis climática. Uno de estos paisajes es el Valle Central de Chile (que comprende desde el norte de la región de Valparaíso hasta el río Biobío de la región con el mismo nombre), en donde el clima semiárido se abre paso y avanza hacia el sur del país. Todo esto ocurre en una nación que, al igual que otras de América Latina y el Sur Global, se ha caracterizado por una estrategia de “desarrollo” basada en la explotación de bienes comunes naturales exportados con bajo procesamiento el mercado global (tendencia profundizada en el ciclo neoliberal instalado desde finales de la década de 1970). Una particularidad del caso chileno es que el proceso de neoliberalización radicalizó la privatización y mercantilización de las aguas, creando una legislación *sui generis* (Código de Aguas de 1981) que reconoce la propiedad privada de las aguas, su separación de la tenencia de la tierra, y la posibilidad de que los derechos de aprovechamiento de agua entregada sean comprados, arrendados y/o vendidos como cualquier otra mercancía.

La tormenta perfecta entre la sobreexplotación de las cuencas por usos productivos, mercantilización del agua y la tierra, y los impactos del capitaloceno ha desembocado en que diferentes actores empresariales se reterritorialicen en búsqueda de agua, tierra y clima para mantener sus actividades. Uno de estos actores es el sector agroexportador, que viene realizando un sostenido avance de la actividad frutícola y vinícola hacia el sur del país en la última década. Dicho avance ha sido hacia lugares caracterizados tradicionalmente por otras actividades productivas en el campo (p. ej., producción de lácteos, ganadería, cultivo de cereales, etc.). En este proceso de avance, la región de Ñuble ha sido una de las unidades territoriales con el crecimiento más significativo en el cultivo de frutales en los últimos decenios.

La expansión de la agroexportación no solo supone un incremento en la apropiación de la tierra para estos fines (como estudiaba la cuestión agraria clásica) (Kautsky, 1980), uno de los aspectos centrales que conlleva este proceso es la transformación en las relaciones que grupos y clases sociales establecen con las aguas.

En tal escenario, este artículo tiene como objetivo analizar las transformaciones contemporáneas en las relaciones hidrosociales provocadas por el avance de la agroexportación frutícola en la región de Ñuble. ¿Qué nuevas relaciones hidrosociales entre grupos/clases sociales se articulan en el avance de agroexportación frutícola? ¿Qué divergencias y resistencias emergen frente a dicho avance? Son preguntas orientadoras del análisis.

Para analizar el fenómeno del avance de la agroexportación se proponemos un diálogo entre las investigaciones desde la ecología política y los estudios rurales críticos. En esta dirección, planteamos una

construcción teórica basada en la revisión crítica del concepto de “ciclo hidrosocial” abordado por la ecología política en diálogo con el debate sobre las resistencias y saberes territoriales que se despliegan en los procesos de conflicto frente al extractivismo.

Además, empleamos metodología de investigación, basada en la revisión cuantitativa de datos agropecuarios, de infraestructura hídrica y de otorgamiento de derechos de agua; esto, complementado con una aproximación cualitativa al estudio del conflicto en torno al proyecto embalse Zapallar en el río Diguillín (región de Ñuble).

Repensando la dimensión hidrosocial de la agroexportación: aportes y limitaciones del concepto para la comprensión de los flujos de las aguas

Dentro del campo interdisciplinario de la ecología política (Alimonda, 2011; Bebbington, 2007), un grupo específico se ha dedicado a analizar las múltiples relaciones de poder que constituyen los flujos sionaturales de las aguas, acuñando conceptos como “ciclo hidrosocial” (Linton & Budds, 2014; Schmidt, 2014). El término de ciclo hidrosocial busca reconocer el entramado sionatural que configura los flujos de agua, donde procesos geobiofísicos son mediados por intervenciones sociales (normativas, instituciones, infraestructuras, formas de producción, etc.). Esta afirmación cuestiona la idea vigente en las ciencias y los instrumentos de planificación que suelen entender el poder, la técnica o la normativa como algo externo que viene a interrumpir un “ciclo hidrológico prístino” (Budds, 2012). Por el contrario, la mirada del ciclo hidrosocial busca ir más allá de la segmentación entre “agua” y

“sociedad”, demostrando “cómo las instancias de agua son producidas y cómo el agua producida reconfigura relaciones sociales” (Linton & Budds, 2014, p. 171). Por tanto, además de estudiar cómo el agua fluye en el ambiente físico (atmósfera, superficie, subsuelo), debemos considerar cómo las aguas son manipuladas por aspectos como obras hidráulicas, legislaciones y “significados simbólicos” (Budds, 2012).

La dimensión del poder es un aspecto clave en los estudios del ciclo hidrosocial, lo que ha llevado a resaltar nociones como “poder hidrosocial” o “hidropoder” (Damonte, 2019). Las expresiones de este poder son múltiples, no refieren exclusivamente a los regímenes de propiedad sobre los bienes comunes naturales. Estas expresiones van desde el control físico de los flujos de agua, el manejo de infraestructura hidráulica, la influencia total o parcial sobre la institucionalidad vinculada a las aguas, o la legitimidad de ciertos conocimientos sobre la cuestión hídrica y su gestión (Damonte & Boelens, 2019).

En este contexto, profundizaremos en la dimensión del poder, entendido como formas materiales y simbólicas de dominación ejercida por grupos y clases sociales para la apropiación de las aguas para fines específicos. Como plantea Swyngedouw (2015), en la relación entre aguas y clases sociales se estructuran y reestructuran las posiciones de clase y la formación de redes de intereses alrededor de pactos hidrosociales. El componente de clase nos parece importante de rescatar, ya que ha sido subvalorizado por los análisis contemporáneos de la ecología política. Al mismo tiempo, nuestra apuesta sugiere una reconfiguración del análisis de clase, poniendo el foco en las formas de territorialización de los actores en juego en las actividades productivas y su vínculo con el flujo de las aguas. Así, prestaremos atención a la

articulación de grupos/clases sociales particulares en torno a formaciones discursivas específicas, proyectos estatales concretos, infraestructuras técnicas y los impactos locales de normativas nacionales.

El aspecto simbólico de esta articulación nos parece clave y, dentro del análisis de poder y clases, lo vincularemos con el concepto gramsciano de hegemonía. Bajo la premisa de la importancia que adquiere el consenso en el capitalismo en Europa occidental, Gramsci propuso la noción de hegemonía para describir los procesos de diseño y rediseño de consenso por el Estado (sociedad política) y entidades de la sociedad civil que ejercen acciones en el ámbito cultural, para establecer un sentido común que legitime el predominio del proyecto político-económico funcional a los intereses de las clases dominantes (Gramsci, 2019). Desde esta conceptualización, diferentes investigaciones han analizado la hegemonía en los procesos hidrosociales, observando cómo el componente cultural es fundamental para el avance de megaproyectos hídricos y los procesos de privatización de las aguas (Latta & Sasso, 2014; Ekers & Loftus, 2008).

Esto es importante en la discusión sobre la agricultura dominante, caracterizada por investigadores(as) de los estudios agrarios críticos como agronegocio. Desde esta conceptualización, la fase actual de la agricultura capitalista se sustenta en el protagonismo progresivo del capital durante el proceso de producción, circulación y consumo de alimentos (Gras & Hernández, 2013); el predominio de corporaciones en el control de la producción global (McMichael, 2013); el reemplazo creciente de productos agrícolas por agroindustriales; el incremento del acaparamiento de tierras en los países del Sur global (Borras, Franco,

Gómez, Kay, & Spoor, 2012), y la profundización de la mercantilización sobre la propiedad de la tierra y del agua.

Resistencias y saberes en disenso al pacto hidrosocial

Otro aspecto que queremos profundizar para comprender las relaciones hidrosociales son las resistencias y saberes territoriales. El concepto de resistencia ha sido abordado en diferentes campos interdisciplinarios, uno de ellos ha sido la ecología política. Es posible observar puntos en común en cuanto a lo que se comprende por resistencias territoriales. Un primer elemento es la consonancia de que las resistencias devienen de una oposición a las concentraciones de poder o dominación (Foucault, 1999). Otro punto a destacar y muy vinculado con lo anterior es la territorialidad como una tendencia en los movimientos sociales (Zibechi, 2003). Las resistencias se desarrollan en espacios de disputas que conciernen a los procesos de des/reterritorialización (Haesbaert, 2013), desplegándose bajo dinámicas de apropiación y transformación de la naturaleza y los espacios (Leff, 2006; Burneo, 2013; Coronado & Dietz, 2013). Desde la relación intrínseca entre territorio y agua, los territorios hidrosociales se configuran como procesos de territorialización, donde suscitan las disputas y diferentes formas de gobernanza del agua (Boelens, Hoogesteger, Swyngedouw, Vos. & Wester, 2017). Además, un componente crucial de las resistencias es su alcance multiescalar, cuyas definiciones consisten en que las luchas de las comunidades se mueven de las escalas locales a escalas nacionales y regionales, con el propósito de ampliar sus alcances y redes (Boelens *et al.*, 2007; Boelens, 2011; Swyngedouw, 2004; Bebbington 2007). Por último, es fundamental

señalar que estas demandas van más allá de posiciones antiextractivistas o estructurales, sino que también son desplegadas como luchas por la defensa de la vida (Vela-Almeida, Zaragocín, Bayón, & Arrazola, 2020). De esta manera, las luchas por el agua son también disputas por las diferentes formas de la vida (Santos, 2010; Ulloa & Romero-Toledo, 2018). De allí que las resistencias contra proyectos hídricos incorporan simbolismos y emociones en las motivaciones de las comunidades locales (Poma, 2014).

De acuerdo con lo anterior, comprendemos las resistencias como luchas colectivas que se configuran en oposición a las estructuras de poder (como los proyectos hídricos), incorporando fundamentalmente los elementos ya señalados. Además, podrá adquirir diferentes matices de acuerdo con los distintos contextos sociohistóricos del caso a estudiar. Estos procesos de resistencia se vinculan con un cuestionamiento a la jerarquía de saberes existente en las estructuras de dominación capitalista, patriarcal y colonial. Estas estructuras han tendido a negar la capacidad de los grupos subalternizados de producir conocimientos a partir de sus formas de vida. En lo vinculado con las resistencias territoriales, éstas se relacionan con saberes populares inscritos en el hacer cotidiano (Porto-Goncalves, 2009), con una conexión biofísica con los lugares habitados.

En cuanto a dichos saberes, y a las formas en que se utiliza la tierra y el agua, las(os) habitantes resignifican sus espacios mediante la organización comunitaria, cuyas relaciones fortalecen la identidad socioterritorial (Alarcón, Marcucci, & Quiroga, 2018), los cuales operan como un medio para la articulación de las resistencias, dado que permite a la comunidad crear identidades y sobrevivir (Korol, 2008). Estos

procesos de lucha ayudan a reafirmar las memorias de las comunidades, emergiendo una valorización de los saberes populares (Korol, 2008).

Vinculando esta discusión con la literatura sobre ciclo hidrosocial, la mayoría de las investigaciones desde la ecología política del agua no pone mayor atención en las resistencias y los saberes construidos en torno a las aguas y el territorio por parte de los grupos que son afectados por procesos de privatización, desposesión y/o acaparamiento. Frente a esto, buscaremos comprender los saberes en un sentido amplio, incluyendo los conocimientos de grupos subalternizados, construidos a partir de sus prácticas cotidianas (Santos, 2019) y sus estrategias para recrear dichos saberes frente a las transformaciones del ciclo hidrosocial y de sus territorios.

Metodología

La metodología es de tipo mixta, y busca integrar información de tipo cuantitativa y cualitativa, además de las variables geográficas e históricas. La información cuantitativa se basó en la revisión de los impactos en la reconfiguración del ciclo hidrosocial de legislaciones vigentes en el país vinculadas con agua y agricultura (como el Código de Aguas de 1981 y la ley 18.450 de Fomento al Riego). Colocamos atención en los siguientes aspectos y datos: a) caracterización de los cambios en la dinámica de otorgamiento de derechos de aprovechamiento de aguas consuntivos vinculados con la expansión frutícola en las cuencas (con datos del catastro público de aguas de la Dirección General de Aguas entre los años 1993 y 2020); b) beneficiarios(as) de obras de riego construidos con fines de actividad frutícola en los territorios estudiados bajo el

Programa de Bonificación por Inversiones de Riego y Drenaje (ley 18.450), y c) el plan de embalses del Ministerio de Obras Públicas.

Para profundizar en la dinámica territorial de la agroexportación y la conflictividad asociada con su avance, tomamos como caso de conflicto la construcción del embalse Zapallar en la provincia de Diguillín. Dicho embalse se proyecta en el río Diguillín (subcuenca del río Itata), entre las comunas de El Carmen y Pinto. Este río surge a partir del complejo volcánico Nevados de Chillán y parte de su subcuenca forma parte de la Reserva Mundial de la Biósfera Nevados de Chillán-Laguna del Laja. El proyecto de embalse busca ampliar la disponibilidad de agua en 10 000 nuevas hectáreas de riego e implicaría inundar 315 hectáreas. Gran parte de las hectáreas inundadas serían tierras campesinas utilizadas para agricultura y pastoreo, además de que cuentan con una gran biodiversidad de fauna y flora nativa. Para profundizar en la dimensión cualitativa realizamos cinco entrevistas semiestructuradas a actores clave de las comunidades que han participado en la resistencia territorial. Las entrevistas semiestructuradas se realizaron entre 2020 y 2021, y en concordancia con los estándares académicos de interacción con sujetos humanos, incluyendo el uso de consentimiento informado.

Resultados y discusión

Antecedentes: Ñuble como “tierra del futuro” del agronegocio

La región de Ñuble se ubica en el Valle Central de Chile, zona del país en la que durante el siglo XIX se consolidó la hacienda como estructura de poder a través del dominio de la tierra y el agua impulsado por el ciclo del trigo (Camus, Elgueta, & Muñoz, 2019). En el caso particular de la región de Ñuble (exprovincia de Ñuble), ésta se caracterizó por ser una región marginal dentro de los centros urbanos y de poder durante los siglos XIX y XX. La actividad agropecuaria se ha caracterizado en Ñuble por la producción de lácteos, ganadería, vinícola tradicional y cultivo de cereales.

Como ha sido largamente documentado (Bengoa, 2017; Bellisario, 2013), la agricultura en Chile vivió una radical transformación luego de la contrarreforma agraria y la modernización capitalista durante la dictadura, que terminó privilegiando desde fines de la década de 1980 la exportación de productos agrícolas no tradicionales (manzanas, uva de mesa, cerezas y vinos, entre otros). Esta transformación productiva fue tardía en la región de Ñuble, donde en la primera década del 2000 aún predominaban los cultivos tradicionales. Por este motivo, asociaciones gremiales, medios de comunicación locales y autoridades de gobierno han construido la narrativa de que Ñuble es una “región atrasada” productivamente.

En la actualidad, Ñuble es una de las regiones con mayor población rural del país (con un 30.6 %) y existen alrededor de 35 000 agricultores,

de los cuales su mayoría son pequeños productores. Las principales transformaciones territoriales rurales se intensifican inicialmente en la década del 2000, en asociación con la actividad forestal. Según los datos de la Corporación Nacional Forestal (Conaf), entre la década del 2000 y 2010 se aprecia una disminución general en el uso de suelo agrícola, bosque nativo y pradera, al mismo tiempo que se evidencia un incremento en la ocupación de plantaciones forestales de pino radiata y eucalipto (Conaf, 2020). Sin embargo, el protagonismo forestal se ha estancado en la región (como muestra el Censo agropecuario 2021) (INE, 2022) y focalizado en el seco costero.

La incidencia de la agroexportación frutícola ha sido reciente, aunque ha aumentado de forma explosiva. El Censo Agropecuario 2021 (INE, 2022) da cuenta de esto, al consignar que la superficie plantada con frutales es el uso de suelo que más creció en la región (un 136 % en comparación el Censo Agropecuario de 2007), mientras que hubo fuertes disminuciones en cultivos tradicionales como leguminosas y tubérculos (-39 %), y en la ganadería bovina (-31 %) y ovina (-41 %). De esta forma, la región ha transitado desde 4 294 hectáreas en 2006 hacia las 14 184 hectáreas en 2019, destacándose el arándano americano como la especie más cultivada (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, 2006; Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, 2019). Este aumento obedece al desplazamiento de la agroexportación hacia las regiones del sur debido a la disponibilidad de agua y las proyecciones climáticas, que las hacen lugares más resilientes frente a la crisis climática. Como señala Juan Sutil, uno de los dirigentes de la Sociedad Nacional de Agricultura (gremio que agrupa al agronegocio en Chile):

“(La región de) Ñuble es la tierra del futuro, y lo digo porque tiene todas las condiciones... tiene tierra, clima y agua que permite desarrollar su potencial” (Fernández, 2020).

Es en este escenario de crecimiento agroexportador que actores regionales, como agrupaciones de empresarios agrícolas, medios de comunicación predominantes y agrupaciones de regantes han impulsado estrategias para que la región de Ñuble genere una “reconversión productiva” en miras del mercado mundial de alimentos.

Transformaciones hidrosociales en la región de Ñuble

En la propuesta de que la región de Ñuble se consolide como región agroexportadora, nos parece que la reconfiguración de las relaciones hidrosociales es un pilar central de las estrategias desplegadas. Esta reconfiguración hidrosocial consta de cuatro componentes: a) la fabricación discursiva de un nuevo “pacto hidrosocial”; b) el reimpulso a la construcción de megainfraestructura de embalses; c) la concentración en el beneficio de proyectos bajo la ley de riego, y d) la concentración de derechos de aprovechamiento de agua en las cuencas de la región.

Fabricación de nuevo “pacto hidrosocial”

En primer lugar, las ansias de una parte de la élite regional en conformarse en una potencia agroexportadora se traduce en la estrategia de construir una narrativa en la que se plantea que la transformación

agrícola es un futuro deseado que generará bienestar para todos(as) los(as) habitantes de la región.

En este escenario deseado, la disponibilidad de agua es un imperativo reivindicado en reiteradas ocasiones. Esta premisa parte del diagnóstico del cambio de la situación hídrica de la región:

“Por años, en Ñuble se planificó la agricultura sobre la base de la premisa de que el agua abundaba... con el paso de los años, sin embargo, se ha observado un incremento de la demanda, pero principalmente una reducción de la oferta, es decir, la disminución de las precipitaciones y el aumento de las temperaturas, que ha disminuido la disponibilidad de agua y ha generado conflictos que hace unas décadas eran inimaginables (...). Esta acuciante situación de escasez hídrica, independiente de sus causas, exige la adopción de medidas que permitan mitigar sus efectos en la agricultura” (Escasez de agua, 2021).

Esta necesidad de asegurar agua para la agricultura y la exigencia de medidas para aquello pasan por consolidar un consenso entre diferentes actores sociales: agrupaciones de empresarios agrícolas, agrupaciones de regantes, gobierno central, gobierno regional, municipios y organizaciones vecinales, entre otros. Es esto lo que denominamos como la fabricación de nuevo “pacto hidrosocial” sobre la premisa de ser una región con potencial agroexportador, pero que requiere asegurar

agua para este rubro. Dicha premisa debe ser prioridad para el conjunto de la región de Ñuble.

En esta fabricación también tienen un papel activo las instituciones estatales vinculadas con el agua y la agricultura (MOP, DGA, DOH, MINAGRI) y centros de investigación universitarios que han respaldado la necesidad de avanzar hacia un modelo agroexportador en la región. La política agraria del Estado se empalma con este consenso. A nivel regional, el ejemplo más explícito de esta sincronía fue la gestión de Martín Arrau (2018-2020), exintendente regional de Ñuble en el gobierno Piñera II. Arrau, antes de dicho cargo, fue presidente de la Junta de Vigilancia del río Ñuble y un activo promotor de la inversión pública en megaproyectos hídricos, planteando que una mayor disponibilidad de agua permitiría que los agricultores planten cultivos de mayor rentabilidad.

Esta fabricación discursiva se vincula con la construcción de hegemonía, pues se pretende impulsar una narrativa de que la tecnología hace posible resolver el problema de la disponibilidad de las cuencas. Son proyectos políticos liderados por una élite dirigente (política y económica), que busca fabricar un sentido común que convierta sus intereses como élite en los intereses de los(as) habitantes de la región en su conjunto. En este proyecto, la instalación de un pacto hidrosocial es un componente central tanto para buscar la legitimación de las obras de infraestructura y medidas normativas como los principios en torno a la relación agua-sociedad (y naturaleza-sociedad) que subyacen en ellas (como profundizaremos en el siguiente apartado).

Construcción de megainfraestructura de embalses

Vinculado con lo anterior, una estrategia que ha avanzado en la región es el impulso a la construcción de embalses de gran escala. Si bien este tipo de infraestructura es una “vieja discusión” en la política hídrica en Chile, en el último tiempo frente al escenario de crisis hídrica ha retomado fuerza la discusión sobre estos proyectos. Dentro de la política nacional de embalses, la región de Ñuble tiene un lugar protagónico. Muestra de esto es que de los 26 embalses prioritarios definidos por el gobierno Piñera en 2019, dos proyectos son en la región de Ñuble (embalses Punilla y Zapallar), y de éstos, el embalse Punilla es la iniciativa de mayor capacidad de almacenaje de agua en el país y unos de los mayores en monto de inversión. Como se aprecia en la Tabla 1, actualmente son tres los embalses que se encuentran en diseño, evaluación y licitación.

Tabla 1. Proyectos de embalses en la región de Ñuble.

Nombre del proyecto	Localización	Características	Beneficiarios	Situación
Embalse Punilla (Nueva Punilla)	Río Ñuble	Contempla un volumen útil de 600 hm ³	Regantes de las comunas de San Fabián, San Carlos, Chillán, Ñiquén, San Nicolás y Coihueco	Aprobado en SEA, en proceso de relicitación
Embalse Zapallar	Río Diguillín	Contempla un volumen útil hasta 80 hm ³	Regantes de las comunas de El Carmen y San Ignacio	En evaluación en SEA
Embalse Chillán	Río Chillán	Contempla un volumen de 210 hm ³	Regantes de Coihueco, Chillán, Chillán viejo y Pinto	En estudio de prefactibilidad

Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Sistema de Evaluación Ambiental (SEA) y la Dirección General de Concesiones (DGC).

Es en la articulación entre crisis climática y demanda hídrica que se refuerzan los proyectos de embalses. Como señala un representante de la agrupación de canalistas del Canal Chacayal:

“(...) las autoridades de nuestro país no pueden resolver el cambio climático por su magnitud planetaria, pero sí pueden ayudar a disminuir sus efectos negativos hacia los ciudadanos con la construcción de embalses, como el Punilla, que permitan aprovechar hasta la última gota de agua que nos regala la naturaleza” (Contreras, 2022).

La premisa de “aprovechar hasta la última gota” por medio de grandes obras hidráulicas se vincula con lo que en otro trabajo denominamos como “consenso moderno-colonial sobre las aguas” (Panez, 2022). Este consenso se basa en: a) someter a las aguas a la centralidad de la economía como organizadora de la vida en sociedad; b) definir la hegemonía de la ciencia moderna frente a otras epistemes; c) priorizar un enfoque gerencial que despolitiza la discusión sobre la problemática hídrica, y d) la visión de naturaleza que separa el agua del resto de los componentes que permiten la reproducción de la vida. En el caso particular de los embalses, imaginarios de progreso a través del avance de la técnica, se movilizan para construir infraestructura de mayor envergadura que posibilite superar las “barreras naturales”. Para ello, se movilizan otros relatos asociados con la eficiencia en el uso del agua como recurso, como se puede apreciar en el siguiente testimonio de un empresario agrícola:

“si no hacemos inversiones en cuanto a construir embalses vamos a tener un problema grave en el futuro. La alternativa es construir embalses, no tenemos otra. Tenemos el 90 % del agua que cae por lluvias en invierno se pierde en el mar (Meleán, 2019).

La idea de que las aguas de los ríos “se pierden en el mar” es una imagen recurrente en los discursos del sector agroexportador e ilustra la noción que estos actores tienen respecto al ciclo hidrosocial.

Concentración en el beneficio de proyecto ley de riego

Ñuble es una de las regiones que ha vivenciado un mayor aumento en obras de riego financiadas por la Comisión Nacional de Riego (CNR). Tal como reconoce la evaluación gubernamental de las obras financiadas por la ley de riego (ley n° 18.450), regiones al sur del Maule, como Ñuble, lideran el aumento de la superficie de riego tecnificado debido a “la plantación de nuevas especies y, además, la necesidad de ser más eficiente en el uso del recurso hídrico, situación que años atrás no era un tema de preocupación para el sector agrícola” (Ministerio de Agricultura, 2019, p. 26).

Revisando los montos entregados por el Estado como bonificación a obras de riego en la región de Ñuble entre los años 2012 y 2022, podemos apreciar que hubo aumento en un 524 %, pasando desde 1 982

millones de pesos chilenos en 2012 a 10 397 millones de pesos chilenos en 2022.

Si comparamos estos datos con el número de beneficiados por año, podemos observar (Figura 1) que en 2022 solo hubo 2 704 personas beneficiadas para una inversión total de 10 397 millones. Si bien desde 2012 hasta 2022 hubo un aumento tanto para el número de beneficiados como para la inversión total por año, se observa un mayor aumento en la inversión total (524 %), en comparación con el incremento del número de beneficiados, que corresponde tan solo al 1.95 %.

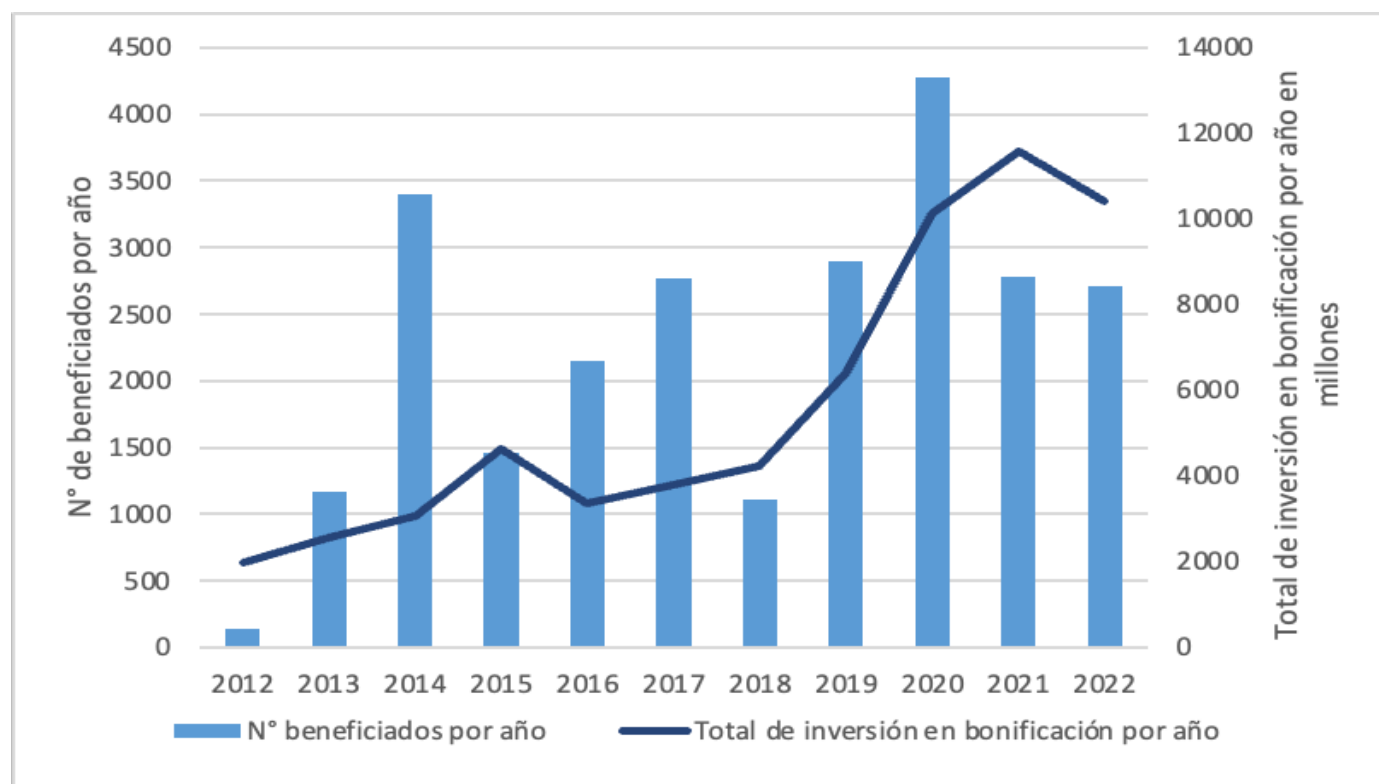


Figura 1. Inversiones y beneficiarios por año desde 2012 hasta 2022.

Fuente: elaboración propia a partir de datos de la Comisión Nacional de Riego (CNR).

Estas cifras evidencian que existe una concentración y un aumento en las bonificaciones para obras de riego en la región de Ñuble, cuyos proyectos benefician a un número acotado de productores.

Concentración de DAA en las cuencas de la región

Tal como se mencionó en la metodología, para profundizar en el análisis estudiamos el caso del conflicto por la construcción del embalse Zapallar. Por tal motivo, hicimos una revisión de los derechos de aprovechamiento de agua de la cuenca del río Diguillín de las comunas afectadas por el proyecto (Pinto, El Carmen y San Ignacio) entre los años 1993 y 2019.

Una primera constatación que se aprecia en la Figura 2 es que a pesar de las restricciones declaradas por la DGA en 1993, la dinámica de otorgamiento de DDA en el río Diguillín se ha mantenido al alza como tendencia (pese a las fluctuaciones de algunos años). Sobre todo, desde 2007 se evidencia un incremento considerable en la cantidad de agua solicitada y otorgada (medida en litros por segundo). Es desde esta fecha que se aprecian otorgamientos de derechos consuntivos considerables a empresas agrícolas, como es el caso de la Sociedad Agrícola Forestal Martínez Ltda. (119 l/s), Sociedad Agrícola El Campo (198 l/s) y Empresa Silvia Zapata (92 l/s).

Cantidad (lt/seg) en DAA consuntivos otorgados en las comunas de Pinto, El Carmen y San Ignacio
(años 1993-2019)

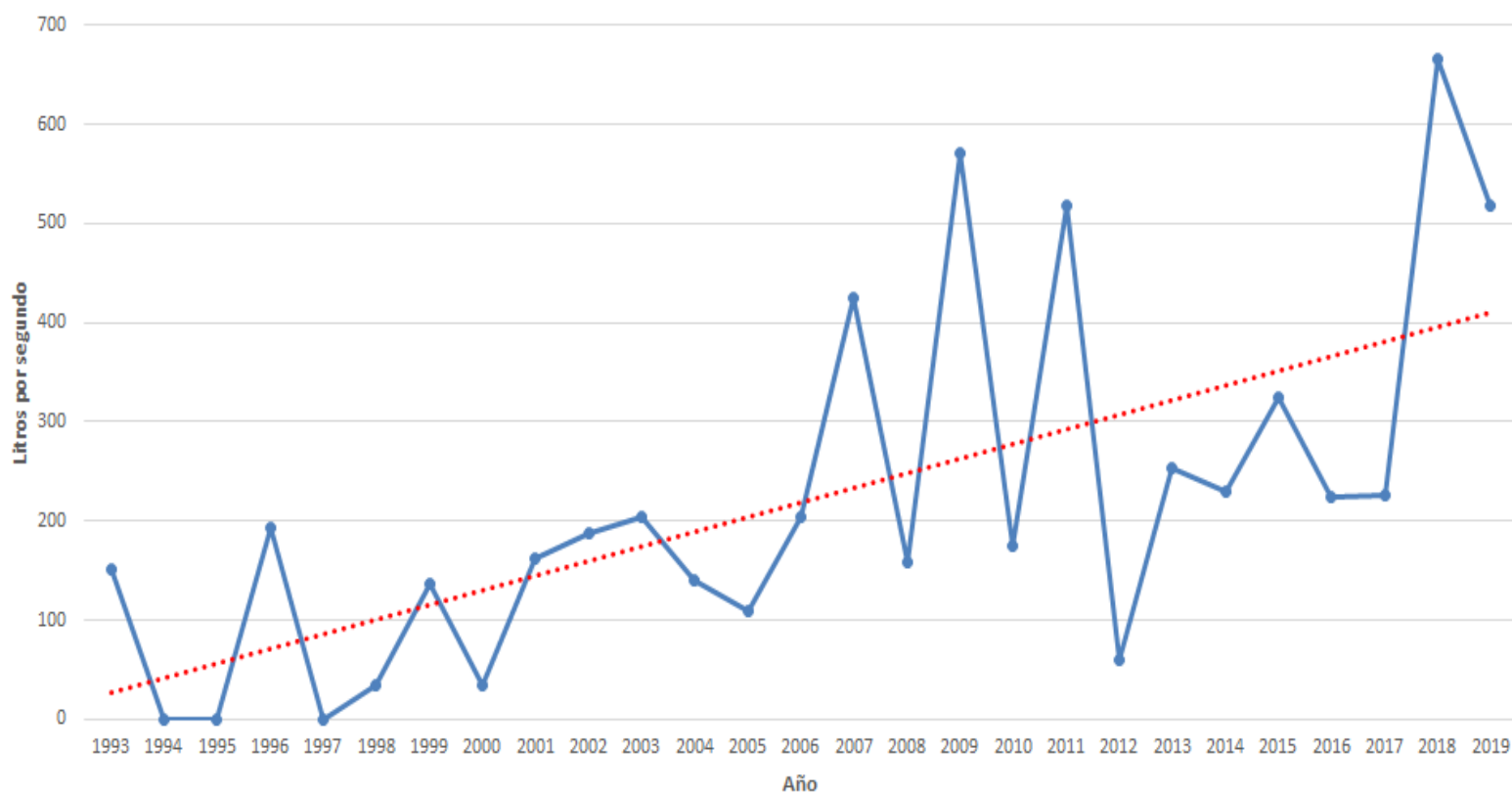


Figura 2. Cantidad (en litros por segundo) de derechos de aprovechamiento de aguas (DAA) otorgados en la comuna de Pinto, El Carmen y San Ignacio durante el periodo 1993-2019. Fuente: elaboración propia con base en los datos de la Dirección General de Aguas (DGA).

Junto con esto, revisando la totalidad de derechos, se pueden apreciar dinámicas de concentración en su otorgamiento. Una muestra de esto es que los 50 derechos de aprovechamiento entregados con mayor caudal suman un 31 % del total de caudal entregado (1 829.47 l/s de un

total de 5 900.61 l/s), representando solo un 6 % de los 836 derechos de agua solicitados. Es decir, el 6 % de los derechos otorgados desde 1993 hasta 2019 concentra el 31 % del caudal total entregado hasta esa fecha. En la Figura 3 se da cuenta de los principales propietarios(as) de DAA en la subcuenca (con más de 50 litros por segundo otorgados en total).

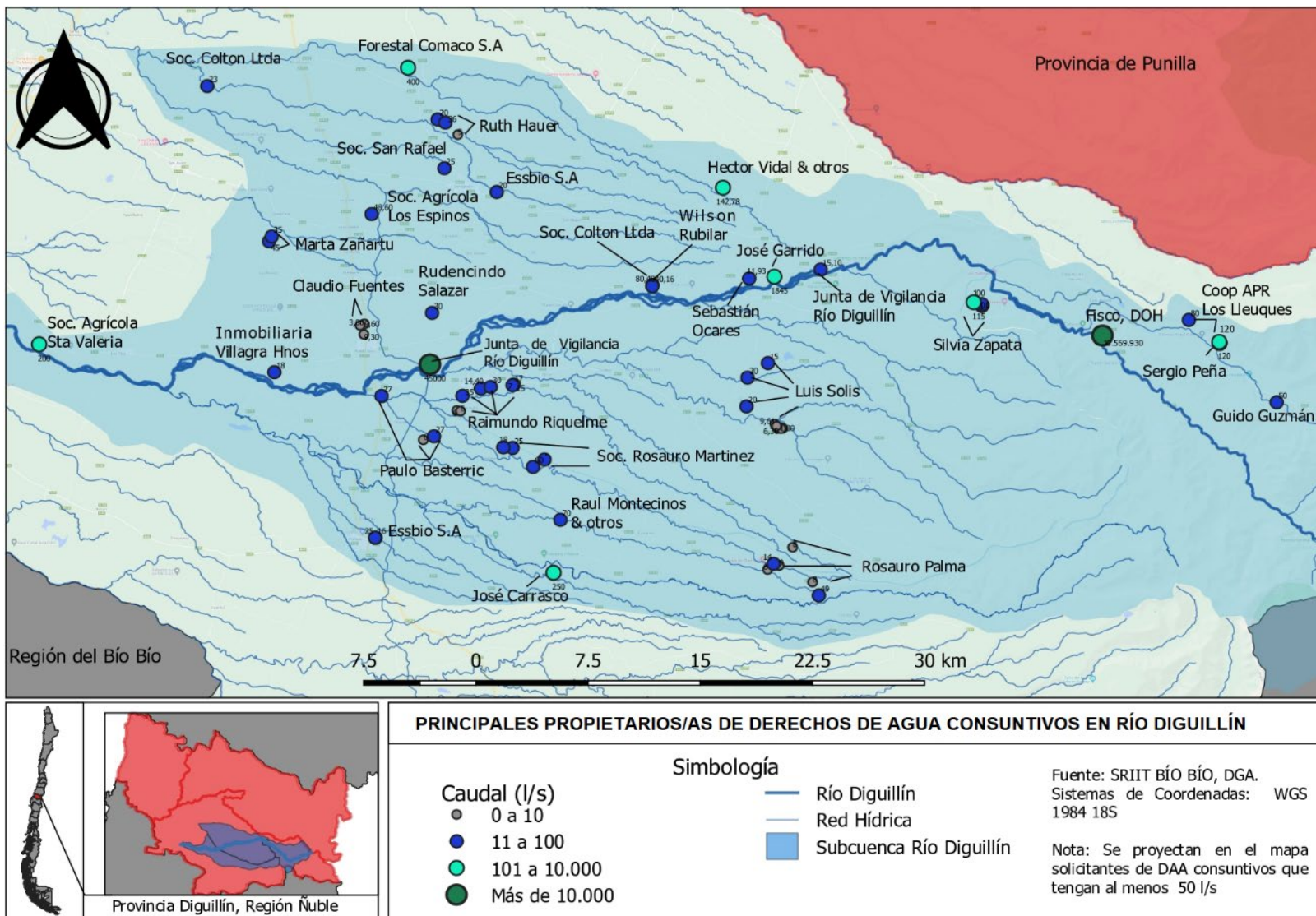


Figura 3. Principales propietarios(as) de derechos de aprovechamiento de aguas (DAA) en el río Diguillín, comunas de Pinto, El Carmen y San Ignacio (periodo 1993-2021). Fuente: elaborado por Tamara Puchi para los proyectos FI/UBB n° 2070011 y FONDECYT Iniciación N°11220783, donde se enmarca esta investigación.

Vinculando los DAA plasmados en el mapa con el área de influencia del proyecto de embalse Zapallar, se puede apreciar (ver puntos azul, verde y calipso de la Figura 3) que parte importante de los DAA, con más de 50 litros por segundo (l/s), se ubican en el área beneficiada por dicho proyecto.

Resistencias frente al nuevo pacto hidrosocial

Para desarrollar un análisis sobre las resistencias que se configuran en oposición a los proyectos hidráulicos, tomamos como caso de estudio las luchas por la defensa del río Diguillín, principalmente de la información cualitativa entregada por algunos(as) habitantes del sector San Vicente Bajo, de la comuna de El Carmen. La construcción del embalse Zapallar ha ocasionado oposiciones y conflictos entre los mismos habitantes del sector. Esta situación se ha visto potenciada desde las autoridades vinculadas con el proyecto mediante discursos que apuntan a garantizar que la construcción del embalse entregará beneficios a las comunidades de San Ignacio y El Carmen, dotando de riego a 10 mil nuevas hectáreas. Sin embargo, dicho beneficio solo será para aquellos agricultores que tengan derechos de agua o puedan acceder a ellos, que como se evidenció en el apartado anterior se distribuyen de forma desigual.

Las personas más afectadas serán expropiadas de su lugar; ese desplazamiento ocasionará una fuerte transformación en la vida de quienes subsisten de la pequeña ganadería y agricultura; esto significa acabar con el esfuerzo familiar dedicado por décadas, pues se estima que volver a poseer los mismos bienes materiales requiere más de 10 años de trabajo. Quienes dirigen y promueven el proyecto del embalse perciben

que las repercusiones hacia las personas directamente afectadas responden a una acción necesaria para un bien común superior. Los dominantes discursos del desarrollo se vinculan con la fabricación del pacto hidrosocial que ya se analizamos, donde la idea de "bien común superior" es definida y promovida por quienes buscan capturar y controlar el acceso del agua.

La construcción del embalse no solo afectará a quienes serán expropiados de lugar, también destruirá territorios destinados a la siembra de cultivos y modificará el ensanche del canal que transita por el lugar:

"(...) pero va más allá, porque por muy pequeño que sea tu espacio, o tu terreno, tu territorio, yo creo que cada quien se identifica con su terreno. Entonces, lo que implica dejar un territorio que probablemente naciste, te criaste, te formaste, has desarrollado un estilo de vida, es tu ambiente, a otro lugar donde no sabes probablemente donde tengas que ir; dejar tu mundo y crear otro (...)"
(entrevista 1, San Vicente Bajo, 2021).

De acuerdo con los relatos de las personas entrevistadas, es posible identificar efectos psicoemocionales en la comunidad desde el anuncio de la construcción del embalse. Sumado a la incertidumbre sobre la construcción del proyecto —la cual ha ocasionado estrés, depresión e inseguridad en la vida de quienes se verán directamente afectados— se suscitan dificultades para proyectarse en el lugar y, en algunos casos, ha

producido el abandono anticipado del lugar, tal y como se menciona en el siguiente relato:

“(…) empieza a afectar la vida, que la gente se decae, se deprime, empieza a decaer la herencia. Su hábito de vida ya no va a ser la misma” (Entrevista 5, San Vicente Bajo, 2021).

Los efectos preliminares a la construcción de los embalses han sido documentados en otros estudios, donde se identifican sentimientos de incertidumbre en la comunidad afectada, fuga de capitales familiares y migración anticipada de jóvenes hacia la ciudad (Ollero, 1995). Por consiguiente, se vuelve necesario destacar que este pacto hidrosocial que se configura desde los intereses del agronegocio produce un daño tanto material como simbólico y, a su vez, irreparables daños socioculturales y psicológicos entre los y las habitantes de la comunidad de San Vicente Bajo, y en quienes habitan en torno al río Diguillín.

Saberes en torno al agua y el territorio

Los saberes en el territorio están vinculados con los aprendizajes que han sido heredados desde las tradiciones familiares. El cultivo y la siembra son unas las principales actividades de subsistencia que han permanecido durante el tiempo. Aunque hoy día se realizan en menor cantidad, son estas prácticas las que permiten a los y las habitantes tener un vínculo con los componentes y procesos biofísicos del lugar que habitan (Toledo,

2005), implicando la necesidad de conocer las semillas, el arte de la agricultura y los tiempos de cosechas en armonía con la naturaleza. El legado de los saberes favorece que la comunidad pueda conectarse con el lugar que habita mediante la observación de los astros, del viento y del río. Por ello, los saberes de la naturaleza han permitido la predicción de sucesos climáticos y los conocimientos sobre los tiempos de siembra:

“Mi papá me enseñó los sonidos del río, cuándo va a llover, por qué el río tiene un sonido característico, cosas así. Entonces, por ejemplo, el anillo en el Sol, si viene calor, o es temblor, o el anillo en la Luna también tiene. Esos conocimientos me los traspasó mi papá, como de los astros, la estrella (...) (Entrevista 4, San Vicente Bajo, 2021).

La transmisión de conocimiento es fundamental en estas actividades, pues se gestan desde los saberes tradicionales del campo que son aprendidos en el hacer del oficio de la familia. No solo los saberes son heredados sino también las valorizaciones sobre el cuidado de la naturaleza y del territorio habitado:

“(...) lo va traspasando como de generación a generación, el amor a la tierra, el amor al agua, el tratar de cuidar el agua, el tratar de cuidar los árboles” (Entrevista 4, San Vicente Bajo, 2021).

El vínculo afectivo con el río emerge de los usos y la directa dependencia de los y las habitantes para realizar las actividades económicas de subsistencia, como es la agricultura de pequeña escala. De allí que las vivencias, los recuerdos y las experiencias de vida giran en torno al río Diguillín. La sabiduría del territorio se encuentra enraizada en la experiencia personal, pues se construye en la medida que se vive en el mundo, por ende, en el propio hacer (Toledo, 2005; Porto-Gonçalves, 2009). Quienes actualmente luchan por la defensa del río conocen la función vital y esencial que implica el río tanto en la vida humana como no humana. Es por ello que este cuerpo de agua adquiere un gran significado para los y las habitantes.

De los saberes locales de quienes habitan en San Vicente Bajo es posible reconocer un vínculo entre lo humano y no humano, cuyas interrelaciones permiten generar diálogos entre la memoria cultural de las experiencias y la cotidianidad (Ulloa, 2017). En este aspecto, los saberes locales de los y las habitantes que se movilizan en oposición al embalse Zapallar contribuyen la configuración de los procesos de resistencias que se fortalece mediante el diálogo de saberes desarrollado por la articulación de los saberes locales y el conocimiento de expertos colaboradores (Svampa, 2012).

Los saberes, las identidades y las prácticas locales de las(os) habitantes de San Ignacio y del Carmen son invisibilizadas por prácticas discursivas de grupos hegemónicos que instauran sus conocimientos como los únicos legítimos. Las políticas hegemónicas globales y nacionales desarticulan los derechos y las identidades hídricas locales, produciendo un proceso de desidentificación de lo local (Boelens, 2011). Las relaciones hidrosociales que se conforman en la construcción del

embalse Zapallar modifican las identidades y amenazan los saberes locales de los y las habitantes mediante la imposición de formas y prácticas de gobernar el agua, con el fin de reforzar el orden hidroterritorial dominante (Boelens *et al.*, 2017).

Resistencia contra la construcción del embalse

Las acciones colectivas que desencadenan las agrupaciones sociales de las comunas del Carmen y San Ignacio contra el embalse Zapallar responden a entramados de resistencia, dado que se convierten en disputas estructurales contra la apropiación privada del agua (Escobar, 2019). Las resistencias que se desarrollan en el territorio se oponen contra la transformación del ciclo hidrosocial del río Diguillín, configuradas a nivel estructural por los agronegocios.

A fin de comprender cómo se configuran las resistencias contra el embalse Zapallar, es importante analizar el componente escalar de los procesos de lucha socioambiental y las emergentes valorizaciones sobre el agua y el territorio que fortalecen dichos movimientos de resistencia. El componente escalar de las resistencias (Boelens, 2011) ha quedado demostrado en el despliegue producido por las luchas por el agua manifestadas en Chile, en algunos casos traspasando las fronteras nacionales, tal como ha ocurrido con otras organizaciones de América Latina (Rodríguez & De Estrada, 2009). Las luchas por el agua que han tenido un alcance y reconocimiento a nivel nacional han generado una importante incidencia en otras movilizaciones. El caso de lucha desplegada en Petorca —comuna afectada por la desposesión hídrica causada por el agronegocio de paltas (aguacate) (Panez, Faúndez-

Vergara, & Mansilla-Quiñones, 2017)— ha demostrado mediante consignas como “no es sequía, es saqueo”, el componente antrópico como una de las principales causas de la escasez hídrica. A su vez, este caso ha evidenciado cómo el territorio y los ríos pueden ser desertificados y secados producto del robo y acaparamiento de las aguas por parte de los agronegocios. Desde el reconocimiento de esta experiencia, es posible identificar una preocupación entre los habitantes que se resisten contra el embalse Zapallar de verse en un escenario similar al de Petorca. Dicha preocupación se ve representada con la expresión: “No queremos ser Petorca”, manifestada por una habitante de San Vicente Bajo.

Estos escenarios de resistencias no solo permiten el reconocimiento de los conflictos, sino que transmiten, a quienes luchan y resisten en sus localidades, la posibilidad de alcanzar visibilidad y tener incidencia en los aparatos jurídicos. El caso de resistencia desarrollado en la provincia de Punilla contra el embalse Punilla, en la misma región de Ñuble, ha mostrado que la lucha articulada tiene la fortaleza de obstaculizar y retardar la construcción de los megaproyectos hídricos.

Las luchas articuladas por la defensa del agua y la vida a nivel nacional y regional no solo fortalecen los procesos de resistencia sino que también contribuyen a difundir y dar a conocer los efectos irreparables producidos por los agronegocios y sus cuencas de soporte, como la construcción de embalses y represas. Estos megaproyectos, justificados como impulsores del desarrollo local, pierden su legitimidad social entre quienes conocen los negativos impactos socioecológicos producidos por estos proyectos hidráulicos (Romero-Toledo, 2014).

Otro aspecto que configura los procesos de resistencias originados en torno al río Diguillín corresponde a las construcciones discursivas sobre

el territorio y el agua, significados compartidos que forman parte de un eje central para la politización de los conflictos (Bottaro, Latta, & Sola, 2014). A partir de estas experiencias es posible observar un “giro ecoterritorial” que se desarrolla entre el cruce de las propuestas comunitarias y los discursos ambientalistas (Svampa, 2012). Estas valoraciones y conexiones con la Tierra de quienes viven en sectores rurales, semirurales y urbanos permiten ampliar la lucha por el río, convirtiéndose en una resistencia translocal, visible ante las autoridades estatales.

La lucha que se siembra en el territorio responde a una forma de sentirse parte de la naturaleza, comprendiendo la interconexión y la dependencia del humano con el resto de los seres vivos. Desde el fuerte vínculo con el territorio y el río surge la motivación de conservar la naturaleza y los bienes comunes para las futuras generaciones. Algunas(os) defensores del río Diguillín consideran fundamental la protección de los bosques y de los seres vivos no humanos porque entienden que “todo ser que existe tiene una función en esta vida” (Entrevista 4, San Vicente Bajo, 2021). Lo mismo ocurre con el agua, pues no solo es significado como un recurso natural, sino que se comprende como un elemento vital que conecta los procesos humanos y no humanos (Ulloa & Romero-Toledo, 2018). Las nuevas valorizaciones del territorio y el agua, que emergen en un contexto de crisis hídrica, como los despliegues políticos discursivos promovidos por las movilizaciones por el agua a nivel nacional, han impulsado la deslegitimación de los relatos que posicionan las infraestructuras hídricas —en este caso, el embalse Zapallar— como propulsoras del desarrollo económico y local. Dichos quiebres se condicen con un retorno a pensar

y valorar los saberes locales y las memorias bioculturales (Toledo, 2005), concibiendo la protección de los ríos y del agua como el resguardo de las condiciones de existencia de la vida (humana y no humana), de los procesos culturales, políticos y económicos que subyacen en las relaciones sociohídricas (Ulloa & Romero-Toledo, 2018; Boelens *et al.*, 2017). Es por ello que el bienestar no se plantea desde el progreso sino a partir de la relación de la comunidad con el territorio y el agua. Desde allí, los procesos de resistencias operan como mecanismos que reconstruyen los derechos locales, la identidad, y los procesos socioculturales de quienes se movilizan y habitan los lugares afectados (Lahud, 2017).

Conclusiones

La crisis hídrica que acontece actualmente en Chile ha generado un desplazamiento de la agroexportación hacia regiones del sur, entre ellas la región de Ñuble. En este escenario es posible observar un cambio en los sistemas de producción, pasando de la dominación de una agricultura tradicional hacia el impulso de negocios de agroexportación. A partir de esta situación se despliegan estrategias que buscan reconfigurar las relaciones hidrosociales en los territorios de Ñuble. En primer lugar, proponemos que se está gestando un nuevo “pacto hidrosocial”, que corresponde al posicionamiento de una narrativa que busca validar la necesidad de asegurar agua para la agricultura con el propósito de avanzar hacia el desarrollo mediante el abastecimiento de agua para el riego. Este nuevo discurso es liderado por una élite que, desde la concentración del poder económico y político, busca instalar un sentido común entre participantes clave, y organizaciones de la sociedad civil y

del sector público. Tal como lo mencionamos en nuestro análisis, dicho pacto opera como un mecanismo de legitimación para reimpulsar la construcción de megainfraestructuras de embalses en la región, como los proyectos de embalse Punilla, Zapallar y Chillán. En este contexto, la existente concentración de beneficios de riego y de derechos de aprovechamiento de agua en las cuencas de la región es la otra arista de estas estrategias que permiten dar cuenta de la transformación de las relaciones hidrosociales producidas por el avance de la agroexportación frutícola en la región de Ñuble, marcada por una apropiación desigual de las aguas.

Estas transformaciones hegemónicas, que se configuran estructuralmente desde el poder económico y político, invisibilizan los daños materiales y simbólico producidos en la vida de la comunidad afectada por la construcción de los embalses. A su vez, tal como vimos con el caso de la comunidad de San Vicente Bajo, que resiste contra el embalse Zapallar, se deslegitiman los saberes locales, las identidades y los vínculos afectivos con el río y el territorio de quienes habitan en los lugares intervenidos.

Sin embargo, analizando los procesos comunitarios que entran con conflicto con estas estrategias, podemos apreciar que la fabricación del pacto hidrosocial en la región no logra ser total en su pretensión de hegemonía. A partir de las nuevas valorizaciones sobre el agua y la naturaleza, que emergen desde los movimientos socioambientales y desde las experiencias de luchas por el agua (como el caso de Petorca), que han tenido un impacto multiescalar, se derriban las narrativas que justifican la construcción de embalses como solución a los problemas hídricos existentes. Quienes rechazan los discursos hegemónicos conocen

que la intervención de los ríos por tecnologías hidráulicas produce irreparables daños biofísicos y socioculturales, dado que el acaparamiento del agua por parte de una élite despoja la reproducción de la vida. En este sentido, se vuelve fundamental comprender la interdependencia del humano con los ecosistemas, por ello la defensa de los ríos y el territorio se representa en la defensa de la vida.

Las transformaciones sociohídricas que señalamos responden a la configuración de politizaciones por el agua, que emergen desde las distintas valorizaciones y significaciones sobre el agua y el territorio atribuidas por los actores involucrados en estos conflictos. La nueva narrativa que la élite busca instaurar entra en disputa con las resistencias que deslegitiman sus discursos hegemónicos. Los procesos de desterritorialización impulsados por la agroexportación en la región de Ñuble, que benefician a una élite reducida, se ven obstaculizados por movilizaciones de resistencias que traspasan las fronteras locales, que desde sus características multiescalares han adquirido una mayor potencia para frenar los megaproyectos de embalses y, por ende, el avance de la agroexportación en la región.

La investigación realizada nos parece que contribuye al campo de la ecología política y de los estudios agrarios críticos, al profundizar en las diferentes dimensiones que adquieren los avances de actividades extractivas en territorios de América Latina. La articulación entre diseños de nuevas narrativas, proyectos de infraestructura de gran escala (embalses) y pequeña escala (sistemas de regadío), y beneficios normativos (otorgamiento de derechos de agua), da cuenta de una trama compleja de aspectos materiales y simbólicos que va más de la instalación de la actividad extractiva en sí. En este contexto, la relación agua, poder

y clases nos parece un aporte para comprender el eje articulador de las transformaciones hidrosociales. En este aspecto, nos parece que un desafío para investigaciones futuras radica en profundizar en otros aspectos de esta transformación, como lo es la dimensión biofísica de la expansión agroexportadora (p. ej., la aceleración sociometabólica en el consumo de agua vinculada con la agroexportación).

Otra contribución del artículo tiene relación con la profundización de la agencia de los y las habitantes de los territorios afectados por actividades extractivas frente a la reconfiguración de las relaciones hidrosociales. Como ya lo planteamos, las aproximaciones preponderantes en la ecología política del agua tienden a no profundizar en este aspecto, concentrándose en los actores con mayor poder sobre el ciclo hidrosocial. Nuestro análisis permite resaltar la articulación multiescalar de las resistencias a la apropiación dominante de las aguas. Da cuenta de un complejo tejido de redes afectivas, saberes territoriales y politización, que se vinculan con otros procesos de resistencia en América Latina.

Finalmente, a partir de nuestros resultados, consideramos que es clave que desde el mundo científico se profundice el debate sobre los impactos socioecológicos que genera la forma dominante de agricultura, sobre todo en América Latina. Frente al escenario de profundización de la crisis climática, la búsqueda de formas menos desiguales y más equilibradas socioecológicamente en la producción de alimentos es una tarea colectiva urgente.

Agradecimientos

El artículo forma parte de los resultados de investigación del proyecto “Agricultura y re-producción de desigualdades socioecológicas en contexto de crisis hídrica: Análisis sobre la expansión agroexportadora en el Valle Central de Chile”, FONDECYT Iniciación N°11220783, financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo de Chile (ANID) desde marzo de 2022 hasta marzo 2025, y adscrito a la Universidad del Bio-Bio, Chile.

Referencias

- Alarcón, S., Marcucci, D., & Quiroga, M. (2018). Territorialidad campesina y agroindustria en el río Cimitarra. *Bitácora Urbano Territorial*, 28(3), 181-188. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-79132018000300181
- Alimonda, H. (2011). La colonialidad de la naturaleza. Una aproximación a la Ecología Política Latinoamericana. En: Alimonda H. (coord.). *La naturaleza colonizada* (pp. 21-58). Buenos Aires, Argentina: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales. Recuperado de <https://centroderecursos.cultura.pe/sites/default/files/rb/pdf/La%20Naturaleza%20Colonizada.pdf>

- Bebbington, A. (2007). Elementos para una ecología política de los movimientos sociales y el desarrollo territorial en zonas mineras. En: Bebbington, A. (ed.). *Minería, movimientos sociales y respuestas campesinas: una ecología política de transformaciones territoriales* (pp. 23-46). Lima, Perú: Instituto de Estudios Peruanos, Centro Peruano de Estudios Sociales.
- Bellisario, A. (2013). La reforma agraria chilena. Reformismo, socialismo y Neoliberalismo, 1964-1980. *Historia Agraria*, 59, 159-190.
- Bengoa, J. (2017). La vía chilena al “sobre” capitalismo agrario. *Revista Anales*, 12, 73-93.
- Boelens, R. (2011). Luchas y defensas escondidas. Pluralismo legal y cultural como una práctica de resistencia creativa en la gestión local del agua en los Andes. *Anuario de Estudios Americanos*, 68(2), 673-703. DOI: 10.3989/aeamer.2011.v68.i2.554
- Boelens, R., Hoogesteger, J., Swyngedouw, E., Vos, J., & Wester, P. (2017). Territorios hidrosociales: una perspectiva de la ecología política. En: Salamanca, C., & Astudillo F. (comps.). *Recursos, vínculos y territorios: inflexiones transversales en torno al agua* (pp. 85-104). Rosario, Argentina: Universidad Nacional de Rosario.
- Borras, S., Franco, J., Gómez, S., Kay, C., & Spoor, M. (2012) Land grabbing in Latin America and the Caribbean. *The Journal of Peasant Studies*, 39(3-4), 845-872.

- Bottaro, L., Latta, A., & Sola, M. (2014). La politización del agua en los conflictos por la megaminería: discursos y resistencias en Chile y Argentina. *Revista Europea de Estudios Latinoamericanos y del Caribe*, (97), 97-115. Recuperado de <https://www.jstor.org/stable/23972442>
- Budds, J. (2012). La demanda, evaluación y asignación del agua en el contexto de escasez: un análisis del ciclo hidrosocial del valle del río La Ligua, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, (52), 167-184. DOI: 10.4067/S0718-34022012000200010
- Burneo, M. L. (2013). Elementos para volver a pensar lo comunal: nuevas formas de acceso a la tierra y presión sobre el recurso en las comunidades campesinas de Colán y Catacaos. *Anthropologica*, 31(31), 16-41. Recuperado de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-92122013000100002&lng=es&nrm=iso
- Camus, P., Elgueta, G., & Muñoz, E. (2019). Irrigación y organización social en una sociedad en transición al capitalismo: el caso de la Asociación de Canalistas del Maipo en Chile (s. XIX). *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC). Revista de la Solcha*, 9(2), 95-121. DOI: 10.32991/2237-2717.2019v9i2.p95-121
- Contreras, F. (4 de febrero, 2022). *La discusión*. Recuperado de <https://www.ladiscusion.cl/la-sequia-en-la-cuenca-del-rio-nuble/>

- Conaf, Corporación Nacional Forestal. (2020). *Cartografía temática de cambio de uso de la tierra de la región de Ñuble para el periodo 2001-2019, Planificación Catastral*. Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura.
- Coronado, S., & Dietz, K. (2013). Controlando territorios, reestructurando relaciones socioecológicas: la globalización de agrocombustibles y sus efectos locales, el caso de Montes de María en Colombia. *Iberoamericana*, 13(49), 93-115. Recuperado de <https://www.torrossa.com/en/resources/an/3089911#>
- Damonte, G. H. (2019). The constitution of hydrosocial power. *Ecology and Society*, 24(2). Recuperado de <https://www.jstor.org/stable/26796947>
- Damonte, G., & Boelens, R. (2019). Territorios hidrosociales, agroexportación y escasez de agua: transformaciones territoriales capitalistas y gobernanza del agua en los valles costeros del Perú. *Water International*, 44(2), 206-223. DOI: 10.1080/02508060.2018.1556869
- Ekers, M., & Loftus, A. (2008). The power of water: Developing dialogues between Foucault and Gramsci. *Environment and Planning D: Society and Space*, 26(4), 698-718. DOI: 10.1068/d5907
- Escasez de agua. (1 de septiembre, 2021). *La Discusión*. Recuperado de <https://www.ladiscusion.cl/escasez-de-agua/>
- Escobar, L. (2019). *¡Por el agua, por el territorio! Análisis del proceso de resistencia campesina en Tasco (Boyacá)*. Bogotá, Colombia: Universidad Externado de Colombia.

- Fernández, R. (15 de septiembre, 2020). Juan Sutil: "El impacto de la crisis será menor en la región de Ñuble". *La Discusión*. Recuperado de <https://www.ladiscusion.cl/juan-sutil-el-impacto-de-la-crisis-sera-menor-en-la-region-de-nuble/>
- Foucault, M. (1999). *Estética, ética y hermenéutica: obras esenciales*. Vol. III. Barcelona, España: Paidós.
- Gramsci, A. (2019). *Cadernos do cárcere Vol. I*. Río de Janeiro, Brasil: Record.
- Gras, C., & Hernández, V. (2013). *El agro como negocio: producción, sociedad y territorios en la globalización*. Buenos Aires, Argentina: Biblos.
- Haesbaert, R. (2013). *El mito de la desterritorialización: del "fin de los territorios" a la multiterritorialidad*. Río de Janeiro, Brasil: Siglo XXI.
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2022). *Censo agropecuario 2021*. Recuperado de <https://www.ine.gob.cl/estadisticas/economia/agriculturaagroindustria-y-pesca/censos-agropecuarios>
- Kautsky, K. (1980). *La cuestión agraria*. Madrid, España: Siglo XXI.
- Korol, C. (2008). Una perspectiva feminista en la formación de los movimientos populares: la batalla simultánea contra todas las opresiones. *Revista Venezolana de Estudios de la Mujer*, 13(31), 27-37.
- Latta, A., & Sasso, J. (2014). Megaproyectos hídricos y conflicto socio-ambiental en Latinoamérica: perspectivas teóricas desde Gramsci y Foucault. *Agua y Territorio*, 4, 70-83.

- Lahud, J. (2017). Aguas rebeldes: imágenes de la lucha por el agua y la justicia en los Andes: un tributo a Julio García. *Anthropologica*, 35(38), 250-253. DOI: 10.18800/anthropologica.201701.011
- Leff, E. (2006). La ecología política en América Latina. Un campo en construcción. En: Alimonda, H. (coord.). *Los tormentos de la materia: aportes para una ecología política latinoamericana* (pp. 56-70). Buenos Aires, Argentina: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales.
- Linton, J., & Budds, J. (2014). The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, 57, 170-180. DOI: 10.1016/j.geoforum.2013.10.008
- McMichael, P. (2013). *Food regimes and agrarian questions*. Halifax, Canada: Fernwood Press.
- Meleán, A. (28 de agosto, 2019). Déficit hídrico bordea casi el 60% en Ñuble. *La Discusión*. Recuperado de <https://www.ladiscusion.cl/deficit-hidrico-bordea-casi-el-60-en-nuble/>
- Ministerio de Agricultura. (2019). *Evaluación de programas gubernamentales: programas obras de riego menores y medianas Ley 18.450 y Fomento al Riego Art.3 inciso 3*. Recuperado de https://www.dipres.gob.cl/597/articles-189315_informe_final.pdf
- Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (2006). *Catastro Frutícola, Región de Bio-Bio*. Santiago de Chile, Chile: Oficina de Estudios y Políticas Agrarias.

- Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (2019). *Catastro Frutícola, Regiones de Bio-Bio, Ñuble y La Araucanía*. Santiago de Chile, Chile: Oficina de Estudios y Políticas Agrarias.
- Ollero, A. (1995). Restauración ambiental, social y territorial frente a los impactos generados por los embalses. *Geographica*, (32), 139-153. DOI: 10.26754/ojs_geoph/geoph.1995321727
- Panez, A. (2022). *El río recuperando su cauce: despojo y resistencias en los conflictos por agua-tierra-territorio bajo el neoliberalismo en Chile*. Campina Grande, Paraíba, Brasil: Editora da Universidade Estadual da Paraíba (EDUEPB).
- Panez, A., Faúndez-Vergara, R., & Mansilla-Quiñones, C. (2017). Politización de la crisis hídrica en Chile: análisis del conflicto por el agua en la provincia de Petorca. *Agua y Territorio*, (10), 131-148. DOI: 10.17561/at.10.3614
- Poma, A. (2014). Emociones y subjetividad. Un análisis desde abajo de las luchas por la defensa del territorio. *Revista de Sociología*, 99(3), 377-401. DOI: 10.5565/rev/papers.602
- Porto-Gonçalves, C. W. (2009). De saberes y de territorios-diversidad y emancipación a partir de la experiencia latino-americana. *Polis: Revista Latinoamericana*, (22). Recuperado de <https://journals.openedition.org/polis/2636>
- Rodríguez, B., & De Estrada, M. (2009). Economías y territorializaciones alternativas al capitalismo en América Latina. En: Bialakowsky, A. (pres.). *Latinoamérica Interrogada*. XXVII Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología, Buenos Aires, Argentina.

- Romero-Toledo, H. (2014). Ecología política y represas: elementos para el análisis del Proyecto HidroAysén en la Patagonia chilena. *Revista de Geografía Norte Grande*, (57), 161-175.
- Santos, B. (2019). *O fim do império cognitivo: A afirmação das epistemologias do Sul*. São Paulo, Brasil: Cortez 2019.
- Santos, C. (2010). Agua en Uruguay: lucha social y la emergencia de nuevos esquemas de politización. *Theomai*, (22), 76-85. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/124/12417769005.pdf>
- Schmidt, A. (2014). *The concept of nature in Marx* (Vol. 8). London, UK; New York, USA: Verso Books.
- Svampa, M. (2012). Consenso de los commodities, giro ecoterritorial y pensamiento crítico en América Latina. En: Sader, E., & Gentili, P. (ed.). *Movimientos socioambientales en América Latina* (pp. 15-38). Buenos Aires, Argentina: Observatorio Social de América Latina/ Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales (OSAL/CLACSO).
- Swyngedouw, E. (2015). *Liquid power: Contested hydro-modernities in twentieth-century Spain*. London, UK: The MIT Press.
- Swyngedouw, E. (2004). *Social power and the urbanization of water: Flows of power*. Oxford, USA: Oxford University Press.
- Toledo, V. M. (2005). La memoria tradicional: la importancia agroecológica de los saberes locales. *Leisa, revista de agroecología*, 20(4), 16-19. Recuperado de <https://www.academia.edu/download/50661767/Ponting.pdf>

- Ulloa, A. (2017). Dinámicas ambientales y extractivas en el siglo XXI: ¿es la época del Antropoceno o del Capitaloceno en Latinoamérica? *Desacatos*, (54), 58-73. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1607-050X2017000200058&lng=es&nrm=iso
- Ulloa, A., & Romero-Toledo, H. (2018). Hidro-poderes globales-nacionales y resistencias locales. En: Ulloa, A., & Romero-Toledo, H. (eds.). *Agua y disputas territoriales en Chile y Colombia* (pp. 19-53). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Vela-Almeida, D., Zaragocín, S., Bayón, M., & Arrazola, I. (2020). Imaginando territorios plurales de vida: una lectura feminista de las resistencias en los movimientos socio-territoriales en el Ecuador. *Journal of Latin American Geography*, 19(2), 87-109. DOI: 10.1353/lag.2020.0029
- Zibechi, R. (2003). Los movimientos sociales latinoamericanos: tendencias y desafíos. *Osal*, 9, 185-188. Recuperado de <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/ar/libros/osal/osal9/zibechi.pdf>

Service quality models in the public drinking water supply in Mexico

Modelos de calidad de servicio en el suministro público de agua potable en México

Jorge Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

¹Instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora, Mexico City, Mexico, j.a.silva@outlook.com

Corresponding author: Jorge Silva, j.a.silva@outlook.com

Abstract

To analyze service quality models in the public drinking water supply in Mexico. The paper conducts a systematic review of various works of erudition on the subject, with the models being identified based on their application. A systematic literature review was conducted using the Preferred Reporting Item for Systematic Reviews (PRISMA) and the 3-stage approach by Arksey and O'Malley. The study design was chosen because it helps in the identification of articles through predefined criteria. Electronic searches were conducted via Web of Science and Scopus, with articles published between 1980 and 2022 being identified. The articles

were then screened for relevance, applicability, validity, and reliability. The review identified at least five GAPS under the GAP model, which include knowledge, policy, delivery, communication, and consumer. Subsequently, the SERVQUAL model shows that the public drinking water supply systems fall below the set expectations of reliability, assurance, empathy, tangibles, and responsiveness. Contrarily, the government has set up programs like PROME and the Citizens' Initiatives for General Water Law aimed at improving citizen participation and comprehension of key GAPS in the water supply system. The research is novel as it prods the subject of service quality models in Mexico. This topic is an unexplored area, especially with regard to the GAP and SERVQUAL models. The insight derived from this paper will bridge the existent dearth of knowledge while improving policy formulation and implementation.

Keywords: Consumer expectations, drinking water, satisfaction, service quality

Resumen

Analizar modelos de calidad de servicio en el suministro público de agua potable en México. El trabajo realiza una revisión sistemática de varios trabajos de erudición sobre el tema, identificando los modelos a partir de su aplicación. Se realizó una revisión sistemática de la literatura utilizando el elemento de informe preferido para revisiones sistemáticas (PRISMA) y el enfoque de tres etapas de Arksey y O'Malley. El diseño del estudio fue elegido porque ayuda en la identificación de artículos a través de criterios predefinidos. Se realizaron búsquedas electrónicas a través de Web of Science y Scopus, identificándose artículos publicados entre 1980 y 2022. Luego, los artículos fueron seleccionados por relevancia,

aplicabilidad, validez y confiabilidad. La revisión identificó al menos cinco brechas en el modelo GAP, que incluyen conocimiento, política, entrega, comunicación y consumidor. Posteriormente, el modelo SERVQUAL muestra que los sistemas públicos de abastecimiento de agua potable se encuentran por debajo de las expectativas establecidas de confiabilidad, seguridad, empatía, tangibilidad y capacidad de respuesta. Por el contrario, el gobierno ha puesto en marcha programas como el PROME y las iniciativas ciudadanas para la Ley General de Aguas destinados a mejorar la participación ciudadana y la comprensión de las brechas clave en el sistema de suministro de agua. La investigación es novedosa, pues indaga en el tema de los modelos de calidad de servicio en México. Este tema es un área inexplorada, especialmente con respecto a los modelos GAP y SERVQUAL. La información derivada de este documento salvará la escasez de conocimiento existente, y mejorará la formulación e implementación de políticas.

Palabras clave: expectativas del consumidor, agua potable, satisfacción, calidad del servicio

Received: 18/01/2023

Accepted: 22/08/2023

Published Online: 24/08/2023

Introduction

A common assertion among public administration scholars and practitioners alike is that a safe/ efficient drinking water supply is a key variable that influences the life quality of denizens. As per the World Health Organization (WHO, 2022), safe and readily available water is important for public health, with unsafe levels of contaminants contributing to chronic diseases, nervous system/reproductive effects as well as gastrointestinal illnesses. The Sustainable Development Goal target 6.1, coined by the WHO, presents target measures whereby safe drinking water is determined by the water source, availability, and whether it is free from priority chemical/fecal contamination (WHO, 2022; WHO, 2012).

Studying water supply from water suppliers' perspective is essential for ensuring sustainable and reliable water resources, addressing water scarcity, maintaining water quality, promoting water efficiency, and fostering collaboration among stakeholders (United States Environmental Protection Agency, 2023; Svalbarði Polar Iceberg Water, 2023; Chapagain, Wagner, Joshi, & Eck, 2020; Danley, 2019; Hunter, MacDonald, & Carter, 2010). The study from water suppliers' perspective is of paramount importance for several reasons: Ensuring Sustainable Water Supply, adapting to Changing Conditions, Addressing Water Scarcity, Ensuring Water Quality and Safety, Enhancing Water Efficiency, Collaboration and Awareness (United States Environmental Protection Agency, 2023; Svalbarði Polar Iceberg Water, 2023; Chapagain *et al.*, 2020; Danley, 2019; Hunter *et al.*, 2010).

In relation to service quality, it is termed as a measure of how well an entity or organization delivers services based on customer expectations. Kansara (2020) denotes that a solid public drinking water supply system can solely be termed as quality if it provides service that is both effective and efficient. The customers or denizens oft hold different kinds of expectations for the service performance, with the desired service being highlighted as the highest expectation of return (Kansara, 2020). The provision of adequate service returns is viewed as the lowest expectation as it does not entirely meet the hopes and wishes of the customers (Khader & Madhavi, 2017).

It is imperative to note that different customers possess different tolerance levels when it comes to service quality. The perceived service quality influences customer satisfaction with the primal emphasis being drawn on the service process, outcome, and physical environment (Expert Program Management, 2018). There are various dimensions that contribute to service quality systems, with the topmost being reliability. Kansara (2020) alludes that reliability focuses on how the drinking water supply services are delivered in tandem with the management of challenges or problems. Furthermore, the services are solely termed as reliable if the pricing methodologies are fair.

The second dimension is responsiveness, whereby customers expect the inherent structures and governmental agencies to provide prompt service which meets their inchoate needs or desires. The dimension is complemented by assurance whereby the government is tasked with inculcating trust into consumers that the service is efficient and effective (Gleason & Casiano-Flores, 2021; Hazin, 2000; Haldevang, 2022). The fourth variable is empathy which explores whether the

services are able to provide individual attention to each of the customers. The final dimension is tangibility which focuses on the appearance of physical facilities used in the provision of drinking water services to the customers.

The service dimensions should be geared towards maximizing customer satisfaction, devoid of any operational failures or challenges. In most nations, the service quality of the public drinking water supply systems is compounded by population growth, especially in urban areas. The growth is correlated with an influx in activities which then increases the need/demand for clean water (Mazari-Hiriart, Tapia-Palacios, Zarco-Arista, & Espinosa-García, 2019; Jiménez, Ramos, & Quezada, 1999; Karnib, 2015). The result is a decline in the quality of clean drinking water itself because the water resource capacity is limited. The occurrence of gaps in the service quality inadvertently contributes to a decline in satisfaction levels for the customers while increasing healthcare issues and complications (Carranza-Álvarez, Medellín-Castillo, Maldonado-Miranda, & Alfaro-de-la-Torre, 2020; Arreguin-Cortes *et al.*, 2020).

Specifically, Mexico's drinking water supply systems have faced criticism in recent years due to their lack of efficiency and effectiveness in addressing consumer needs. Mazari-Hiriart *et al.* (2019) highlight that Mexico has a population of nine million inhabitants, with the city metropolitan area encompassing up to 22 million people. Previously, the metropolitan area had a solid water supply system that was self-sufficient, although population demands have forced the government to extract at least 70 % of its water from the regional aquifers, with 30 % being imported (Border, 2020).

The water supply system is heavily reliant on groundwater, although there have been concerns about its quality due to an influx of wastes from commercial, industrial, and domestic activities. The lack of wastewater treatment has further exacerbated the issue of clean water being contaminated, especially during periods of heavy rain (Espinosa-García *et al.*, 2015). Espinosa-García *et al.* (2015) denote that the heavy rain causes the exfiltration of wastewater into the surrounding subsoil, thus creating quality issues in many locations within the lacustrine zone. Furthermore, underground water contamination is exacerbated by the risk of unlined canals, especially in transition zones where the soil is highly permeable.

The overreliance on groundwater, contamination as well as increased population growth has contributed to below-par customer satisfaction (CNA, 2017). A background analysis reveals that the conventional service quality models in Mexico fall short of the five dimensions mentioned prior. Specifically, the assurance and reliability prongs are non-existent in the models. Hurtado, Gardea-Torresdey and Tiemann (2000) allude that most Mexican people are wary about tap drinking water even though it is treated. This has, in turn, caused a shift towards bottled water since the tap water is contaminated with fluoride. Furthermore, the water systems in Mexico are not entirely reliable, with mishaps and operational failure due to heat extremes based on climate change (Hurtado *et al.*, 2000; Haldevang, 2022; United Nations International Children's Emergency Fund, 2021; Zeraebruka, Mayabib, Gathenyac, & Tsige, 2014). At least 70 % of Mexico is affected by drought, with rainfall levels decreasing by 20 % (Haldevang, 2022). Since the nation is over-reliant on groundwater sources, the availability of safe

drinking water has waned off substantially, thus causing a decline in customer satisfaction (Water Integrity Network, 2020). It is of great importance system redundancy and robustness for avoiding service interruptions and ensuring the continual water supply for improving customer's satisfaction (Taylor, Slocum, & Whittle, 2019).

The overarching aim of this paper is to review service quality models in the public drinking water supply in Mexico. A systematic review of literature will be conducted on the topic, with the primal emphasis being drawn on what the government has done to improve service quality models. The systematic review is substantial in describing the characteristics, disadvantages, and advantages of the models identified. Furthermore, a comparative analysis of the models will be conducted using insight from the divergent works of erudition with the main models being identified. The paper is divided into five sections which include the introduction, method, results, discussion, and conclusions.

Methodology

To determine service quality models in public drinking water supply in Mexico, the researcher conducted a systematic literature review using the Preferred Reporting Item for Systematic Reviews (PRISMA). The study design was chosen because it helps in the identification and analysis of articles through predefined criteria of inclusion and exclusion (Lawati, Dennis, Short, & Abdulhadi, 2018; Mokssit, De Gouvello, Chazerain, Figuères, & Tassin, 2018). The review was also based on the 4-stage approach coined by Arksey and O'Malley, as shown in the subsequent sections (O'Connor *et al.*, 2022).

Stage 1. Research Question

The first stage in the approach is the identification of the research question, which is "what service quality models are used in Mexico for drinking water supply?". The research question was seminal in defining the scope of the systematic review and the type of data sources to be used.

Stage 2. Identification of relevant studies

In this stage, the researcher conducted electronic searches through two databases, namely Web of Science and Scopus, between June 6th and 19th, 2022. The search strategy involved keying in free-text words such as "service quality models," "Mexico," "drinking water supply," "public water systems," and "water quality". A snowball sampling method was applied, whereby some of the papers did not directly answer the research question (Kohli, 2020; Genter, Willetts, & Foster, 2021; Soumaila *et al.*, 2019). The method was substantial in identifying additional papers that contained vital information about service quality levels in Mexico.

Stage 3. Study selection

The researcher then identified the titles and abstracts of the specific articles, after which they were screened for relevance, applicability, validity, and reliability. The inclusion criteria focused on articles that provided sufficient detail about service quality models and whether they were published between 2000 and 2022. Furthermore, the researcher

evaluated whether the articles could be categorized as journal articles, online articles, books, government documents, or technical reports (PRISMA, 2022). The exclusion criteria, on the other hand, revolved around articles which were not relevant for this research.

Stage 4. Charting the data

A preliminary data charting table was developed, as shown below. The Table 1 was piloted by the researcher with data being extracted on the article title, type of document, authors, and main findings.

Table 1. Literature selected.

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
The contradictions of urban water management in Mexico	Journal article	Barkin (2005)	The author denotes that service quality has dwindled in Mexico due to inherent bureaucracy and adhocracy in the water supply systems
Water and sewage service quality: Proposal of a new multi-questionnaire monitoring tool	Research article	Franceschini, Galetto, and Turina (2008)	The authors recommend the use of SERVQUAL as a tool that can measure consumer satisfaction with regard to the efficient and effective management of water resources
Output-based disbursements in Mexico: transforming the water Sector in Guanajuato	Technical report	Saltiel and Mandri-Perrott (2008)	The technical report shows that there are policy gaps that undermine the reliability and responsiveness of water authorities to the needs of Mexican citizens

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
A conceptual model for critical incident analysis	Journal article	Kirby (2010)	The paper explores the critical incident model used to measure service quality. The author shows that the model is seminal in understanding how events, political factors, and authorized interveners can influence service quality
Water governance in Mexico: Political and economic apertures and a shifting state citizen relationship	Journal article	Wilder (2010)	The author reports that Mexico's water system is yet to mature despite the adoption of a dramatic national water policy. This is because the system is riddled with bureaucracy that undermines service quality
Evolution of water management in Mexico	Journal article	Arreguín-Cortés and Mejía-Maravila (2011)	The article explores the various gaps and challenges prevalent in the water supply systems in Mexico
Making water reform happen in Mexico	Policy paper	Gurría (2012)	Using the GAP service quality model, the article denotes that the public drinking water supply system is compounded by quality service GAPS such as administrative, information, policy, capacity, objective, funding, and accountability
Drinking water quality in a Mexico City university community: Perception and preferences	Journal article	Espinosa-García et al. (2015)	The authors denote that customers have a negative perception about the service quality of public drinking water supply, with most of them citing organoleptic reasons and health reasons

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Consumer perception and preference of drinking water sources	Journal article	Sajjadi, Alipour, Matlabi, and Biglari (2016)	The article shows that Mexican customers have specific preferences for drinking water based on their perception of the service quality
Climate threats, water supply vulnerability, and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico)	Journal article	Sisto, Ramírez, Aguilar-Barajas, and Magaña-Rueda (2016)	The journal article shows that the current service quality levels have increased due to maintenance work and emergency repairs
Progression of service quality concepts	Journal article	Khader and Madhavi (2017)	The paper explores the evolution of service quality models over the years
Household's perception of water quality and willingness to pay for clean water in Mexico City	Journal article	Rodríguez-Tapia, Revollo-Fernández, and Morales-Novelo (2017)	The authors conducted a survey that showed that Mexicans pay a lot of money for safe drinking water, which undermines their income levels and satisfaction rates
Public perception related to inadequate drinking water quality among Brazilian adults	Journal article	Garcia, Garcia, and Barardi (2018)	The article denotes that consumer perception about the image of the drinking water supply systems influences their preferences
Building a methodology for assessing service quality under intermittent domestic water supply	Journal article	Mokssit <i>et al.</i> (2018)	The article denotes that there is a need for water agencies in Mexico to assess their operational and management performance in order to dole out top-tier service levels to customers

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Inequality in access to drinking water and subsidies between low and high-income households in Mexico City	Journal article	Morales-Novelo, Rodríguez-Tapia, and Revollo-Fernández (2018)	The authors highlight that there is a high level of inequality in access to safe drinking water in Mexico caused by economic and population growth. This then increases the gap between water demand and supply while undermining the service quality operations of the Water System of Mexico City (SACMEX)
Measuring user compliance and cost effectiveness of safe drinking water programs: A cluster-randomized study of household ultraviolet disinfection in rural Mexico	Journal article	Reygadas, Gruber, Dreizler, Nelson, and Ray (2018)	The authors denote that customers have a negative perception of the service quality of public drinking water supply
Organizational effectiveness evaluation in Mexico City's drinking water system	Journal Article	Silva-Rodríguez-de-San-Miguel (2018)	The author used the reliability and responsiveness of the SERVQUAL model, which showed that the service quality of public drinking water supply in Mexico is below-par
SWM technology for efficient water management in universities: The case of PUMAGUA, UNAM, Mexico City	Policy paper	González-Villarreal, Lartigue, Hidalgo, Hernández, and Espinosa (2018)	The article recommends the use of smart water management, which can build trust and improve the image of service quality models in the eyes of consumers

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Integral drinking water management model in Iztapalapa, Mexico City	Journal article	Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, Lambarry-Vilchis, and Trujillo-Flores (2019)	The article applies the SERVQUAL model, which shows that the service quality experienced by customers is quite low in Mexico
Operational efficiency of Mexican water utilities: Results of a double-bootstrap data envelopment analysis	Journal article	Ablanedo-Rosas, Guerrero Campanur, Olivares-Benitez, Sánchez-García, and Nuñez-Ríos (2020)	The paper explores the functional quality of Mexican Water utilities. The data derived indicates that the utilities provide low service quality levels due to the lack of support from the government
What are households willing to pay for better tap water quality? A cross-country valuation study	Article	Beaumais, Briand, Millock, and Nauges (2020)	The paper shows that most customers are willing to pay higher prices because they are unsatisfied with the water quality
Covid exposes Mexico City's water access gap between rich and poor	Article	Madry (2020)	The author highlights that the coronavirus pandemic exacerbated capacity gaps which in turn undermined service quality in Mexico
Lack of safe drinking water for lake Chapala Basin communities in Mexico inhibits progress toward sustainable development goals 3 and 6	Journal Article	Smith, Jackson, Peters, and Herrera-Lima (2020)	The article shows that funding, policy, and accountability gaps have contributed to a decline in access to safe and conducive public drinking water in Mexico
Covid-19 and Mexico's water crisis	Article	Carey (2021)	The author shows that the COVID-19 pandemic increased water shortage issues, thus minimizing service quality

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
A cross-sectional study to measure household water insecurity and its health outcomes in urban Mexico	Journal article	Jepson <i>et al.</i> (2021)	The article shows that inefficient service quality levels in Mexico contribute to drinking water insecurity which also increases negative health outcomes in the population
Structural factors of expectations regarding the public drinking water service in a town in Central Mexico	Journal article	Juarez-Najera, Bustos-Aguayo, and Garcia-Lirios (2021)	The article shows that the advent and subsequent spread of the coronavirus pandemic exacerbated concerns about the service quality of public drinking water supply systems in Mexico
Unfolding water quality status during COVID-19 lockdown for the highly polluted Santiago River in Jalisco, Mexico	Journal article	Kutralam-Muniasamy, Pérez-Guevara, Martinez, and Chari (2021)	The article indicates that anthropogenic activities have contributed to low service quality levels in Mexico, with the water sources being contaminated
The efficiency of post-reform water utilities in Mexico	Journal article	Salazar-Adams (2021)	The article shows that the Mexican water industry is saturated by public agencies which impose strict limitations on privately managed utilities. The implementation of decentralized autonomous water utilities has further undermined service quality, with increased costs being reported
Optimizing household water decisions for managing intermittent water supply in Mexico City	Journal article	Wunderlich, Freeman, Galindo, Brown, and Kumpel (2021)	The authors denote that customers are compliant with safe drinking water programs due to the positive image they hold of the service quality level

Apart from the previous steps, three validity criteria were chosen for the selection of the documents: Study Risk of Bias Assessment, Synthesis Methods, and Certainty Assessment.

1. Study risk of bias assessment

The identified articles were rated for quality using a Likert scale ranging from 0 to 10. The quality control criteria were substantial in determining whether there was any bias in the findings presented by each author. The studies with a lower quality score were excluded, with the researcher identifying study designs and categorizing them as per the inclusion criteria. Furthermore, a meta-regression was conducted that combined the study design type and quality criteria in a bid to reduce the risk of bias.

2. Synthesis methods

The researcher determined the studies that were eligible for synthesis based on the insight they provided on service quality models in public drinking water supply in Mexico. Any missing data or information from the specific studies was handled through the snowball sampling method, with the researcher filling in gaps through comprehensive literature reviews and deductive methodologies. A sensitivity analysis was also conducted, which allowed the researcher to comprehend and report the robustness of the articles included.

3. Certainty assessment

A certainty assessment was conducted to determine whether the evidence presented in the articles/works of erudition effectively answered the research question. The assessment checked key domains such as publication bias, imprecision, indirectness, inconsistency, and risk of bias.

Results

The utilization of the PRISMA technique and the three-stage approach introduced by Aksey and O'Malley allowed the researcher to identify a total of 40 articles. At least two of the articles were found to be inconclusive regarding service quality models in the public drinking water supply. Another nine were excluded from the article analysis because they did not show any signs or content of the key service quality models explored, which include GAP and SERVQUAL frameworks. The remaining 29 articles were reviewed, with insight derived being included in the discussion section of the study. The articles were gauged on their quality and impact factors. Furthermore, the researcher ensured that there was no form or indication of bias in the results, which could undermine the quality of the study.

Discussion

The topic of service quality models in the public drinking water supply is undoubtedly an unexplored area. The systematic review showed that most of the conventional works of erudition are singularly focused on customer perceptions regarding service quality. As a matter of fact, a

good chunk explores the use of SERVQUAL measures when determining customer perceptions which creates an apparent dearth of knowledge on other service quality models. To bridge this gap, the researcher deemed it fit to conglomerate results from the 29 documents identified and classify them into key themes that revolve around the four service quality models. The characteristics of the models were identified in tandem with their advantages and disadvantages.

Service quality

Prior to highlighting the key models used in assessing the public drinking water supply in Mexico, it is imperative for the reader to gain an insight into the concept of quality. In his seminal work, Kansara (2020) opines that the concept of quality is a vital tool in the attainment of ultimate performance and efficiency. The concept is not influenced by the nature of the product or service, although it emphasizes performances, processes, and actions. The water services are oft distinguished into inputs and resources. The inputs act as primary contributions to the functionality of the supply systems, with resources helping improve their efficiency (Kansara, 2020). The success of a public drinking water supply system is gauged by its ability to interact with customers who actively participate in the service delivery process. Barkin (2005) builds upon this assertion by noting that the services are oft created and consumed in a simultaneous manner. In light of this, customer participation and service intangibility should be combined in order to improve satisfaction from one customer to the other. Based on this perspective, Wilder (2010) noted that the public drinking water supply system in Mexico is characterized by five features which include implicit/explicit service, information,

facilitating goods, and supporting facilities. The key features all directly influence the service quality models in public drinking water supply systems, thus morphing the structures into a mass service (Barkin, 2005; Wilder, 2010; Wilder, Martínez-Austria, Hernández-Romero, & Cruz Ayala, 2020; Arreguín-Cortés & Mejía-Maravila, 2011).

In mass service systems, the degree of interaction between the customers and the system is quite low, while the degree of labor intensity is high. Furthermore, customization is not inclusive, which means that low and high-income customers receive divergent levels of service, thus influencing their willingness to pay (WTP) (Beaumais *et al.*, 2020). The assertions made by Wilder (2010) clearly show that the public drinking water supply system in Mexico is more of a mass service rather than an open system that views the customer as a co-producer. Therefore, most customers in the Mexican environment are not allowed to participate in the service process, which minimizes their level of satisfaction while creating negative perceptions about the drinking water supply (Mokssit *et al.*, 2018; Mukokoma & Van Dijk, 2011).

GAP Model

The GAP Model of Service Quality was created by Parasuraman, Zeithaml, and Berry (1985) with the aim of understanding and evaluating customer satisfaction. The model denotes that customer perception is a function of perception. This means that satisfaction is attained when and only if the customer views the service as a key variable that meets their expectation (Parasuraman *et al.*, 1985). In the event that the service model does not satisfy them, then at least five customer service GAPS are created:

knowledge-based, policy GAPS, delivery GAP, communication GAP, and customer GAP.

The first GAP is knowledge-based, whereby there is a difference between the company's provision of the drinking water supply services and customer expectations. This GAP is oft brought about by the lack of awareness on the management's side about what customers expect. Gurría (2012) highlights that knowledge GAPS are prevalent in the Mexican public drinking water supply systems due to information asymmetry among the stakeholders. The federal government is not cognizant of the needs and challenges faced by the customers; thus, it rolls out water services that have limited standardization (Gurría, 2012; Murrar, Batra, & Rodger, 2021). Furthermore, the incomplete REDPA and metering systems have made it hard for the customers to comprehend the amount of money required for them to effectively receive safe and sufficient drinking water.

Policy GAPS come in second; wherein there is a dissimilarity between the federal government's understanding of denizen needs and subsequent translation of the understanding into policies/ standards that accentuate service delivery. Gurría (2012) shows that water reforms in Mexico are undermined due to the lack of comprehension on the government's side. For instance, change implementation is slow even though structures have been put in place to diagnose the need for improved service in public drinking water supply systems (Gurría, 2012; Octavia & Chotib, 2019). The Conagua publication of 1989 is a primal example of a reform that stalled due to challenges in the alignment of incentives among the municipalities and providers. Furthermore, the government has been unable to roll out a clear implementation plan for

the 2030 Water Agenda. Gurría (2012) highlights that there is a need for the necessary strategic financial plans to be put in place, which address critical implementation bottlenecks.

The delivery GAP in the public drinking water supply systems in Mexico is caused by a difference between the planned delivery policies/standards and the actual service delivery. Gurría (2012) denotes that the delivery GAPS are commonplace because the policies are not specific to what services should be doled out. Furthermore, there is a general lack of enforcement and compliance structures with scattered planning tasks/capacity exacerbating customer dissatisfaction. The delivery GAPS have also increased due to capacity issues, with the Mexican government reporting a high turnover among water professionals due to the lack of commitment. There is a general lack of training programs for the technical, management, and administrative staff, which thus limits their knowledge, skills, and general attitudes.

The communication GAP occurs when the promised services are not delivered as expected, thus causing customer dissatisfaction. Garcia *et al.* (2018) expatiate that this GAP is caused by the mismatch between the functional and administrative units, namely the states, regions, metropolitan areas, municipalities, and water bodies in Mexico. The lack of hydrological boundaries and imperatives has created communication issues between the administrative bodies. The communication GAP is also exacerbated by a lack of continuity of public policies at the local levels (Kirby, 2010; Garcia *et al.*, 2018; Espinosa-García *et al.*, 2015). This is because the government has a 3-year term for mayors, which limits their political mandates when it comes to service delivery.

The customer GAP is defined as the dissimilarity between customer expectations and perceptions. This GAP is common in the public drinking water supply because the customers are not cognizant of what the services have done for them (Sajjadi *et al.*, 2016; Sisto *et al.*, 2016; Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, 2018). Furthermore, a good chunk of them misinterprets the quality of service due to previous mishaps. Sajjadi *et al.* (2016) allude that the limited stakeholder engagement for users/consumers and farmers/ indigenous communities have expanded the customer GAP. Furthermore, there is no official mechanism in place which collects and communicates customer expectations.

The aforementioned GAPS are directly caused by economic and population growth in Mexico, which has thus far increased the demand for water. The influxes are set against naturally limited endowment that contributes to challenges in the public drinking water supply demand and supply levels. Morales-Novelo *et al.* (2018) argue that households are facing pressure to maintain their participation, thus confirming that the system is based on mass service ideologies. There is a general lack of facilitating goods and supporting facilities which contribute to inequality (Rodríguez-Tapia *et al.*, 2017; Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.*, 2019). By using the Lorenz curve and Gini Coefficient, Morales-Novelo *et al.* (2018) found that a decline in participation contributes to the customer, communication, and delivery GAPS. Furthermore, the current policies in Mexico have created subsidies that present a regressive distribution wherein high-income customers benefit more compared the low-income customers.

The policy and delivery GAPS are at the core of the research by Smith *et al.* (2020), who denote that the lack of funding and support has

led to a dip in access to safe/conducive public drinking water in Mexico. The article results showed that there is a high level of arsenic compounds and total coliform bacteria in drinking water which violates SDG 6, which calls for sustainable clean water and sanitation. As a matter of fact, areas like San Pedro and Mezcala are duly affected by delivery GAPS since the garrafrones from local vendors are affected by total coliform bacteria (Smith *et al.*, 2020; Carey, 2021; Jepson *et al.*, 2021; Pacheco-Vega, 2019). An in-depth review of the bacterial contamination reveals that it occurs during initial refilling with the government not paying attention to the quality lapses among the local vendors. The lack of clear hydrological boundaries has thus far increased the ability of local vendors to operate without any scrutiny (Juarez-Najera *et al.*, 2021; Kuttralam-Muniasamy *et al.*, 2021).

Based on the preceding literature, the main advantage of the GAP model is that it identifies and distinguishes the key GAPS in knowledge, policy, delivery, communication, and customer GAPS (Morales-Novelo *et al.*, 2018). A clear delineation and explanation are provided for the causal factors behind every GAP. In light of this, the government or entities can be able to address each GAP and improve satisfaction. Contrarily, the model is marred by assumptions, with the term expectation being viewed as polysemic. This is because the customers analyze the quality of services using various standards rather than expectations. Therefore, relying on customer expectations to understand the service quality of public drinking water supply systems is a fallible angle that creates more questions than answers.

SERVQUAL Model

Franceschini *et al.* (2008) introduce the SERVQUAL model as a measure of service quality which splits the overall service into five key components: reliability, assurance, tangibles, empathy, and responsiveness. The first component is reliability which explores the ability of a firm to accurately and dependably perform its promise to the customers (Bhasin, 2021; Khader & Madhavi, 2017; Polyakova & Mirza, 2015; Prevos, 2016). Franceschini *et al.* (2008) denote that the Mexican public drinking water supply systems are marred by challenges that undermine their reliability. Most of the challenges are financial-based with limited own-source revenues at the sub-national level (Franceschini *et al.*, 2008). Furthermore, the continued reliance on federal programs and CONAGUA resources has exacerbated funding gaps, thus making it hard for the systems to effectively deliver services to the customers.

The second component is assurance which explores the courtesy, knowledge, and ability of the employees to inspire confidence in the firm's operations/services. Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.* (2019) presented a journal article that explored the integrated drinking water management model in Mexico City. Congruent denotations from the paper show that the level of confidence in the system is quite low due to the lack of inspiration from the employees. In lieu of this, the perceived quality and service satisfaction rates are undermined on the customer side (Silva-Rodríguez-de-San-Miguel *et al.*, 2019; González-Villarreal *et al.*, 2018).

Silva-Rodríguez-de-San-Miguel (2018) explored the third component of the SERVQUAL model, which is tangibles that analyze the

equipment and facilities used by a firm to attain its objectives. Using data gleaned from the Development of the Federal District (Mexico City today), the researcher argued that the current facilities in the drinking water supply system fall short of the requirement. This inadvertently causes insufficient water supply as well as below-par quality (Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, 2018). The lack of equipment and facilities has contributed to waterway exploitation and a deficit of 23 % in recharge. In lieu of this, there is a surge in land subsidence which ultimately affects urban infrastructure.

Saltiel and Mandri-Perrott (2008) back the findings highlighted by Silva-Rodríguez-de-San-Miguel (2008) by showing that the share of municipal wastewater receiving treatment in Mexico is 30 % more than in other countries in Latin America. Contrarily, the treatment facilities fall below the specified levels of OECD countries. The failures are attributed to the lack of tangibles, with most Mexican treatment plans not complying with effluent discharge regulations. Moreover, at least 55 % of households are affected by drinking water interruptions due to inefficient tangibles (Saltiel & Mandri-Perrott, 2008).

Silva-Rodríguez-de-San-Miguel (2018) goes further to introduce the fourth component, empathy, whereby a firm has to provide customers with individualized services or attention. The author opines that the water supply is not homogenous in Mexico City, with some residents receiving 200 liters while others more than 350 liters on a daily basis. The lack of individualized services and facilities has led to a discontinuous drinking water supply and additional losses of up to 35 % due to leaks in the system network. Furthermore, the water supply is filled with chlorine and other compounds that negatively affect the health of the denizens.

The lack of individualized services has also contributed to a decline in the customer willingness to pay (WTP) levels. Rodríguez-Tapia *et al.* (2017) highlight that the general or recommended WTP per family should be set at 4.7 % of the drinking water bill. Au contraire, Mexican customers are less likely to pay for drinking water services due to the below-par service quality levels. This has, in turn, created a market dynamic whereby there is a high demand for bottled water compared to city tap water. Rodríguez-Tapia *et al.* (2017) cite that bottled water in Mexico is 235 times more expensive at \$120 compared to city tap water at \$0.51 per cubic meter. The lack of trust in the water supply agency has adversely affected the willingness of customers to pay while undermining supply policies coined by the government. The low WTP is also commingled with a lack of responsiveness by the government since it is unable to obtain resources from the customers (Rodríguez-Tapia *et al.*, 2017; Reygadas *et al.*, 2018).

The final component is responsiveness which expatiates the willingness of an entity to aid its customers while providing prompt services. As per Saltiel and Mandri-Perrott (2008), the Mexican public drinking water supply is less responsive to the needs of the people. This is because there are no clear national policies on how to handle wastewater and pollution concerns. Furthermore, the responsiveness has gone down a tad due to a shift in the national government's focus from infrastructure development and quality improvement to revenue generation (Ablanado-Rosas *et al.*, 2020; Madry, 2020). There is a general lack of concern on extending services to the poor with the federal government with customers seeking solutions in the private sector. As mentioned by Rodríguez-Tapia *et al.* (2017), the low WTP means that the

government is not able to generate revenues, thus creating a viable environment for private entities to dominate the water supply systems. This has serious negative implications for low-income families as they cannot afford the water supply prices put in place by private entities.

The five components of the SERVQUAL model are advantageous to the government as they aid in the measurement and management of service quality in the public drinking water supply systems. Similar to the GAP model, the framework identifies key causes behind low customer perceptions and confidence in service quality. Furthermore, the model is beneficial as it permits the government and water agencies to assess service quality performance on the basis of individual and company-related challenges (Denantes & Donoso, 2021; Klobucista & Robinson, 2021). The assessment process comes in handy in determining the respective customer segments and how they are affected by low service quality levels. Contrarily, the SERVQUAL model faces intense criticism since it focuses solely on service delivery rather than outcomes (Seth, Deshmukh, & Vrat, 2005). Moreover, there is a high correlation between 5 SERVQUAL dimensions, thus meaning that the obtained scores are not entirely exact.

Government improvements

Using both the GAP and SERVQUAL models, the Mexican government has been able to identify key gaps and challenges compounding the public drinking water supply system. The government recently initiated the Programa de Mejoramiento de Eficiencia de Organismos Operadores (PROME) framework, which reduced water subsidies and improved the

quality of services doled out to the customers (The World Bank, 2017; Worldlife, 2018). The program is supported by the national/federal policy goal of accentuating system efficiency to 44 % from the previous 36 % reported for commercial, physical, and energy facilities that serve the public drinking water supply facets (The World Bank, 2017). Furthermore, the program targeted water utilities by providing investments and action plans. This was substantial in improving monitoring processes for any changes that occur in the water supply systems.

Consequently, the government has facilitated consumer/citizen participation in the water supply systems via the Citizens' Initiatives for General Water Law (IC-LGA). This has allowed citizens to work in tandem with professionals and academics so as to improve the efficiency of the public drinking water supply systems (Silva, 2019). The citizens share insight on urban water issues, water justice, and drinking water availability which then allows the government to coin water policies. The cross-pollination of deeply rooted practical knowledge of the masses with scientific knowledge has improved the capabilities of the federal and private stakeholders to dole out quality services to the people (Tangaja, Arceo, Centino, & Camello, 2021).

Moreover, the government has rolled out policies aimed at managing the level of drinking water availability in both urban and rural areas. The policies are based on data that highlights coverage, service quality, and compliance levels (Salazar-Adams, 2021; Wunderlich *et al.*, 2021; Yarimoglu, 2015). In lieu of this, the denizens from divergent locations are allocated coverage based on the demand levels, thus improving satisfaction. There are, however, issues of disconnections and

lack of availability in urban areas due to population growth which have thus far been handled through equal rationing.

Conclusions

The preceding systematic review explores service quality models in the public drinking water supply in Mexico. To undertake this task, the researcher implemented the Preferred Reporting Item for Systematic Reviews and the three stage approach developed by Arksey and O'Malley. The tools helped in the identification of 40 articles which were reviewed based on validity and content. A total of 29 articles were gleaned from the process.

Notably, two models are identified, namely the GAP and SERVQUAL models, both of which show that the service quality is below-par and requires changes. The GAP model showed that the service quality system is marred by key GAPS that are knowledge-based, policy, delivery, communication and customer GAP. The SERVQUAL model, on the other hand, showed that there is a need for the government to improve the responsiveness, empathy, tangibles, assurance and reliability levels of the service quality system in order to improve consumer confidence. The review expatiates that most customers are faced with issues of pricing, contamination, availability, and inequality, which undermines their confidence in the public drinking water supply systems.

The paper has a positive implication for Mexican society as it distinguishes the key gaps and challenges riddled in the public drinking water supply system. The insight derived can help the government to specifically target the problem areas and improve service quality for all

and sundry. The analytical lens applied combines various elements of service quality from different works of erudition which inform policy formulation and implementation. By using the findings in this paper, the government will be able to improve confidence in its structures while minimizing customer dissatisfaction. Further research is, however, required into whether critical incidents such as anthropogenic activities or pandemics are correlated with a decline in service quality.

Acknowledgments

The National Council of Humanities, Sciences and Technologies (Conahcyt) is thanked for the financial support provided within the framework of the Call for Postdoctoral Stays in Mexico 2022, Type B. Continuity Postdoctoral Stays and Modality 1. Academic Postdoctoral Stay, with the academic project entitled "Model to improve the quality of the public drinking water supply service for the inhabitants of the territorial demarcation of Iztapalapa in Mexico City". Likewise, thanks to the Dr. José María Luis Mora Research Institute for being the Institution where the aforementioned stay was carried out.

References

Ablanedo-Rosas, J. H., Guerrero-Campanur, A., Olivares-Benitez, E., Sánchez-García, J. Y., & Nuñez-Ríos, J. E. (2020). Operational efficiency of Mexican water utilities: Results of a double-bootstrap data envelopment analysis. *Water*, 12(2), 553. DOI: 10.3390/w12020553

- Arreguin-Cortes, F. I., Saavedra-Horita, J. R., Rodriguez-Varela, J. M., Tzatchkov, V. G., Cortez-Mejia, P. E., Llaguno-Guilberto, O. J., & Sainos-Candelario, A. (2020). State level water security indices in Mexico. *Sustainable Earth*, 3(9), 1-14. DOI: 10.1186/s42055-020-00031-4
- Arreguín-Cortés, F. I., & Mejía-Maravila, E. (2011). Evolution of water management in Mexico. *International Journal of Water Resources Development*, 27(1), 245-261. DOI: 10.1080/07900627.2010.538640
- Barkin, D. (2005). The contradictions of urban water management in Mexico. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement* (Hors-série 2). DOI: 10.4000/vertigo.1881
- Beaumais, O., Briand, A., Millock, K., & Nauges, C. (2020). *What are households willing to pay for better tap water quality? A cross-country valuation study*. DOI: 10.2139/ssrn.2407873
- Bhasin, H. (2021). *The Servqual model – Definition, dimensions, gaps and advantages service*. Recovered from <https://www.marketing91.com/servqual/>
- Border. (2020). *Safe drinking water for US - Mexico border colonias*. Recovered from https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-11/documents/utep_dryvonnnesantiago.pdf
- Chapagain, B. P., Wagner, K. L., Joshi, O., & Eck, C. J. (2020). Perceived importance of water issues and factors affecting learning opportunities in Oklahoma. *Water*, 12(2), 395. DOI: 10.3390/w12020395

- Carranza-Álvarez, C., Medellín-Castillo, N. A., Maldonado-Miranda, J. J., & Alfaro-de-la-Torre, M. C. (2020). Water quality management in San Luis Potosi, Mexico. In: Otazo-Sánchez, E., Navarro-Frómeta, A., & Singh, V. (eds.). *Water Availability and Management in Mexico* (pp. 465-484). Cham, Germany: Springer.
- Carey, L. (2021). *COVID-19 and Mexico's water crisis*. Recovered from <https://togetherband.org/blogs/news/covid-19-and-mexico-water-crisis>
- CNA. (2017). *The role of water stress in instability and conflict*. Recovered from https://www.cna.org/archive/CNA_Files/pdf/crm-2017-u-016532-final.pdf
- Danley, S. (2019). *Study explores importance of water supply and quality to food companies*. Recovered from <https://www.bakingbusiness.com/articles/49707-study-explores-importance-of-water-supply-and-quality-to-food-companies>
- Denantes, J., & Donoso, G. (2021). Factors influencing customer satisfaction with water service quality in Chile. *Utilities Policy*, 73, 101295. DOI: 10.1016/j.jup.2021.101295
- Espinosa-García, A. C., Díaz-Ávalos, C., González-Villarreal, F. J., Val-Segura, R., Malvaez-Orozco, V., & Mazari-Hiriart, M. (2015). Drinking water quality in a Mexico City university community: Perception and preferences. *Ecohealth*, 12(1), 88-97. DOI: 10.1007/s10393-014-0978-z

- Expert Program Management. (2018). *Gap model of service quality*.
Recovered from
<https://expertprogrammanagement.com/2018/03/gap-model-service-quality/>
- Franceschini, F., Galetto, M., & Turina, E. (2008). *Water and sewage service quality: Proposal of a new multi-questionnaire monitoring tool*.
Recovered from
<https://staff.polito.it/fiorenzo.franceschini/Pubblicazioni/Water%20and%20sewage%20service%20Quality%20a%20proposal%20of%20a%20new%20multiquestionnaire%20monitoring%20tool.pdf>
- Garcia, L. A. T., Garcia, L. M. T., & Barardi, C. R. M. (2018). Public perception related to inadequate drinking water quality among Brazilian adults. *Water Policy*, 20(5), 885-900. DOI: 10.2166/wp.2018.180
- Genter, F., Willetts, J., & Foster, T. (2021). Faecal contamination of groundwater self-supply in low- and middle-income countries: Systematic review and meta-analysis. *Water Research*, 201, 1-10. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117350
- Gleason, J. A., & Casiano-Flores, C. (2021). Challenges of water sensitive cities in Mexico: The case of the Metropolitan Area of Guadalajara. *Water*, 13(5), 1-19. DOI: 10.3390/w13050601
- González-Villarreal, F., Lartigue, C., Hidalgo, J., Hernández, B., & Espinosa, S. (2018). *SWM technology for efficient water management in universities: The case of PUMAGUA, UNAM, Mexico City*.
Recovered from <https://www.iwra.org/wp-content/uploads/2018/11/7-SWM-Mexico-final.pdf>

- Gurúa, A. (2012). *Making water reform happen in Mexico*. Recovered from https://www.oecd.org/cfe/regionaldevelopment/Making%20Water%20Reform%20Happen%20_%20Mexico_Jan18.pdf
- Haldevang, M. D. (2022). *Machete-wielding men storm winery amid Mexico water shortages*. Recovered from <https://www.bloomberg.com/news/articles/2022-05-27/armed-group-occupies-oldest-mexican-winery-over-water-shortage#:~:text=As%20of%20May%2015%2C%2057,crisis%20over%20access%20to%20water>
- Hazin, L. S. (2000). *Toward more efficient urban water management in Mexico*. Recovered from <https://www.gdrc.org/uem/water/mexsaade.htm>
- Hunter, P. R., MacDonald, A. M., & Carter, R. C. (2010). Water supply and health. *PLoS Medicine*, 7(11), e1000361. DOI: 10.1371/journal.pmed.1000361
- Hurtado, R., Gardea-Torresdey, J., & Tiemann, K. J. (2000). Fluoride Occurrence in Tap Water at "Los Altos de Jalisco". In: *The Central Mexico Region. Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research* (pp 211-219). Denver, Colorado, USA.
- Jepson, W. E., Stoler, J., Baek, J., Morán-Martínez, J., Uribe-Salas, F. J., & Carrillo, G. (2021). Cross-sectional study to measure household water insecurity and its health outcomes in urban Mexico. *BMJ Open*, 11(3), 1-12. DOI: 10.1136/bmjopen-2020-040825
- Jiménez, B., Ramos, J., & Quezada, L. (1999). Analysis of water quality criteria in Mexico. *Water Science and Technology*, 40(10), 169-175. DOI: 10.1016/S0273-1223(99)00683-6

- Juarez-Najera, M., Bustos-Aguayo, J. M., & Garcia-Lirios, C. (2021). Structural factors of expectations regarding the public drinking water service in a town in Central Mexico. *Public Security and Public Order*, (27), 51-59. DOI: 10.13165/PSPO-21-26-08
- Kansara, S. (2020). Modelling the water supply service quality: a case study of the municipal corporation. *International Journal of Productivity and Quality Management*, 29(1), 94-107. DOI: 10.1504/IJPQM.2019.10018902
- Karnib, A. (2015). Evaluation of the quality of service of the water supply delivery in Lebanon. *Journal of Water, Sanitation, and Hygiene for Development*, 5(1), 17-27. DOI: 10.2166/washdev.2014.057
- Khader, A., & Madhavi, C. (2017). Progression of service quality concepts. *Global Journal of Management and Business Research: An Administration and Management*, 17(6), 17-27. Recovered from <https://journalofbusiness.org/index.php/GJMBR/article/view/2288>
- Kirby, E. A. (2010). A conceptual model for critical incident analysis. *Journal of Critical Incident Analysis*, 1(1), 3-16. Recovered from <http://jcia.aciajj.org/files/2010/10/Kirby-1.pdf>
- Klobucista, C., & Robinson, K. (2021). *Water stress: A global problem that's getting worse*. Recovered from <https://www.cfr.org/backgrounder/water-stress-global-problem-thats-getting-worse>
- Kohli, A. (2020). "Snowballing" in systematic literature review. Recovered from <https://www.linkedin.com/pulse/snowballing-systematic-literature-review-amanpreet-kohli/>

- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Martinez, I. E., & Chari, S. V. (2021). Unfolding Water Quality Status during COVID-19 Lockdown for the Highly Polluted Santiago River in Jalisco, Mexico. *Research Square*, 1-15. DOI: 10.21203/rs.3.rs-581075/v1
- Lawati, M. H., Dennis, S., Short, S. D., & Abdulhadi, N. N. (2018). Patient safety and safety culture in primary health care: A systematic review. *BMC Family Practice*, 19, 1-12. DOI: 10.1186/s12875-018-0793-7
- Madry, K. (2020). *Covid exposes Mexico City's water access gap between rich and poor*. Recovered from <https://climatechangenews.com/2020/10/01/covid-exposes-mexico-citys-water-access-gap-rich-poor/>
- Mazari-Hiriart, M., Tapia-Palacios, M. A., Zarco-Arista, A. E., & Espinosa-García, A. C. (2019). Challenges and opportunities on urban water quality in Mexico City. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 1-12. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00169
- Mokssit, A., De Gouvello, B., Chazerain, A., Figuères, F., & Tassin, B. (2018). Building a methodology for assessing service quality under intermittent domestic water supply. *Water*, 10(9), 1-24. DOI: 10.3390/w10091164
- Morales-Novelo, J. A., Rodríguez-Tapia, L., & Revollo-Fernández, D. A. (2018). Inequality in access to drinking water and subsidies between low and high-income households in Mexico City. *Water*, 10(8), 1-16. DOI: 10.3390/w10081023

- Mukokoma, M. M. N., & Van Dijk, M. P. (2011). An assessment of the urban water service delivery quality gap in Uganda and Tanzania: Taping the customer's voice in water service delivery. *Water Resources Management*, 145, 349-359. DOI: 10.2495/WRM110301
- Murrar, A., Batra, M., & Rodger, J. (2021). Service quality and customer satisfaction as antecedents of financial sustainability of the water service providers. *The TQM Journal*, 33(8), 1867-1885. DOI: 10.2495/WRM110301
- O'Connor, P., O'Malley, R., Kaud, Y., Pierre, E. S., Dunne, R., Byrne, D., & Lydon, S. (2022). A scoping review of patient safety research carried out in the Republic of Ireland. *Irish Journal of Medical Science*, 1-9. DOI: 10.1007/s11845-022-02930-1
- Octavia, A., & Chotib (2019). Service quality gap analysis of water supply in urban areas: Water supply company, Bogor Regency. In: Emamian, S. S., Adekunle, T. O., Nangkula, U., & Awang, M. (eds.). *ICSDEMS 2019* (pp. 47-57). Singapore: Springer Singapore.
- Pacheco-Vega, R. (2019). Human right to water and bottled water consumption: Governing at the intersection of water justice, rights and ethics. In: Sultana, F., & Loftus, A. (eds.). *Water politics* (pp. 113-128). London, UK: Taylor and Francis.
- Parasuraman, A., Zeithaml, V. A., & Berry, L. L. (1985). A conceptual model of service quality and its implications for future research. *Journal of Marketing*, 49(4), 41-50. DOI: 10.2307/1251430
- Polyakova, O., & Mirza, M. (2015). Perceived service quality models: Are they still relevant? *The Marketing Review*, 15(1), 59-82. Recovered from https://shura.shu.ac.uk/10175/3/Polyakova_Mirza_PSQM.pdf

- Prevos, P. (2016). Servaqua: Towards a model for service quality in potable reticulated water services. In: Campbell, C., & Ma, J. (eds.). *Looking forward, looking back: drawing on the past to shape the future of marketing* (pp. 366-375). Cham, Germany: Springer International Publishing.
- PRISMA. (2022). *PRISMA 2020 checklist*. Recovered from https://prisma-statement.org//documents/PRISMA_2020_checklist.pdf
- Reygadas, F., Gruber, J. S., Dreizler, L., Nelson, K. L., & Ray, I. (2018). Measuring user compliance and cost effectiveness of safe drinking water programs: A cluster-randomized study of household ultraviolet disinfection in rural Mexico. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 98(3), 824-834. DOI: 10.4269/ajtmh.17-0440
- Rodríguez-Tapia, L., Revollo-Fernández, D. A., & Morales-Novelo, J. A. (2017). Household's perception of water quality and willingness to pay for clean water in Mexico City. *Economies*, 5(2), 1-14. DOI: 10.3390/economies5020012
- Sajjadi, S. A., Alipour, V., Matlabi, M., & Biglari, H. (2016). Consumer perception and preference of drinking water sources. *Electron Physician*, 8(11), 3228-3233. DOI: 10.19082/3228
- Salazar-Adams, A. (2021). The efficiency of post-reform water utilities in Mexico. *Utilities Policy*, 68, 101153. DOI: 10.1016/j.jup.2020.101153

- Saltiel, G., & Mandri-Perrott, C. (2008). *Output-based disbursements in Mexico: Transforming the water sector in Guanajuato*. Recovered from <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/11015/463170BRI0Box31roaches201Mexico1OBD.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Seth, N., Deshmukh, S. G., & Vrat, P. (2005). Service quality models: A review. *International Journal of Quality & Reliability Management*, 22(9), 913-949. DOI: 10.1108/02656710510625211
- Silva, J. (2019). Mexico's efforts to improve its water management systems. *Revista Espacios*, 41(17), 2. Recovered from <https://www.revistaespacios.com/a20v41n17/a20v41n17p02.pdf>
- Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, J. A. (2018). Organizational effectiveness evaluation in Mexico City's drinking water system. *Revista Espacios*, 39(45), 1-16. Recovered from <https://www.revistaespacios.com/a18v39n45/a18v39n45p02.pdf>
- Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, J. A., Lambarry-Vilchis, F., & Trujillo-Flores, M. M. (2019). Integral drinking water management model in Iztapalapa, Mexico City. *Management of Environmental Quality*, 30(4), 768-782. DOI: 10.1108/MEQ-04-2018-0080
- Sisto, N. P., Ramírez, A. I., Aguilar-Barajas, I., & Magaña-Rueda, V. (2016). Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 2-9. DOI: 10.1016/j.pce.2015.08.015

- Smith, C. D., Jackson, K., Peters, H., & Herrera-Lima, S. (2020). Lack of safe drinking water for lake Chapala basin communities in Mexico inhibits progress toward sustainable development goals 3 and 6. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(22), 1-12. DOI: 10.3390/ijerph17228328
- Soumaila, K. I., Niandou, A. S., Naimi, M., Mohamed, C., Schimmel, K., Luster-Teasley, S., & Sheick, N. N. (2019). A systematic review and meta-analysis of water quality indices. *Journal of Agricultural Science and Technology B*, 9, 1-14. DOI: 10.17265/2161-6264/2019.01.001
- Svalbarði Polar Iceberg Water. (2023). *Water quality: Information, importance and testing*. Recovered from <https://svalbardi.com/blogs/water/quality>
- Tangaja, A., Arceo, A., Centino, A., & Camello, M. (2021). Level of user satisfaction and service quality of Mantalongon Water System Cooperative for improved services. *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research*, 60(3), 81-92. Recovered from <https://www.gssrr.org/index.php/JournalOfBasicAndApplied/article/view/13222>
- Taylor, D. D., Slocum, A. H., & Whittle, A. J. (2019). Demand satisfaction as a framework for understanding intermittent water supply systems. *Water Resources Research*, 55(7), 5217-5237. DOI: 10.1029/2018WR024124

The World Bank. (2017). *Delivering better water services to Mexicans*. Recovered from <https://www.worldbank.org/en/results/2017/10/30/delivering-better-water-services-to-mexicans>

United Nations International Children's Emergency Fund. (2021). *Urban water scarcity guidance note: Preventing day zero*. Recovered from <https://www.unicef.org/media/95381/file/Urban%20Water%20Scarcity%20guidance%20note.pdf>

United States Environmental Protection Agency. (2023). *Water efficiency for water suppliers*. Recovered from <https://www.epa.gov/sustainable-water-infrastructure/water-efficiency-water-suppliers>

Water Integrity Network. (2020). *Water-related commitments in Mexico's open government plan*. Recovered from <https://www.waterintegritynetwork.net/2020/06/15/water-related-commitments-in-mexicos-open-government-plan/>

Wilder, M. (2010). Water governance in Mexico: Political and economic apertures and a shifting state-citizen relationship. *Ecology and Society*, 15(2), 22. Recovered from <http://www.jstor.org/stable/26268136>

Wilder, M. O., Martínez-Austria, P. F., Hernández-Romero, P., & Cruz-Ayala, M. B. (2020). The human right to water in Mexico: Challenges and opportunities. *Water Alternatives*, 13(1), 28-48. Recovered from <https://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/volume-13/issue-1/562-a13-1-2/file>

- WHO, World Health Organization. (2012). *Global costs and benefits of drinking-water supply and sanitation interventions to reach the MDG target and universal coverage*. Recovered from https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/75140/WHO_HSE_WSH_12.01_eng.pdf
- WHO, World Health Organization. (2022). *Drinking water*. Recovered from <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Worldlife. (2018). *Mexico offers a long-term solution to water security*. Recovered from <https://www.worldwildlife.org/magazine/issues/winter-2018/articles/mexico-offers-a-long-term-solution-to-water-security>
- Wunderlich, S., Freeman, S. S. G., Galindo, L., Brown, C., & Kumpel, E. (2021). Optimizing household water decisions for managing intermittent water supply in Mexico City. *Sustainable Systems*, 55(12), 8371-8381. DOI: 10.1021/acs.est.0c08390
- Yarimoglu, E. K. (2015). A review of service and E-service quality measurements: Previous literature and extension. *Journal of Economic and Social Studies*, 5(1), 169-200. Recovered from <https://core.ac.uk/download/pdf/153449384.pdf>
- Zeraebruka, K. N., Mayabib, A. O., Gathenyac, J. M., & Tsige, Z. (2014). Assessment of level and quality of water supply service delivery for development of decision support tools: Case study Asmara water supply. *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research*, 14(1), 93-107. Recovered from <https://gssrr.org/index.php/JournalOfBasicAndApplied/article/view/1341>