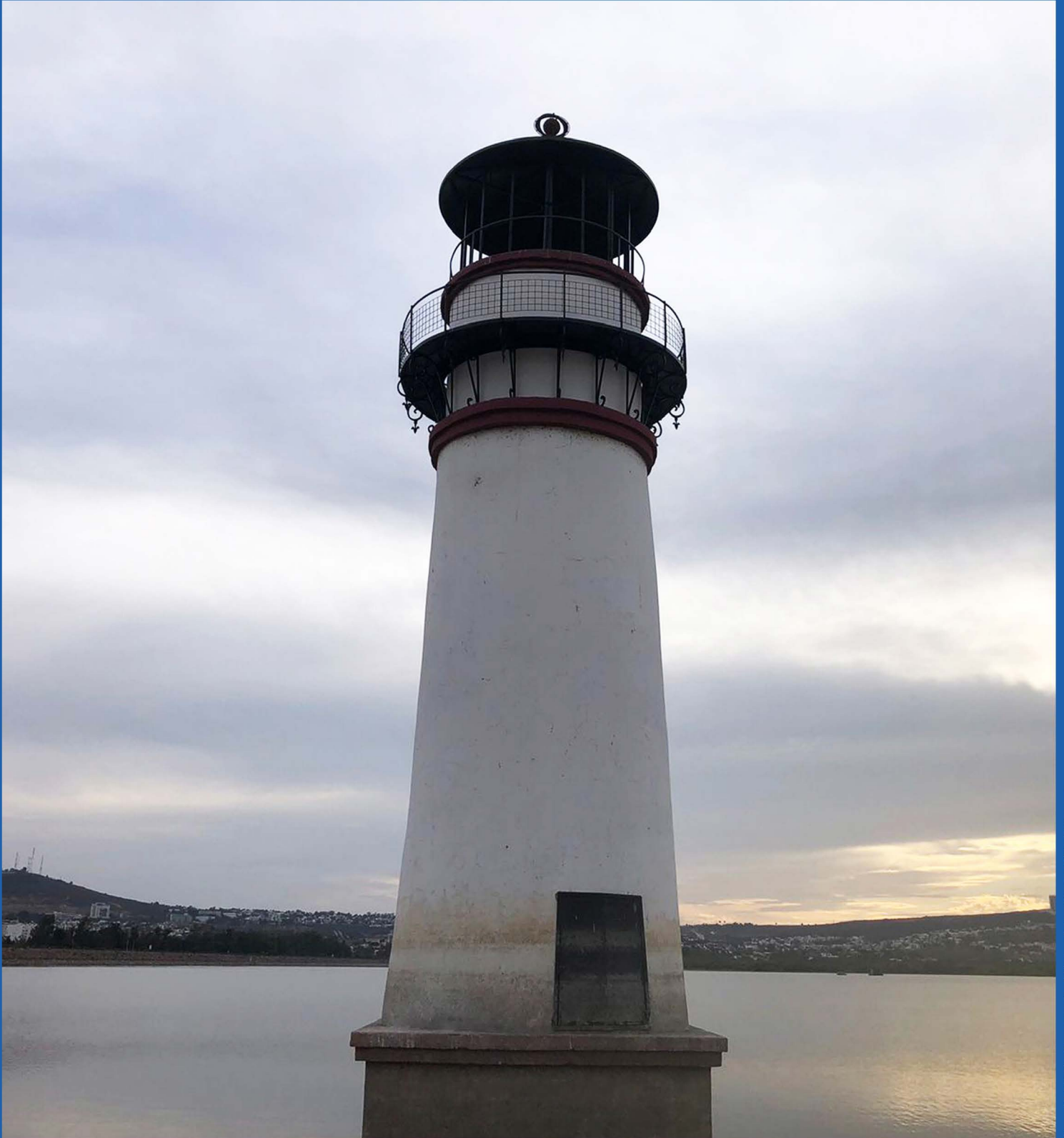




ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias ^{de} Agua



Presa El Palote, Guanajuato, México. Foto: Martín Piña Soberanis.



Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Humedales y gobernanza ambiental como enfoque para su planificación-gestión. Estado de situación en la Argentina

Luis Antonio-Traba

Assessment of the utilization rate of organic and nitrogenated substrates by the microorganisms in a sequencing batch reactor treating tannery wastewater

Estefania Freytez-Boggio

Adriana Mercedes Márquez-Romance

Sandra Gabriela Barrazueta-Rojas

Edilberto Guevara-Pérez

Selección y aplicación de funciones Cópula con dependencia en su extremo derecho al análisis de frecuencias conjunto (Q, V) de crecientes anuales

Daniel Francisco Campos-Aranda

Análisis térmico de invernaderos para reconversión de cultivos en la región cálida de Michoacán

Cruz Ernesto Aguilar-Rodríguez

Jorge Flores-Velázquez

José Alberto Urrieta-Velázquez

Rendimientos y eficiencia en el uso del agua de lechuga y tomate cherry en jardines urbanos

Hugo Antonio Fernández

Raquel Salazar-Moreno

Efrén Fitz-Rodríguez

Irineo L. López-Cruz

Uwe Schmidt

Dennis Dannehl

Caracterización hidroquímica de una subcuenca altoandina en el departamento de Moquegua, Perú

Kimberly Visitación-Bustamante

Lia Ramos-Fernandez

Lizardo Visitación-Figueroa

Calidad del agua en ríos urbanos: caso del río Fucha, Bogotá, Colombia

Luisa F. Uribe L.

Andrea Reyes

Leonardo Hernández



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Wetlands and environmental governance as an approach to their planning-management. Situation in Argentina

1

Luis Antonio-Traba

Evaluación de la tasa de utilización de sustratos orgánicos y nitrogenados por los microorganismos en un reactor discontinuo secuencial

54

Estefania Freytez-Boggio

Adriana Mercedes Márquez-Romance

Sandra Gabriela Barrazueta-Rojas

Edilberto Guevara-Pérez

Selection and application of Copula functions with dependence on its tail right to the joint frequency analysis (Q, V) of annual floods

120

Daniel Francisco Campos-Aranda

Thermal analysis of greenhouses to crops reconversion in a warm zone in Michoacan

189

Cruz Ernesto Aguilar-Rodríguez

Jorge Flores-Velázquez

José Alberto Urrieta-Velázquez

Yields and water use efficiency of lettuce and cherry tomatoes in urban gardens

220

Hugo Antonio Fernández

Raquel Salazar-Moreno

Efrén Fitz-Rodríguez

Irineo L. López-Cruz

Uwe Schmidt

Dennis Dannehl

Characterization of the hydrochemistry in a high Andean sub-basin in the region of Moquegua, Peru

257

Kimberly Visitación-Bustamante

Lia Ramos-Fernandez

Lizardo Visitación-Figueroa

Water quality in urban rivers: Fucha River case, Bogotá, Colombia

291

Luisa F. Uribe L.

Andrea Reyes

Leonardo Hernández



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Estimación de la fracción de cobertura vegetal en maíz a partir de información obtenida con sensores remotos

José M. Muñoz

Martín A. Bolaños

Enrique Palacios

Luis A. Palacios

José M. Salvador



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Estimation of the vegetal cover fraction in corn from information obtained with remote sensing

José M. Muñoz

Martín A. Bolaños

Enrique Palacios

Luis A. Palacios

José M. Salvador

331

Evaluation of the physical and chemical quality and trace elements of water in Cupatitzio River, Michoacán

Felipe Mendoza-Mora

Gustavo Cruz-Cárdenas

José Teodoro Silva

Salvador Ochoa-Estrada

Dioselina Álvarez-Bernal

Evaluación de la calidad fisicoquímica y elementos traza en el agua del río Cupatitzio, Michoacán

Felipe Mendoza-Mora

Gustavo Cruz-Cárdenas

José Teodoro Silva

Salvador Ochoa-Estrada

Dioselina Álvarez-Bernal

364

Notas (originales)

Notes (original)

Subsistemas explican la falta de abasto de agua en El Pericón, comunidad de Guerrero, México

Oscar Figueroa-Wences

Humberto Antonio González-González

Hugo Rayón-Elacio

Notas (traducción)

Notes (translation)

Subsystems explain the lack of water supply in El Pericón, community of Guerrero, Mexico

Oscar Figueroa-Wences

Humberto Antonio González-González

Hugo Rayón-Elacio

415

DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-01

Artículos

Humedales y gobernanza ambiental como enfoque para su planificación-gestión. Estado de situación en la Argentina

Wetlands and environmental governance as an approach to their planning-management. Situation in Argentina

Luis Antonio-Traba¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-7800-0120>

¹Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, Ciudad Universitaria, Santa Fe, Argentina, ltraba@fich.unl.edu.ar

Autor para correspondencia: Luis Antonio-Traba, ltraba@fich.unl.edu.ar

Resumen

Este trabajo presenta una investigación sobre la situación de los humedales como unidad de planificación y gestión, a partir de un estudio de casos en Argentina. Se basa conceptualmente en el planteo observado en Traba (2020), que es repasado de forma sintética, porque además otorga el marco metodológico al relevamiento realizado. Ese planteo parte



de la gobernanza como enfoque para las políticas públicas y los procesos de participación socioinstitucional, aplicado esto a escenarios socioambientales; en este caso, los humedales como unidad territorial-ambiental en el marco de una cuenca.

El proceso consistió en un relevamiento de sitios de interés con un formulario web confeccionado con base en los criterios de análisis de esos procesos que emergen del citado trabajo. Los contactos fueron referentes locales —un nivel de gestión central en estos temas— que estaban a cargo o participaban de espacios o dispositivos institucionales donde se lleva a cabo la gestión de los mismos.

Los emergentes detectados terminan de afirmar, por presencia o ausencia, la pertinencia de los factores de “éxito” en esos escenarios, es decir, aquellas condiciones que permiten lograr los objetivos de la sociedad en su conjunto, donde se destaca en particular la importancia de las cuestiones metodológicas para el tratamiento de lo sustantivo en todos los órdenes. Esta situación no es precisamente común, son escenarios ambientales complejos que hoy son eje de preocupación en todos los ámbitos y donde debería jerarquizarse el nivel local de gestión como eje de las acciones en el territorio.

Palabras clave: humedales, gestión ambiental, gestión del agua, gobernanza, gobernanza ambiental.

Abstract

This paper presents an investigation on the state of the Wetlands, as a planning and management unit, based on a case study in Argentina. It is conceptually based on the approach observed in Traba (2020), which is reviewed synthetically because it also provides the methodological framework to the survey carried out. This proposal is based on Governance as an approach for public policies and socio-institutional participation processes, applied to socio-environmental scenarios, in this case the Wetlands as a territorial/environmental unit, within the framework of a Basin.

The process consisted of a survey of sites of interest with a web form prepared based on the criteria for analyzing those processes that emerge from the aforementioned work. The contacts were local referents, a central management level on these issues, who were in charge of or participated in institutional spaces or devices where their management is carried out.

The highlights detected end up affirming, by presence or absence, the relevance of the "success" factors in those scenarios, that is, those conditions that allow achieving the objectives of society as a whole. The importance of methodological issues as a basis for treating the substantive in all orders is particularly highlighted. This situation is not exactly common, it is the complex environmental scenarios that today are the axis of concern in all areas and where the local level of management must be prioritized as the axis of actions in the territory.

Keywords: Wetlands, environmental management, water management, governance, environmental governance.

Recibido: 26/05/2021

Aceptado: 27/02/2022

Introducción

Se presentará una definición de humedal reconocida mundialmente: la de la Convención RAMSAR; esto, sin demérito de otras más completas y/o complejas que se encuentran en las referencias. Conforme a lo establecido en el Artículo 1. 1. de la citada convención internacional, son considerados humedales las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina, cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Es decir, sistemas naturales de carácter predominantemente hídrico, pero con fuerte interacción con otros componentes del ambiente, naturales, bióticos, abióticos y antrópicos, donde el hombre "hace de las suyas".

En el texto del acuerdo llegado en la Convención, precisamente se exponen distintos conceptos sobre el enfoque predominante en su

conservación y aprovechamiento bajo el título “Uso Racional de los Humedales”, donde prima el del desarrollo sostenible. Es decir, aquel que plantea que el uso de los recursos naturales en la actualidad debe prever su preservación para el uso de las generaciones futuras. Esto no solo no plantea un enfoque conservacionista a ultranza, sino que tampoco invalida los usos con fines económicos, y fija como criterio para su viabilidad el cumplimiento de la triple condición para todo emprendimiento en su ámbito de su viabilidad ambiental, económica y social.

Esto, llevado a un contexto complejo como el de un humedal, en términos tanto de actores e intereses como de jurisdicciones, territorios y responsabilidades, se vuelve una meta difícil de alcanzar solo con buenas intenciones y tecnología específica. Dicen Dourojeanni, Jouravlev y Chavez (2002):

“Una de las formas más efectivas de apoyo (a la población) consiste en asistirlos a organizarse para dirigir su propio desarrollo. Para ello se requiere conferir a los habitantes y usuarios la capacidad de autonomía y autoridad suficiente para actuar y tomar decisiones en los aspectos que les conciernen directamente”.

Precisamente esa complejidad viene en principio de las distintas necesidades que se pueden colocar sobre los recursos. Diversos actores

con una o más de estas necesidades o intereses generan conflictos entre esos usos y sus usuarios, o con actores no usuarios, de carácter intergeneracional, interjurisdiccional e interinstitucional (Martín & Justo, 2015). Ello, en sí mismo, define la complejidad del tema y, sobre todo, cómo materializarlo.

En el presente trabajo, como continuidad de una investigación sobre esta problemática de gestión ambiental del territorio, se reafirma el hecho de que las dificultades para generar e implementar políticas de un nivel de efectividad significativo tienen que ver con ciertos factores deficientes encontrados de forma recurrente en los sistemas de gobernabilidad de los recursos hídricos en general y de los humedales en particular.

Diferentes autores coinciden en señalar una serie de situaciones observadas como los principales déficits identificados causantes de esta patología común en Latinoamérica:

- Insuficiencia de los marcos normativos e incapacidad de aplicar los que ya están presentes.
- Fragmentación territorial y sectorial de la gestión.
- Deficiente participación social.
- Divorcio de los decisores con la problemática en el terreno.

Observando estas cuestiones planteadas desde distintos ámbitos y, así, de alguna manera consensuadas, se ha buscado en la mencionada investigación atacar dicha problemática desde una posición propositiva con bases teóricas y de experiencia que la sustentan.

Observando este fenómeno resulta muy importante destacar que se está hablando claramente de un asunto que se presenta como lo que se puede denominar un “problema público”. Es decir, una situación que debe ser atendida por el Estado, pero que a la vez incumbe a todos y que nadie, por sí mismo, como esfuerzo simple, monovalente, es capaz de resolver. Ergo, se debe ver cómo encarar el tema en la frontera Estado-sociedad para pensar algún camino que lleve a un final feliz.

En este sentido, es que trae un poco de luz el concepto **gobernanza**, el cual es la base de los nuevos enfoques en materia de gestión integrada de los recursos naturales, que deviene de las ciencias políticas y es utilizado por otras disciplinas que estudian el funcionamiento de las estructuras del Estado, especialmente cuando entran en interacción horizontal con los actores socioinstitucionales en el espacio público, donde se materializa el problema público.

La pertinencia de considerar este enfoque en la gestión de los recursos naturales en general está dada por la razón de que el único actor que tiene un interés genuino y permanente, y que a la vez es el único capaz de articular esta complejidad es precisamente el Estado. Más todavía pensando que se está transcurriendo por épocas donde el desafío es sostener nuevos procesos sociales y políticos en un refortalecido espacio público no estatal, un concepto que será necesario precisar un poco más, pero que aquí se puede adelantar como el lugar/proceso donde se dan los problemas públicos.

En términos conceptuales desde la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), Aguilar e Iza (2009), por ejemplo,

plantean que la gobernanza es el ejercicio de la autoridad económica, política y administrativa en la gestión de los asuntos de un país en todos los planos, lo que sería gobernabilidad según lo que se viene planteando hasta aquí. Ahora, se dice también que incluye los mecanismos, procesos e instituciones mediante los cuales los ciudadanos expresan sus intereses, ejercen sus derechos, satisfacen sus obligaciones y resuelven sus diferencias, donde sí se involucra a la sociedad y lo que se parece más al concepto de gobernanza.

Más claros son Colom de Morán y Ballesteros (2003) para la Global Water Partnership (GWP), que definen la buena gobernanza del agua como el rango de los sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos que se establecen para desarrollar y manejar los recursos hídricos y el suministro de agua en los diferentes niveles de la sociedad (GWP, 2013).

Una definición propia, quizás integradora de las presentadas hasta aquí, podría denominar a la gobernanza como la gobernabilidad obtenida mediante consenso. Esto implica lograr la respuesta esperada de la sociedad a través de su propio compromiso en el proceso y el acuerdo sobre las líneas estratégicas de las políticas.

En términos concretos, esto demanda producir cambios en los espacios donde se mueven los actores involucrados, donde todo esto de lo que se está hablando sucede en definitiva: el ya citado espacio público. En tal sentido, se puede volver a destacar qué es ese lugar/problema que es de todos y no es de nadie, y que puede tratarse no únicamente de una dimensión física sino también de una funcional. O sea, que no es solo una

plaza, un parque, como puede ser obvio, sino también el transporte en colectivos o la salud de la población, un lugar que comparten privados y el Estado, sino además una política pública de fuerte incidencia socioeconómica, donde múltiples actores juegan multiplicidad de intereses y se persigue el bien común.

Traduciendo esto al asunto de la gestión **de los humedales**, se puede decir que se busca lograr la gobernanza ambiental al tratar de articular intereses públicos y privados en aras de optimizar un recurso escaso, y gestionar el territorio sosteniendo el enfoque del desarrollo sostenible.

Los mencionados Martín y Justo (2015) plantean ciertas pautas necesarias para la gestión de estos conflictos. Fundamentalmente dicen que se debe dar un enfoque de derechos humanos que necesita regir todo el proceso, pues implica el empoderamiento de la sociedad, la posibilidad de exigir la rendición de cuentas por parte de los gestores públicos y la participación efectiva. En lo procesual señalan también que se requiere el fortalecimiento institucional para que los marcos normativos se apliquen; que se visibilice la problemática para que entre en la agenda pública; el marco actoral debe ser el más amplio posible, y los actores involucrados, en especial los ciudadanos y sus representaciones, han de estar lo más informados posible.

Asimismo, el desafío es que a través de la gestión se supere la fragmentación visible en todas las dimensiones tanto la del territorio como la del Estado, y la de la sociedad en la misma, pues de lograr un enfoque integral sería una buena base para una solución del mayor nivel de

efectividad posible; es decir, con la menor cantidad de esfuerzos y recursos alcanzar el mayor porcentaje de objetivos.

En definitiva, esta línea de trabajo trata de plantear la importancia de sentar bases metodológicas para la gestión integrada en el marco de la gobernanza, a fin de optimizar el uso del recurso en un contexto tan complejo y lograr mayor expectativa de efectividad que la gestión tradicional.

Esto es, no solo se trata de una posición filosófica o, si se quiere, ideológica, sino de un paradigma diferente que pretende plantear un enfoque de gestión moderno, usando componentes reconocidos desde un enfoque distinto. Un planteo que esté probado en suficientes escenarios reales y que por su flexibilidad responde de la mejor manera posible a las condiciones contextuales que se le presenten.

Elementos determinantes

Las cuencas como unidad de división del territorio

En primer lugar, se debe pensar en cuál es el objeto de estudio que hace coincidir la gestión del agua como recurso y a la población como demandante del mismo para satisfacer sus necesidades; así como en que toda política pública se lleva a cabo en el territorio.

Es decir, si de recursos hídricos y de territorio se habla, hay que remitirse a las cuencas hidrográficas como división mínima y por lo tanto

como unidad básica de análisis. Mientras tanto, los humedales como sector bien determinado, más allá de que es una unidad de análisis propia por su entidad, debe considerarse como parte de una cuenca determinada y no aislado de ella por las obvias consecuencias que tendría su manejo en ese ámbito.

Para esto, entonces, es necesario tener presente que cuando se piensa ejercer acciones sobre una cuenca, o en un humedal, si bien el territorio está definido o delimitado de modo conceptual por la divisoria de aguas que marca los escurrimientos, también la atraviesan no una sino innumerables marcaciones del territorio: "fronteras" físicas, como la misma divisoria de aguas; políticas; sociales; administrativas, que no son coincidentes necesariamente, pero sí necesarias para su estudio en general, y en particular para la aplicabilidad de la(s) jurisdicción(es) correspondiente(s) presente(s) en los "asuntos públicos".

Asimismo, en tanto territorio material, físico, adquieren una determinada escala, o dimensión geográfica, que puede extenderse a nivel internacional, regional, nacional, provincial y, por supuesto, local, lo cual agregan nuevas dimensiones al análisis.

Entonces, las preguntas que se tratan de plantear y luego de responder serían las siguientes: ¿la gestión de cuencas de qué se trata?, ¿es un asunto técnico?, ¿son solo obras de infraestructura?, ¿es una cuestión política?, ¿es público o estatal solamente?, ¿es un tema ambiental?, ¿hídrico?, ¿agronómico?, ¿biológico?, ¿antropológico?, ¿económico? ¿Gestionar una cuenca es un asunto territorial y

problemáticamente mono-jurisdiccional? ¿Cuáles son los actores? ¿Estado, sociedad, conocimiento?

La Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), por ejemplo, propone que en América Latina y el Caribe se deben crear instancias para “resolver conflictos, mejorar su administración y manejo, y considerar el impacto del uso del agua sobre el medio ambiente y la sociedad” (CEPAL, 1996), es decir, resolver asuntos más de gestión en sí misma que de política hídrica. Por tanto, las estructuras organizacionales en el ámbito de cuencas deberían entonces complementarse con pautas adecuadas para evaluar, diseñar y gestionar económica, ambiental y socialmente los proyectos que las afecten, como una manera efectiva de potenciar ese papel en el desarrollo sustentable de los países (Pochat, 2005).

Siguiendo a Dourojeanni, Jouravlev y Chavez (2002), y con base en el conocimiento del escenario regional, se pueden observar distintos modelos de gestión de cuencas, desde lo más tradicionales, cuya visión es estrictamente sectorial y su manejo se da alrededor de sus usos, como el enfoque del manejo o desarrollo de los recursos hídricos, hasta enfoques más integrales en términos de “desarrollo” de las cuencas y la gestión del ambiente en su conjunto.

Por lo tanto, sigue diciendo el autor, la jerarquización de las acciones en el territorio, sea la cuenca o el humedal, debe seguir la lógica que se expresa en la Figura 1.

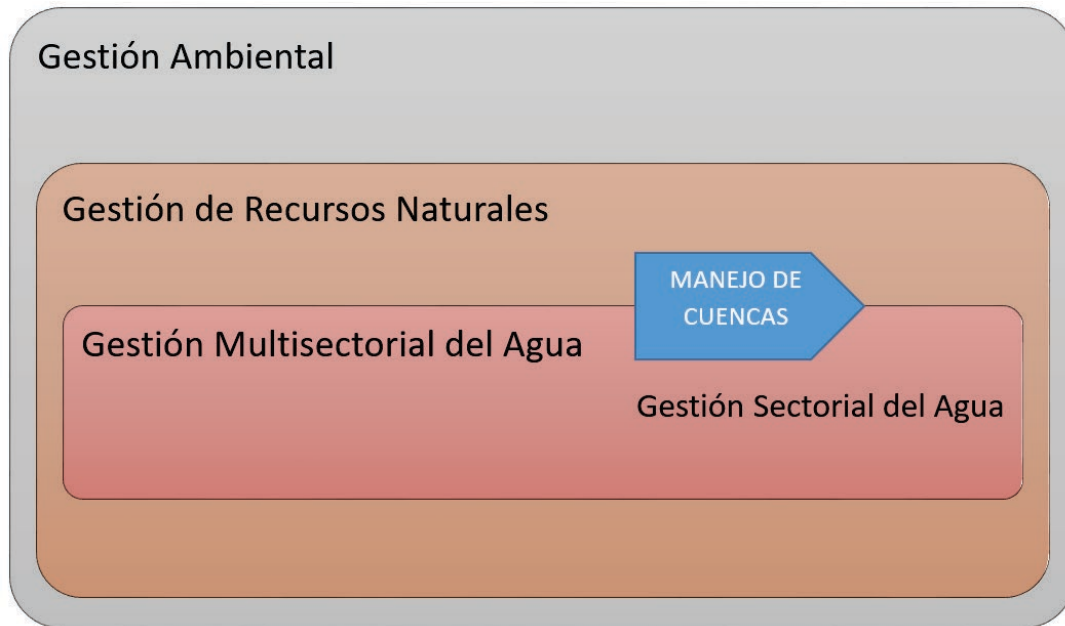


Figura 1. Jerarquía de acciones en materia ambiental. Fuente: elaboración propia con base en Dourojeanni, Jouravlev y Chavez (2002).

Gestión de Cuencas y Estado

En otro orden de cosas, pero determinante a los fines de garantizar planificación y gestión sostenible de estos espacios, entendemos que la gestión de cuencas debe ser un marco político e institucional definido y que mirado bajo la Gobernanza del Agua como filosofía de gestión del espacio público.

En principio se puede decir que los modelos a considerar en esta tarea tienen que ver con cuestiones/variables alrededor de ciertos ejes que se pueden sintetizar en lo siguiente:

- El ejercicio de la autoridad o poder de policía por parte del Estado.
- Los papeles a asumir por los actores según su sector e interés propio.
- Las funciones/atribuciones que tiene y que va a asumir cada uno.
- Los instrumentos o dispositivos institucionales y metodológicos a utilizar.
- El carácter centralizado, o no, de las políticas ya aplicadas y las que están aún en proyecto.

Como síntesis, los dispositivos institucionales más difundidos son los comités mixtos, espacios integrados por lo menos por un actor estatal y uno no estatal (para globalizar el término “privado”). En ciertos casos, su acción se limita a un asunto puntual y/o excepcional, para lo que se constituyen consorcios, con una integración similar, pero acciones más limitadas.

En la mayoría de los asuntos y espacios, en general en la actualidad se impone el modelo centralizado, esto es, el sistema tradicional de relevamiento de la demanda local y toma de decisiones político-burocrática a distancia.

Siendo el Estado un actor preponderante en el tema que se trata, no se pueden obviar los efectos del modelo burocrático vigente en las políticas públicas en todo orden, que cualquier lector con experiencia de campo podría certificar:

- Fragmentación de los procesos administrativos tanto los sustantivos como los de apoyo.
- Visión no uniforme del objeto y de los procesos, por lo que cada uno tiene su propia solución y en lugar de potenciarse se contraponen.
- Descoordinación interjurisdiccional, que genera superposición/reiteración de esfuerzos/recursos, vacíos y excesos sobre asuntos y territorios.
- Tecocracia, en términos de desconsideración de los saberes/opiniones/valores populares.
- Vacíos de políticas públicas por diagnósticos y ejecuciones equivocados.
- Dilación de tiempos generada por procesos inadecuados en su forma y procedimiento.
- Dilapidación de recursos por las mismas razones.

A fin de resolver la problemática planteada, el deber ser del Estado como organización socialmente necesaria se requiere buscar en el proceso de reforma del Estado, que se viene dando en la región y en su estadio actual, el denominado Estado de Tercera Generación. La modificación del espacio público implica la adaptación de los modelos de gestión; se espera que se deje de ver la participación como mero sistema de relevamiento de la demanda y que se adapten las estructuras, y se modifiquen las competencias del personal estatal en ese sentido. Los rasgos esperables tienen que ver con la transparencia de la información, la rendición de cuentas, la gestión integrada de la información, la descentralización de la

decisión de políticas, la constitución de redes de actores, la gestión por procesos y por resultados, y fundamentalmente la gestión matricial como modelo estructurante de todas las otras en términos de integración de formas de trabajo y horizontalización de la estructura vertical burocrática.

Se puede hablar mucho sobre cada una de ellas, pero no es el objeto de este trabajo, pues son medidas o estrategias conocidas en el ámbito de los estudios y acciones tanto por la academia como por los actores estatales. Pero sí es pertinente considerar aquí un par de cuestiones clave en la implementación de estas reformas, o más bien por su impacto en las PP, ya que cambian de manera sustancial la perspectiva de la gestión y superan eficazmente las restricciones del modelo vigente.

Por un lado, destacar la necesidad de reconocer las distintas modalidades de trabajo que se pueden dar en una Organización, ya que en la gestión de políticas, todas, tanto en el territorio como a nivel centralizado, es necesario distinguir las tareas que se desarrollan de forma permanente (operativas) de las que son eventuales o excepcionales (proyectos o programas). Esto, en función de que no son iguales en su naturaleza y atienden de forma diferente a demandas distintas del contexto; unas tienen como fin mantener un nivel de producción dado, un resultado esperado periódicamente, y las otras cumplir un objetivo, en un tiempo y espacio determinados, que por otro lado no se repiten.

Concatenada a esto existe la **organización matricial**, que llevada a la práctica en forma efectiva realmente produce un cambio al estructurar equipos de trabajo por programas o proyectos, cuyos integrantes son seleccionados de distintas partes de la(s) estructura(s). Esto se da

entonces en una organización, así como entre distintas organizaciones actuantes de forma simultánea en un territorio: combinar la verticalidad del flujo que genera y sustenta el trabajo operativo con las relaciones horizontales promovidas por los proyectos. Además, agrega elementos como la flexibilidad, el seguimiento, la publicación de la información y la participación en el diseño y formulación de las políticas públicas. Cualquier agente puede participar de cualquier equipo, acreditando interés, experiencia, conocimientos y responsabilidad, no considerándose impedimento su lugar o categoría de revista.

El punto es que provee a los mejores resultados de las PP actuando a nivel de la(s) organización(es) misma(s), donde rompe las barreras funcionales e interjurisdiccionales de la burocracia y al nivel del territorio mismo, donde genera vínculos interinstitucionales, coordinando esfuerzos y optimizando recursos.

Participación socioinstitucional

Si se habla de gobernanza, como una actitud desde el Estado, expresada en un funcionamiento horizontal con la sociedad, es imprescindible discutir de la participación social en políticas públicas. En tal sentido, es pertinente destacar que en el involucramiento de la ciudadanía en los problemas y políticas públicas se cuenta tanto la participación individual del vecino como la de una institución, la que más allá de que su voz en la práctica es llevada por una persona determinada representa un colectivo

con un peso definido en la sociedad. Por eso, en el título de este capítulo, y antes se mencionó también, se habla de lo socioinstitucional, pues tanto en los modelos que se van a proponer más adelante como en la propia realidad esto se observa totalmente mezclado, por lo menos al nivel del territorio.

Habiendo analizado numerosas acepciones del término, la más completa y de mayor alcance proviene de la Auditoría Ciudadana sobre la Calidad de la Democracia de Costa Rica, donde se plantea que, en un sentido amplio, la participación política comprende “las acciones colectivas o individuales, legales o ilegales, de apoyo o de presión, mediante las cuales una o varias personas intentan incidir en las decisiones acerca del tipo de gobierno que debe regir una sociedad, en la manera cómo se dirige el Estado en dicho país, o en decisiones específicas del gobierno que afectan a una comunidad o a sus miembros” (Molina-Vega & Pérez-Baralt, 2000).

Si se coincide con esta definición, la primera pregunta por hacerse sería: la participación es deseable, pero: ¿para qué?, ¿es una meta en sí misma en función de que por sí sola mejora las PP?, ¿o tiene implicancias que deben verse tanto como condiciones en un proceso o como resultado del mismo?

Un estado deseado que se puede plantear sobre la participación es la inclusión social que resulta de ejercer ese derecho, inclusión que se puede o no trasladar al ingreso económico y todo lo cual puede aumentar el capital social, reconstruir el tejido y construir ciudadanía, entre otros deseables efectos. Pero también, en línea con las necesidades que plantea

la temática central de este trabajo, la participación tiene como objetivo la intervención del ciudadano en las PP y el esperable aumento consecuente de su efectividad.

Ahora, también se debe poner sobre la mesa qué visión de la democracia está vigente en el ámbito donde las PP se van a desarrollar, porque eso determina el enfoque de la gente hacia ellas. Si se tiene una visión representativa, se va a imponer una tendencia de dejar todo en manos de la buro-tecnocracia, o si es delegativa, más pluralista y liberal; pero en ambas no preponderará por parte de la ciudadanía su propia responsabilidad y potencialidad de influencia. Si predomina la visión participativa, se va a asumir la necesidad de la participación popular para el mejor suceso de los esfuerzos de los actores, empezando por el mismo Estado.

En un interesante trabajo, Beierle (1998) sintetizó de una manera muy precisa, evaluable, el fin de la participación, en los que él denominó los *objetivos sociales*, que se deberían observar en todo ámbito colaborativo Estado-sociedad en que dicho proceso se diera en forma efectiva, esto es:

- Educar e informar a la opinión pública, es decir, poner a la sociedad en igualdad de oportunidades para tomar decisiones.
- Incorporar los valores públicos en la toma de decisiones; en definitiva, el objetivo máximo del proceso de este tipo.
- Mejorar la calidad de las decisiones de fondo al incorporar los saberes no tradicionales, las miradas desde todas las perspectivas, y ser el

resultado de un proceso de discusión y consenso.

- Aumentar la confianza en las instituciones. En el trabajo conjunto se generan lazos, blanquean déficits, explican conductas, o sea, se hacen compañeros aquellos funcionarios que antes se veían distantes.
- Reducir los conflictos.
- Lograr metas de costo-efectividad, en términos de que los esfuerzos realizados tengan un correlato en los resultados obtenidos.

Por otro lado, vale la pena destacar que se viene hablando de “proceso” de participación, señalando que no se trata de eventos aislados, o una acción “pour la galerie”, sino que se da una acción permanente, sistemática.

Desde el Observatorio Social de la Argentina (Bombarolo, Iñiguez, & Foio, 2006), en ese sentido se plantea, por un lado, que “solo el ejercicio sostenido y creciente induce aprendizajes sociales”, es decir, que se debe mantener en el tiempo para lograr estos efectos y, por el otro, que “se logran mayores niveles de democracia real siempre que se articule con el sistema político”, esto es, participación popular más partidos políticos formales es la fórmula que suma.

Mientras tanto, como proceso, la participación debe enfrentar el hecho de que existen restricciones previas que se presentan en dicho devenir y que hay que ver cómo sortear, a saber:

- Gestores/decisores que no consideran la opinión pública/valores/preferencias y que por lo tanto no les interesa favorecer tales herramientas.

- O, en el mismo sentido, que tienen un fuerte temor a la exposición y a la falta de respuestas, cuando a veces no es necesario darlas inmediatamente.
- Las tecnocracias/burocracias con su actitud cerrada y soberbia, que genera, entre otros déficits, la pérdida de oportunidades para corregir errores.
- Del lado de la ciudadanía se puede señalar que la restricción fuerte se da cuando está mal informada sobre el problema y sus soluciones, ya que prevalecen los prejuicios y la *vox pópuli*.
- Cuando tiene desconfianza en los actores estatales y políticos.
- Cuando prevalece la “cultura” del conflicto (constitutivo) *versus* la de los “intereses conflictivos”.
- La presencia en el cuerpo social del conocido clientelismo, a nivel personal, llevado al nivel institucional como disciplinamiento de las Organizaciones de la Sociedad Civil (OSC) participantes.

En cuanto al proceso de participación que se está planteando, es claro que se debe tener en cuenta cómo, integración, representatividad y cuándo se dio la participación, en qué etapa del proceso, más allá de cuáles fueron sus resultados tanto del mismo proceso como de los proyectos que surgieron del mismo.

La alternativa a un enfoque como éste sería solo ver dicho fenómeno desde la perspectiva de los intereses involucrados; qué fuerza tuvo cada uno, y qué porción obtuvo de los beneficios; una visión claramente no

constructiva, que no logra los objetivos sociales y que deja solo ganadores y perdedores.

Una síntesis de los factores determinantes de ese proceso, que se podría decir resulta ser de construcción de consenso, siguiendo a Beierle (1998), es básicamente de dos tipos:

- **Fundacionales:** donde es necesario preguntarse sobre si los participantes fueron representativos; si la composición del espacio fue equilibrada; cuándo se produjo la participación; si fue en una fase temprana del proceso; si hubo debates cara a cara entre el público y los representantes de los organismos estatales. También es necesario interrogarse en ese sentido sobre si la agencia involucrada que representa al Estado está comprometida con el proceso participativo y responde a los aportes del público, y si se combinan la racionalidad técnica con la valoración pública.
- **Operativos:** los que están determinados por la claridad de objetivos y funciones de los participantes, por los recursos asignados, si fueron suficientes, incluido el apoyo financiero, el tiempo y la información. Asimismo, influye el reconocimiento de la legitimidad de los aportes del público al igual que la de los funcionarios y expertos técnicos, como la independencia del procedimiento para tomar decisiones, establecer un orden del día, y adquirir información técnica, y, aunque no se tiene en cuenta habitualmente, la presencia de un diestro presidente o facilitador.

Vale la pena mencionar aquí que este último factor operativo será un tema a tocar más adelante, ya que muchas veces estos procesos fracasan

por los muchos y diversos actores presentes. Esto implica que es necesario permitir proceso un ordenado y productivo, lo que no es tan fácil como puede parecer.

Finalmente en esta parte es necesario destacar qué condiciones pueden ser predisponentes del proceso de participación, si se dan, obviamente:

1. La existencia de procesos de desarrollo institucional en todos los niveles, estatales y no estatales, apuntando a la formación ciudadana, que deje una base de información y conocimiento en el cuerpo social, así como de sus derechos.
2. La actitud de apertura no solo del Estado sino de todos los actores, que permita la consideración de que todos saben; el que no tiene un conocimiento formal puede tener su propio saber experiencial y cada uno tiene su papel, todos importantes en la construcción colectiva.
3. La presencia del ya descrito Estado de Tercera Generación, que entre otras cosas permita los dos puntos anteriores.
4. La disponibilidad de los recursos necesarios para lograr las soluciones esperadas en el proceso de parte de todos en su correspondiente cuota, donde la del Estado siempre es la principal.

El objetivo de buscar que se den estas condiciones es evitar los males, algunos ya descritos antes, que contaminan los ámbitos donde ocurren estos procesos. Es necesario reducir al mínimo o por lo menos evitar la influencia del disciplinamiento social hermano del clientelismo político, tanto como los personalismos imperantes en sectores de bajo capital

social, o el predominio de la denominada *vox populi* por sobre la información cierta. También es nocivo hacer “como si” o actuar para la tribuna, se diría en Argentina, y que sean los mismos de siempre los protagonistas, cerrando el arco de actores a uno que tendería a mantener el *statu quo* que se quiere cambiar. Por el lado del Estado, ya se habló de la incompetencia de la buro-tecnocracia, que además genera condiciones de “autismo” social, manteniendo condiciones restrictivas que no hacen otra cosa que reproducir condiciones de subordinación de los actores fuertes sobre los actores que menos recursos tienen, sobre todo en términos institucionales.

Un enfoque metodológico

Se puede afirmar entonces que la participación socioinstitucional se basa en asumir el hecho de que “no hay una sola realidad, hay hechos que cada uno interpreta a su manera...”, y que esto depende de su propia historia, de su presente y de sus intereses. O sea que la realidad es una construcción, la integración de estas visiones en una sola. Ello implica una determinada apertura hacia que todos saben, algo, lo suyo, y que todos y cada uno deben asumir el/los rol(es) que le(s) corresponde(n).

Antes se mencionaba que según Beierle (1998), la efectividad de la participación reside en los siguientes factores: claridad del proceso, articulación entre actores y niveles, integralidad del enfoque y efectividad del Estado, al que nadie trata ni debe pensar en reemplazar.

Para cumplir con estos preceptos se puede pensar en un abanico de planteos metodológicos, en los factores que los diferencian y demás procesos comparativos. Los planteos realizados hasta aquí dejan una serie de requerimientos que cualquier método a utilizar debería cumplir: por un lado, una expresión del Estado con una determinada cultura y configuración, que además es responsable de aplicar los recursos necesarios; por el otro, hay que reconocer la necesidad de la instalación de escenarios complejos multiactorales y multidimensionales para trabajar sobre ello.

¿Cómo articular nación con provincias y municipios sobre el territorio? ¿Y entre las distintas agencias de cada uno? ¿Cómo interactuar entre gobiernos locales aun de distintos signos políticos? ¿Cómo tratar un problema, cualquiera, siendo que en sí mismo debe ser estudiado y, por lo tanto, resuelto desde las más diversas disciplinas en forma combinada? ¿Cómo articular con los más disímiles actores socioinstitucionales demandantes?

En respuesta, el abanico de metodologías es amplio, por lo que es útil volver a recurrir a Beierle, que hace una síntesis analítica de la oferta en ese aspecto. Para ello recurre a la caracterización de cada una según los siguientes factores:

- Los flujos de información en cuanto a qué sentido tienen.
- El grado de interacción entre los posibles intereses opuestos.
- El tipo de representación.
- La función o el papel que deviene en el nivel de protagonismo del

público en la toma de decisiones.

Mientras tanto, resulta central observar la dicotomía entre un camino que termine en un entramado facilitador, y otro que lleve a un resultado de “suma cero” con ganadores y perdedores. En ello las metodologías pueden plantear diversos mecanismos a seguir y también ser adaptables. Algunos autores plantean que son literalmente “organismos vivos”, pero la pregunta que cabe es ¿hasta dónde es bueno cambiar tanto y hasta dónde genera incertidumbre?

Desde una perspectiva más global, Funtowicz y Ravetz (1996) plantean que para la materialización de los escenarios de participación con una perspectiva de alta efectividad se debe contar con la presencia simultánea, colaborativa y sinérgica de actores pertenecientes a cada uno de los de los sectores de la trilogía formada por el Estado, la sociedad y el conocimiento.

Esto se traducirá en que más allá de los distintos saberes a considerar, siempre la solución debe basarse en el conocimiento científico aplicado, que requiere ser definida por, y conjugada con las necesidades y prioridades sociales, y que el Estado necesita aportar los recursos y la gestión, más allá de también poner en juego sus propios intereses por parte del gobierno en funciones.

La Familia de Metodologías PPGA es un emergente del proyecto homónimo perteneciente a la Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, FLACSO-Argentina, y está compuesta por una serie de herramientas especialmente formuladas para, y en, procesos como los que se vienen describiendo. En particular, tanto la experiencia como el

conocimiento generado en la última década de trabajo sugiere combinar dos de ellas para resolver las demandas que plantea este problema: la de planificación participativa para escenarios formalizados de planificación gestión, y la de gestión asociada para implementación estratégica y/o gestión intersectorial de la complejidad y/o gestión de redes (Poggiese, 1993; Redín & Morroni, 2002).

El primer precepto conceptual que debe llevarse a la práctica en esta visión de la gestión participativa de las PP es lo último planteado en el apartado anterior: que en todo momento el problema debe ser considerado desde tres puntos: desde la gestión y los recursos; desde los actores involucrados, y desde el conocimiento relativo al problema. Es decir, que el Estado, la sociedad y el conocimiento deben estar involucrados en todo momento para dar las condiciones básicas del desarrollo.

La propuesta concreta que hacen sus autores es “tender a superar los límites de la planificación tradicional y de la producción de conocimiento-acción en base a la ampliación democrática de la toma de decisiones y la participación social”. La idea central es la de “planificar mientras se gestiona y gestionar mientras se planifica, interviniendo con actores colectivos de manera continua en los procesos que modelan la realidad que se quiere transformar”. La hipótesis entonces es “que la interacción asocia, la negociación puede hacer crecer un interés común y el intercambio hace progresar el conocimiento”.

Los componentes específicamente metodológicos son los siguientes:

- **Escenarios participativos:** donde se da en concreto la articulación



proceso de planificación-gestión en instancias secuenciales, articulados como elaboración colectiva y consensuada de conocimientos.

- **Reglas y procedimientos:** se deben dar formas de operar, normas de funcionamiento y convivencia, dispositivos adecuados, llevar registro de los encuentros que se dan con cierta periodicidad.
- **Sistematización del mecanismo:** con base en el diseño orgánico de funcionamiento de plenarios/actas-documentos de los Grupos de trabajo y del grupo “gestión de la gestión” (GI-GP-GGG).

La parte de formalización del escenario es la primera. Allí se constituye el grupo promotor y se formula la hipótesis, explicitando cuál es el sentido del dispositivo, el para qué en términos teleológicos y el cómo siguiendo la metodología se reúne la información que igualará las posibilidades en la toma de decisiones; se listan los actores que lo integran, y se definen las dimensiones temáticas que describen y explican la problemática.

De allí emerge la agenda del taller de planificación, que se lleva a cabo con el fin de formular la versión inicial del plan de manejo del escenario formalizado, es decir, la cuenca objeto del trabajo. Como demandan las bases de la metodología, se prevé una etapa de reformulación y ajuste pasado un tiempo o a partir de un hecho que cambie fuertemente los supuestos asumidos en la planificación.

A partir de allí se comienza con la fase de la gestión asociada, es decir se pone en funcionamiento el mecanismo que reunirá el colectivo

formado periódicamente y que irá resolviendo los problemas que se presenten en el marco del plan del manejo.

Los plenarios son las reuniones donde se informa, MI; se discute, MII, y se asignan las tareas, MIII, a los grupos de trabajo temáticos, GT1, 2, 3, 4, que se reportarán en el siguiente encuentro. En ocasiones se recurrirá a un momento IV de formación para aportar al mejor entendimiento de alguna problemática.

Ello es un distintivo de esta propuesta: la participación reglada y la corresponsabilidad de las acciones se intervienen con pautas, y se asumen tareas en función del papel y las posibilidades de cada uno.

Como características generales se puede decir que es interdisciplinaria e intersectorial, ya que el escenario incluye las diferentes lógicas y visiones del problema en relación con el intercambio, por lo que también es integral, pues incluye todas las dimensiones y temáticas conexas. Para ello promueve la participación, pues no hay adentro ni afuera; es abierto con entradas y salidas ilimitadas; es horizontal y vertical; es un proceso y es cogestiva, porque la gestión de las decisiones es asociada entre el Estado y la sociedad, y la preparación de esa decisión tiene que ser participativamente articulada. Todo esto parte de una actitud fundada en el *affectio societatis*, ya que se basa en la voluntad de trabajar con el otro y para el otro (agrandar la torta), y por ello construye consenso, en el sentido de que la búsqueda de soluciones no procura una decisión impositiva, sino que lo que se produzca como decisión sea construido por los diversos autores a partir de una discusión constructiva, evitando las votaciones.

Coherentemente con lo que se viene planteando, se deben dar ciertas condiciones para su aplicación. En primer lugar, es imprescindible contar con la voluntad política de realizar la experiencia y de asociarse para esos fines; es decir, si la adhesión a estos procesos es voluntaria, no es pertinente forzar la situación, y si la máxima autoridad jurisdiccional pertinente no está comprometida, resulta mucho más difícil contar con las decisiones y los recursos necesarios, pudiendo ser hasta generador de conflictos con la misma gestión pública en funciones. Lo segundo es más original que lo dicho recién, y de alguna manera la destaca sobre el resto, es que se debe dedicar un periodo de tiempo a la preparación de un escenario de planificación, lo que ya significa en sí mismo un proceso adaptativo a la gestión que se va a ensayar, un entrenamiento y, a la vez, una aplicación de la propia metodología en el proceso de preparación. Quiere decir que la forma de planificar/gestionar es tan importante como lo sustantivo del problema a resolver, por lo que en ese tiempo es necesario trabajar específicamente en la tercer condición, que es la de implementar la metodología, formalizando el escenario de planificación y formulando las estrategias de acción. Esta formalización no necesariamente implica la sanción de normativas o la firma de acuerdos, que en los casos que se pueden analizar se ha dado, sino que por lo menos es necesario poner las pautas de funcionamiento por escrito y en común entre todos los actores que se sienten a la misma mesa.

Por último, también es parte constitutiva del modelo el hecho de realizar una revisión de dichas estrategias, pasado un tiempo prudencial, pues lo que sí se suscribe de los modelos de planificación vigentes es que

ningún plan es eterno, porque el futuro es tan incierto que cualquier cosa dicha hoy puede ser falsa mañana.

Si se sometiera esta propuesta al análisis crítico según los OS de Beierle, se puede ver que tales metodologías combinadas educan e informan a la opinión pública, pues en ello basan la toma de decisiones, y que además los dispositivos que la componen incorporan de manera efectiva los valores públicos en ello, y con ello mejoran la calidad de las decisiones de fondo, al sumar todos los saberes en el proceso; mientras que a partir de toda esa interacción constructiva aumenta la confianza en las instituciones y se reducen los conflictos. Ahora el cumplimiento de metas de costo-efectividad depende de varias cuestiones como el involucramiento del Estado en el trabajo, su capacidad institucional y los recursos que en ello pone, es decir, que esto puede poner las cosas más fáciles como también hacerlas imposibles.

Para terminar, sería interesante puntualizar ciertas contribuciones que esta forma de gestión haría a las PP. En primer lugar puede considerarse que es posible diagnosticar de manera certera cada problemática con base en la interacción genuina y productiva con los actores que sufren el problema, ahorrando de esta forma esfuerzos y recursos. También se pueden consensuar líneas de trabajo a partir de su conocimiento por parte de todos ellos, evitando la reacción generada por el desconocimiento y a la vez reducir conflictos tanto como controlar grupos o individuos que solo intentan imponer privilegios, mantener viejos *statu quo* o simplemente evitar la acción de gobierno.

Además, es factible viabilizar la implementación en terreno de las políticas públicas, especialmente aquellas con fuerte contenido social, al involucrar a los actores en su formulación operativa, blanqueando restricciones de la gestión en términos de recursos escasos o normativa limitante, entre las principales.

En varias ocasiones se hizo referencia al funcionamiento de asambleas, grupos y reuniones que se constituyen con el fin de tratar un problema o tomar alguna decisión, Beierle hace referencia a la necesidad de una gran moderador como elemento fundamental de la viabilización de la participación; la metodología PPGA plantea permanentemente la construcción del consenso en el marco de dispositivos colectivos, por citar dos casos de propuestas centrales en este trabajo.

Ello implica la necesidad contar con técnicas de dinámica grupal que regulen el debate y lo hagan productivo. No es pertinente en este trabajo desarrollarlas, pero si es necesario plantear para qué se deben manejar y cuáles serían los efectos esperados:

- Efectividad de las reuniones, ¿qué es y cómo se logra? Objetivos y resultados. Agenda previa acordada, convocatoria amplia (total) y siguiendo reglas también convenidas y difundidas previamente.
- ¿Cómo se garantiza la participación y se logra el consenso? Modalidad de taller; regular el uso de la palabra en tiempo y cantidad de intervenciones; moderación gentil, pero firme sobre los temas y las reglas acordados; buscar el consenso evitando votaciones.
- ¿Cómo se logra avanzar en los problemas? ¿Todo es de todos? ¿Todos

somos responsables de todo? Realizar un ejercicio de síntesis sobre las decisiones tomadas y las acciones emergentes de ello, las conclusiones en común sobre las responsabilidades asumidas en función de los roles de cada uno y sus posibilidades, para al final realizar una asignación de tareas que deberá asumir cada uno y dar una respuesta en la siguiente reunión.

Estudio de casos

Metodología

La metodología diseñada para esta investigación se basa en la mencionada publicación sobre gobernanza del agua y gestión integrada de cuencas, Traba (2020), de la que se expusieron en detalle sus componentes principales y de donde se obtuvieron las dimensiones de análisis de los escenarios socio-naturales observados.

La herramienta y el procedimiento utilizado, así como el método de relevamiento, fue además un subproducto de la interacción del autor con diversos actores en el marco de la discusión de un nuevo Proyecto de Ley de Humedales en la Argentina, una historia que lleva más de 10 años. Gran cantidad de ONG de distinta índole e interés, la mayoría de los niveles gubernamentales, todas las fuerzas políticas, y expertos de muy diversas disciplinas dieron al debate un gran abanico de miradas y dejaron, a juicio de quien suscribe, una serie de emergentes que pusieron

la atención de este estudio en un actor y una dimensión que brilló por su ausencia: el nivel local de gobierno y los actores asociados directamente con el territorio. En los cuerpos de los proyectos presentados se destacaba el nivel nacional como rector y regulador; se le daba un rol importante al nivel subnacional, provincial en el caso de Argentina, en el ordenamiento territorial, pero no se tenía uno definido para los gobiernos locales.

Es un punto asumido por la academia y las instituciones intergubernamentales internacionales que el eje del desarrollo y por lo tanto el centro de la gestión pasa en gran medida por las políticas implementadas a nivel local. Si a esto se le suma que en la práctica son los actores centrales en el manejo del territorio, su trascendencia en este tema está hartamente demostrada.

El objetivo del mencionado relevamiento fue contar con elementos concretos de casos reales en la gestión de territorios con preponderancia de humedales como configuración. Claramente no es la intención presentar un caso basado en estadísticas, porque iría mucho más allá del alcance de este estudio reunir una muestra representativa y válida en esa dimensión.

Entonces, el primer paso fue el diseño de un formulario de relevamiento de información a partir de las dimensiones de análisis que surgen de lo presentado en los puntos anteriores (Tabla 1).

Tabla 1. Criterios de evaluación de escenarios.

Conflictos por el agua	Usos conflictivos
	Conflictos socioculturales
Gestión de cuencas	Mecanismos observables
	Integración/visión sectorial
Estado/políticas/características	Estado en todos los niveles
	PP con fragmentación, centralizadas, buro- tecnocráticas/matricialidad
Actores/roles	Información disponible
	Participación en las decisiones
EPNE	Definición del EspPubNoEstatad
	Actores estatales
	Actores del conocimiento
	Actores socio-institucionales
Mecanismos de participación/características	Metodologías observadas 1
	Metodologías observadas 2
Factores fundacionales	Participantes/composición
	Etapad de implementación
	Agencia involucrada/apertura
	Interacción Estadad/sociedad
Factores operativos	Funciones/papeles
	Recursos disponibles
	Legitimidad del proceso
	Procedimiento
	Conducción

Fuente: elaboración propia.

Luego de los factores determinantes resta evaluar los resultados de las condiciones presentes en el escenario a partir de lo siguiente:

1. Efectividad de la participación

- 1.1. Claridad del proceso
- 1.2. Articulación de actores
- 1.3. Efectividad del Estado

2. Objetivos sociales

- 2.1. Información disponible
- 2.2. Rol en la toma de decisiones
- 2.3. Calidad de las decisiones
- 2.4. Confianza en las instituciones
- 2.5. Nivel de conflicto
- 2.6. Efectividad del proceso/dispositivo

En seguida, con esta base se confeccionó un formulario virtual que fue enviado precisamente a referentes locales de sitios Ramsar, reservas naturales, sistemas de cuerpos de agua, etcétera, en definitiva, ambientes definidos por humedales, y que podían o no contar con dispositivos institucionales que pudieran regir la gestión de los mismos y sus correspondientes planes de manejo.

Esto se envió a:

1. Sistema Laguna Setúbal-Departamento La Capital, Santa Fe.

2. Sitio Ramsar Jaaukanigás, Departamento General Obligado, Santa Fe.
3. Sistema Bajos Submeridionales, Santa Fe/Chaco/Santiago del Estero.
4. Bañado La Estrella-Las Lomitas, Formosa.
5. Sitio Ramsar Delta del Paraná, Santa Fe/Entre Ríos.
6. Sitio Ramsar Bahía Samborombón, Buenos Aires.
7. Reserva Ecológica Costanera Sur, CABA.
8. Península Mitre, Tierra del Fuego.
9. Sistema Laguna de Chascomús, Buenos Aires.
10. Sitio Ramsar Los Pozuelos – Jujuy.

Las respuestas obtenidas, 7 de las 10, se adjuntan en crudo en la tabla que consta en el Adjunto. Cabe consignar aquí que en la mayoría de los casos hizo falta un contacto directo para aclarar términos e intencionalidades de las preguntas, fundamentalmente dada la baja familiaridad de los actores entrevistados con procesos de participación estructurados alrededor de una determinada metodología.

Por último, esa tabla se procesó de acuerdo con los criterios sostenidos en esta línea de trabajo. A continuación se hace un análisis descriptivo de las respuestas obtenidas.

Resultados

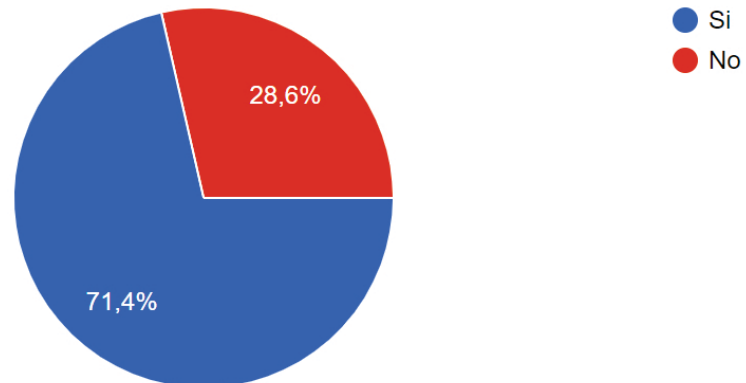
Usos/actividades/conflictos

Los usos conflictivos son aquellos que para dar respuestas a los requerimientos de uno hace falta restar recursos para la satisfacción de otro; o sea, que compiten o conviven por espacio y servicios ambientales. Aquí no se visualizan los usos en esos términos, se mencionan los que producen “conflictos” en la mirada tradicional, por un lado y, por el otro, se evidencia una diferencia entre las áreas protegidas, y los sitios abiertos o no confinados a un espacio. En dos de los casos no hay conflictos en ese orden, que son los primeros donde no se consideran los potenciales usos del hombre por estar vedados, mientras que en los cinco restantes se listan usos que claramente compiten por los recursos y que puedan sobredemandarlos fácilmente de no regularse ello en un plan de manejo.

La misma distribución se observa cuando se indaga sobre los conflictos, remarcando el punto planteado aquí (Figura 2).

Hay conflictos entre grupos de algún tipo?

7 respuestas



Hay usos conflictivos?

7 respuestas

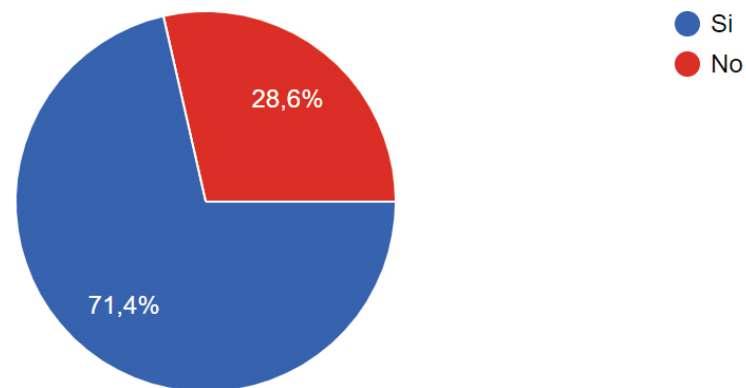


Figura 2. Conflictos observados en los escenarios. Fuente: encuesta de relevamiento, *Google Forms*.

Gestión del territorio

En esto existe una clara definición hacia la toma de decisiones centralizada. Solo en un caso se observa una gestión con cierta autonomía, mientras que en el resto, en el mejor de los casos, está presente el bajo nivel de implicancia que significan los métodos de consulta, cuando los haya, más allá de que se vea involucrada la mayoría de las decisiones en ello (Figura 3).

Mecanismos de gestión presentes y su capacidad de decisión.

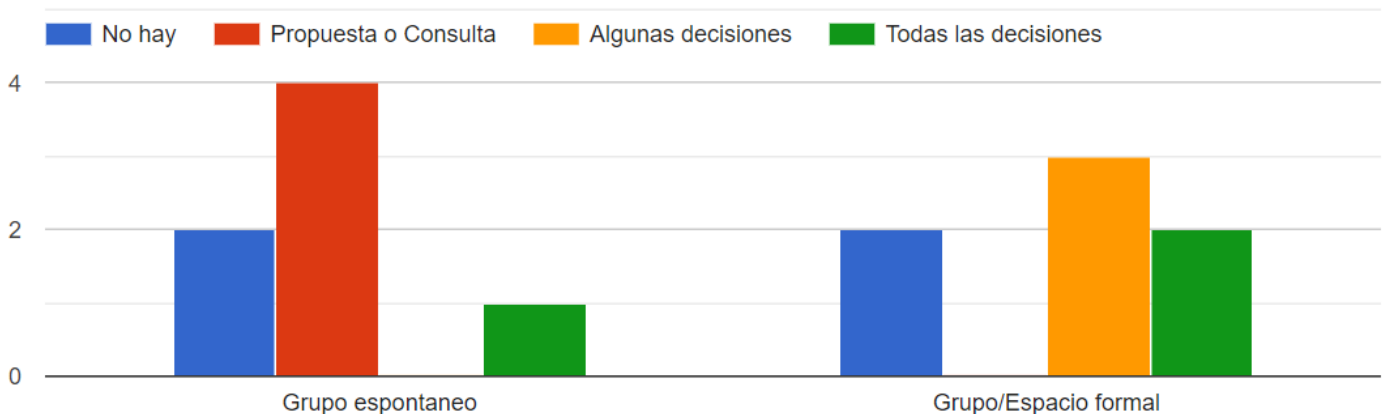


Figura 3. Mecanismos de gestión y capacidad de decisión. Fuente: encuesta de relevamiento, *Google Forms*.

Enfoque

Un aspecto importante en la gestión ambiental del territorio es la preponderancia del enfoque integral sobre el sectorial, donde aquí la cuestión está repartida casi por mitades, pero preponderando la mirada tradicional. Una de las causas donde se adopta el enfoque integral —que no es muy común, vale decirlo— es la presencia en los escenarios de técnicos con buena formación ambiental (Figura 4).

Tratamiento de los Problemas, si es sectorial o integrado.

7 respuestas

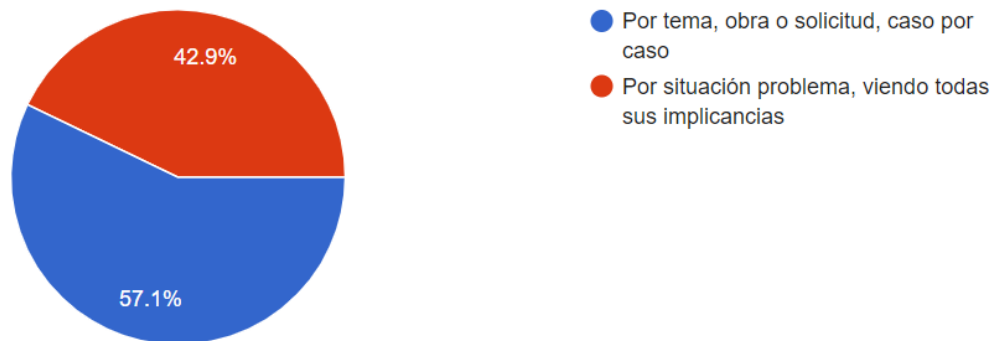


Figura 4. Enfoque sobre los problemas sectorial vs. integrado. Fuente: encuesta de relevamiento, *Google Forms*.

Presencia del Estado

Lo relevado en este punto no hace más que confirmar la hipótesis de investigación sobre la importancia del Estado local en la gestión de estos espacios. La presencia del mismo es casi total en la muestra, considerando que hay dos áreas protegidas con otra jurisdicción y un caso sin ningún tipo de organización o articulación de actores.

Toma alguna relevancia mayor el Estado subnacional en términos de políticas, con algún caso a nivel nacional e internacional, que en principio existen y son reconocidas, pero que el alcance definido para este estudio no permite determinar su efectividad.

Lo que da indicios para dudar de ello es la expresión definida por la mitad de los casos respecto a la descoordinación cuando se superponen el accionar entre los niveles del Estado (Figura 5 y Figura 6).

Presencia del Estado

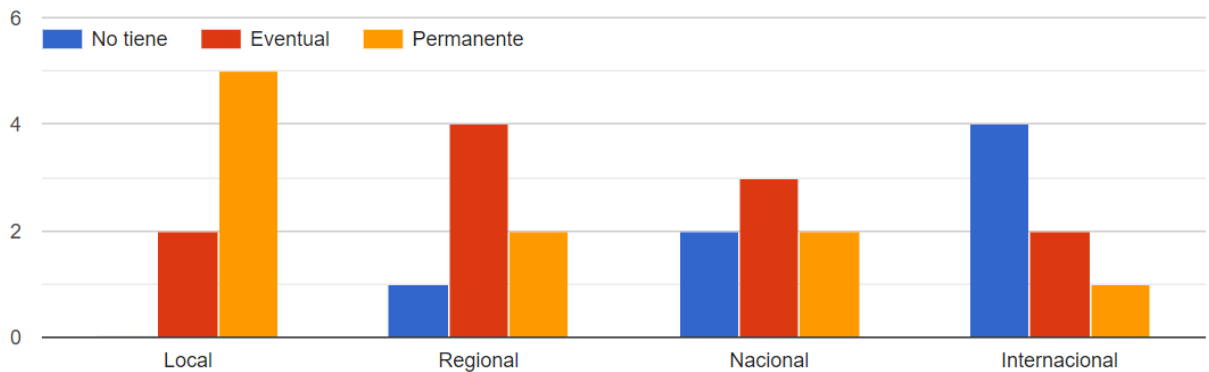


Figura 5. Presencia de los niveles del Estado en el escenario. Fuente: encuesta de relevamiento, *Google Forms*.

Políticas desarrolladas

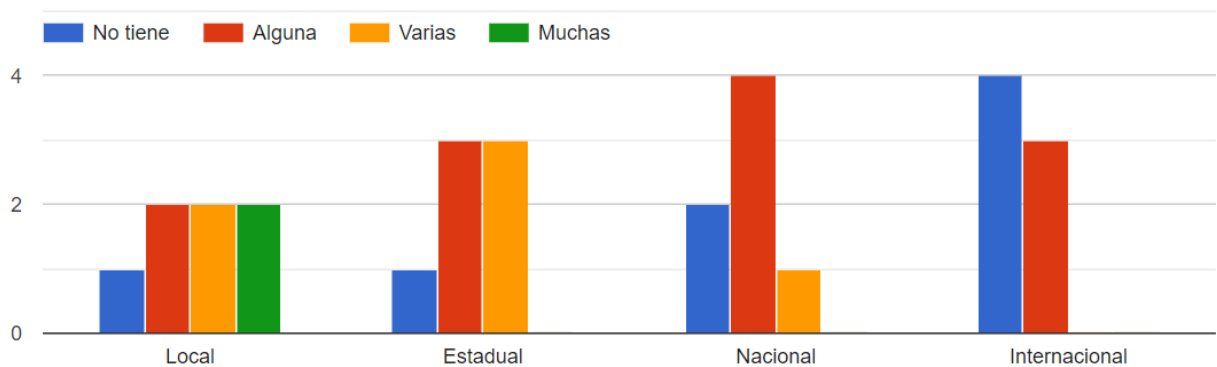


Figura 6. Políticas observadas de todos los niveles del Estado en el escenario. Fuente: encuesta de relevamiento, *Google Forms*.

Escenario formalizado/EPNE

En este punto es necesario resaltar que solo en dos casos tienen dispositivos que pueden asimilarse a escenarios formalizados de planificación gestión en un bien definido EPNE. Más allá de que esto es un dato en sí mismo, los emergentes detectados de aquí en adelante se refieren solo a éstos y quizás puede ser poco representativos del conjunto, pero aportan a los puntos que se quieren establecer.

Proceso de participación/efectividad

En este sentido, en los dos casos que respondieron las preguntas correspondientes a estos aspectos se obtienen datos en línea con los preceptos que se vienen planteando. En primer lugar, se observa la presencia en el escenario de las tres patas de esa mesa multiactoral que se propone, Estado-sociedad-conocimiento; en segundo lugar, se cuenta con una metodología clara y conocida. Esto —más allá del nivel de incidencia en las decisiones— es valioso, aunque no sea más que punto de partida para otro formato más completo como el que acá se propone.

El proceso de participación en sí mismo también es interesante. Por un lado, en cuanto a sus **factores fundacionales**, se cuenta en ambos casos con la presencia de los actores identificados, algunos en un caso y

la mayoría en el otro, mientras que en los dos se dio la incorporación temprana de los mismos en ambos casos, y se cuenta con la presencia comprometida del Estado de forma articulada y productiva.

Con respecto a los **factores operativos**, los papeles son claros y conocidos, con alguna excepción, contándose en general con recursos para su funcionamiento. Otra cuestión positiva en ambos casos es el conocimiento y legitimación del proceso, así como el manejo adecuado de los espacios colectivos.

Quizás haya un déficit en que una de las agendas es fuertemente influenciada desde afuera mientras que la otra se construye más localmente, siendo tal vez la suma de ambas visiones el equilibrio deseado.

Objetivos sociales

A la hora de evaluar los casos en términos de sus efectos en el ambiente socionatural que lo contiene, calificando los impactos de 0 (nada), a 5 (el óptimo alcanzado), se puede ver lo siguiente lo que se indica en la Tabla 2 y la Figura 7.

Tabla 2. Nivel de alcance de los objetivos sociales.

	0	1	2	3	4	5
OS1	2	1	2	1	0	1
OS2	3	1	1	1	0	1
OS3	2	1	1	1	2	0
OS4	2	2	0	1	2	0
OS5	2	1	1	1	1	1
OS6	3	1	1	1	0	1

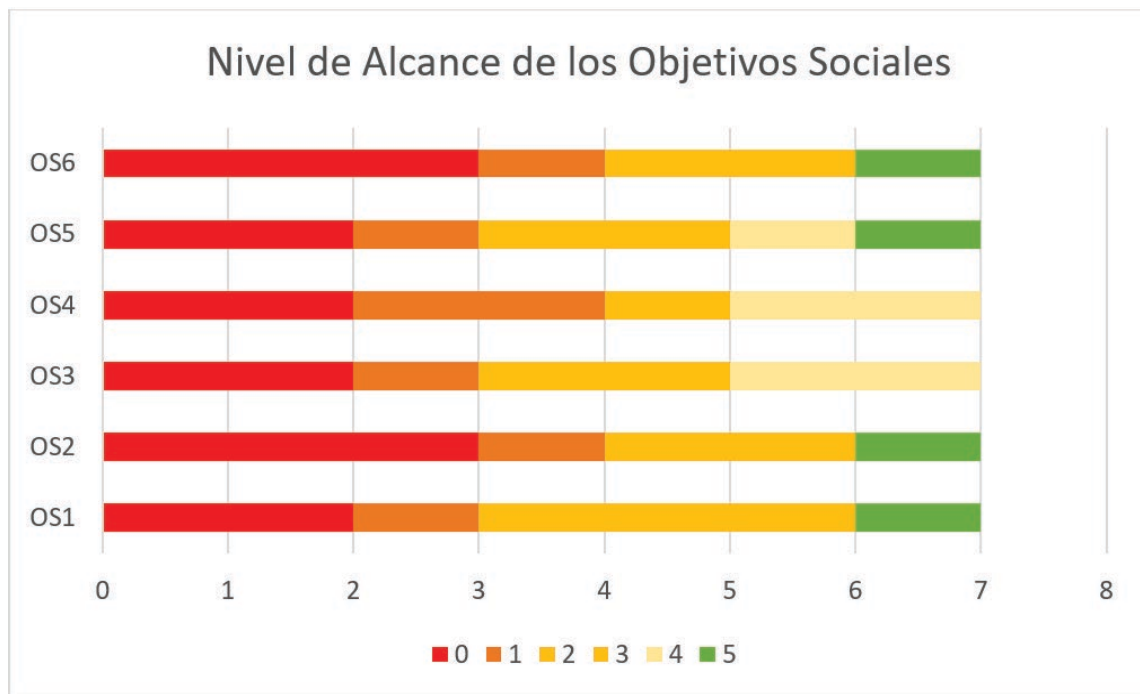


Figura 7. Nivel de alcance de los objetivos sociales.

La distribución de las evaluaciones de los actores informantes expresada en los puntajes por objetivo social que presenta la Figura 7 muestra dentro de sus limitaciones estadísticas que en general se observa un nivel de alcance de los mismos que no se condice con el escenario deseado que se viene planteando.

Se puede destacar que hubo alguna evaluación positiva en los dos primeros objetivos —nivel de información de los actores y participación en la toma de decisiones—, así como en los dos últimos —mejora del nivel de confianza y reducción de conflictos—, por lo que se puede inferir que se constituyen en escenarios predisponentes a las condiciones de planificación/gestión que se proponen en este trabajo.

No es el caso de los resultados en la mejora de las políticas, donde no se alcanza esa meta en los aspectos que resultan en los cambios esperados, cuestión que quizás redundará al final también en la baja confianza en las instituciones.

Discusión

Un contraste entre los planteos del deber ser de un proceso tendiente a resolver los problemas ambientales críticos observados tanto a nivel global como local —en particular en un ecosistema sensible como el que es objeto de estudio— contra los datos relevados recién presentados, marcaría una relación causal entre el logro de los objetivos sociales y el desarrollo institucional en cada escenario, en particular y básicamente en

cuanto a lo metodológico.

Partiendo de que esos planteos de cada aspecto a tener en cuenta son deseables, sería conveniente repasar cómo se ve cada uno a partir de una consolidación de las respuestas de cada escenario, por lo menos en un análisis general que explique los magros resultados en la evaluación.

En primer lugar, se puede destacar la mirada del conflicto predominante por sobre la de "objetivos conflictivos", es decir, que el conjunto de actores se cierne en una negociación de "suma cero" cuando podría entrar en un bucle positivo de ganar-ganar solo acordando tiempos, cuotas, orden, etcétera, en el uso de los recursos.

Vale la pena destacar en esto la marcada diferencia entre los escenarios abiertos *versus* áreas protegidas, donde se circunscriben los usos al turismo y a la generación de conocimiento, por citar un par de ellos, pero donde se prohíben las actividades que consumen recursos más allá de su posible manejo sostenible. En una búsqueda de bibliografía de gestión ambiental se advierte que la mayoría de los casos de estudio se dan precisamente en áreas protegidas, por lo que los resultados presentados allí son relativos en el aspecto mencionado, sobre todo desde la mirada de integración de actores que se considera en este trabajo. Por lo cual quedan planteadas algunas preguntas sobre:

- ¿La sostenibilidad solo se puede dar en escenarios protegidos en tanto reservas naturales formales?
- ¿Qué pasaría si se abren las mismas a otros usos; esto iría en contra de la sostenibilidad del escenario?

- ¿Si los escenarios abiertos son solo sostenibles si se convierten en áreas protegidas?
- ¿Qué pasa allí con la gestión de riesgos y la resiliencia como enfoque de manejo que demandan esquemas de participación como éstos?

Se puede inferir que en principio el principal déficit resulta ser la inexistencia de mecanismos formalizados de gestión del territorio, basándose el trabajo en esfuerzos voluntaristas de parte de todos los actores, lo que quizás genera que las áreas protegidas funcionen por defecto sin usos económicos o sociales relevantes.

También es posible destacar el enfoque integral observable cuando se dan las condiciones de apertura a todos los actores y la participación del conocimiento representado por institutos de la ciencia formal y no formal.

Otra fuerte conclusión emergente es que para el éxito del proceso se necesita la preponderancia del Estado: el local como protagonista, combinado con el regional, habitualmente tibio, y con el nacional, definitivamente hoy en una posición distante. Esto refuerza la postura de la importancia del nivel local para el desarrollo de las sociedades, por lo menos desde este aspecto, posición que no es necesario argumentar aquí, ya que desde Borja y Castels es un enfoque predominante.

Otro postulado que se puede sostener es que ante escenarios y procesos inconsistentes, claramente los objetivos sociales son logrados en baja calidad y que esto se relaciona, en una cierta correspondencia metodológica, con la fijación de las reglas del juego, antes incluso de

pensar en las dimensiones sustantivas del escenario y su seguimiento para mayor efectividad de las políticas.

Conclusiones

Los términos gobernanza y humedales son de profusa presencia tanto en el discurso público como en el académico en la actualidad, pero no lo es tanto la dimensión de la planificación/gestión como materializadora de ideas e intenciones.

Cuando se habla de políticas de gestión ambiental se enumeran acciones pertinentes en materias sustantivas, como conservación de especies; prevención tanto de la contaminación del agua y el suelo como la explotación de bosques; convivencia de la pesca artesanal y la deportiva; y ocupación del suelo, entre otras. De lo que no se habla es la forma de llevar a cabo todo esto en escenarios complejos como los presentados en este estudio.

Precisamente el recorrido hecho aquí trata de poner esto sobre la mesa para la consideración del conjunto de responsables de tales temas y de los interesados/afectados por su mal manejo.

En el mencionado trabajo precedente (Traba, 2020), se observa un planteo sobre qué tanto desde el pragmatismo así como desde una posición conservadora se sostiene que estos planteos están bien para la "teoría", pero que no se sostienen en la práctica por la dificultad de implementar las metodologías. Lo cierto es que se presentaron

argumentos desde todos los enfoques teóricos y *a contrario sensu* de esa posición, en la praxis, donde rige el “siempre se hizo así”, solo se pueden exhibir pobres resultados con el *statu quo* actual.

Aportar un enfoque nuevo que plantea una forma realmente efectiva de hacer las cosas, donde se esperan altos niveles de efectividad, pero que está bien con que solo las cosas se hagan, es intentar un camino que no es muy difundido, pero que en casos concretos ha dado resultados. Esto, por otro lado, no sería perder el tiempo ni más recursos que lo que ya se dilapidan hoy, ya que tanto la academia como las instituciones multilaterales, cientos de ONG y muchos gobiernos indican que ello no solo es posible sino también necesario.

Agradecimientos

Agradezco a los actores locales que con total compromiso con el ambiente transitan y trabajan en el territorio, en particular a los que amablemente colaboraron con este estudio: Guillermo Martín, en especial por la revisión del presente artículo, Román Murzilla, Pablo Chiareta, Milena Benito, Sabrina Kuzmann y Matías Beade.

Referencias

Aguilar, G., & Iza, A. (2009). *Gobernanza de las aguas compartidas: aspectos jurídicos e internacionales*. Gland, Suiza: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

- Beierle, T. (1998). *Public participation in environmental decisions: An evaluation framework using social goals. Discussion* (Paper 99-06). Washington, DC, USA: Resources for the Future (RFF) USA.
- Bombarolo, F., Iñiguez, E., & Foio, M. S. (2006.). *Aprendizajes y reflexiones sugerentes sobre la participación ciudadana en las políticas públicas*. Cuadernos Análisis de Procesos Participativos de Diseño e Implementación de Políticas Sociales. Buenos Aires, Argentina: Observatorio Social.
- Colom-de-Morán, E., & Ballesteros, M. (2003). *Gobernabilidad eficaz del agua: acciones conjuntas en Centro América*. Estocolmo, Suecia: Global Water Partnership.
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A., & Chavez, G. (2002). *Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica*. Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Funtowicz, S., & Ravetz, J. (1996). La ciencia postnormal: la ciencia en el contexto de la complejidad. *Ecología Política*, 12, 7-8.
- GWP, Global Water Partnership. (2013). *Aumentar la seguridad hídrica, un imperativo para el desarrollo. Documento de Perspectiva*. Recuperado de https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/perspective-papers/perspectives-paper_water-security_spanish.pdf.

- Martín, L., & Justo, J. B. (2015). *Análisis, prevención y resolución de conflictos por el agua en América Latina y el Caribe*. Serie RNeI – Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe
- Molina-Vega, J. E., & Pérez-Baralt, C. (2000). *Participación Política y Derechos Humanos*. Corte Internacional de Derechos Humanos, Costa Rica.
- Pochat, V. (2005). *Entidades de gestión del agua a nivel de cuencas: la experiencia de Argentina*. Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Poggiuese, H. (1993). *Metodología Flacso de planificación-gestión*. Serie documentos e informes de investigación nº 163. México, DF, México: Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales.
- Redín, M. E., & Morroni, W. (2002). Aportes metodológicos para la ampliación democrática de la toma de decisiones y la participación social en la gestión sociourbana. En: *Gestao democratica das cidades, metodologías de participación, redes y movimientos sociales*. Buenos Aires, Argentina: Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.
- Traba, L. (2020). Seguridad hídrica, gobernanza del agua y gestión integrada de cuencas. En: *Desequilibrios ambientales, problemáticas diversas que amenazan calidad de vida y salud humana*. Rosario, Argentina: Editorial de la Universidad Nacional de Rosario, Centro de Estudios Interdisciplinarios.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-02

Articles

Assessment of the utilization rate of organic and nitrogenated substrates by the microorganisms in a sequencing batch reactor treating tannery wastewater

Evaluación de la tasa de utilización de sustratos orgánicos y nitrogenados por los microorganismos en un reactor discontinuo secuencial

Estefania Freytez-Boggio¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6133-5555>

Adriana Mercedes Márquez-Romance², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2813-2147>

Sandra Gabriela Barrazueta-Rojas³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2837-8390>

Edilberto Guevara-Pérez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2813-2147>

¹Programa de Ingeniería Agroindustrial, Universidad Centro-Occidental Lisandro Alvarado Venezuela, estefaniafreytez@ucla.edu.ve

²Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales, Universidad de Carabobo, Venezuela, ammarquez@uc.edu.ve



³Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Ecuador, sbarrazueta@epoch.edu.ec

⁴Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales, Escuela de Ingeniería Civil, Miembro de la Academia Nacional de Ingeniería y Habitar de Venezuela, eguevara@uc.edu.ve

Corresponding author: Adriana Mercedes Márquez-Romance, ammarquez@uc.edu.ve

Abstract

In this article, the utilization rate of organic and nitrogenous substrates contained in tannery wastewater by a sequential batch reactor is evaluated. Two factorial experimental designs (FEDs) were implemented. FED1 (2²) used granular biomass, the aeration sequence (oxic, anaerobic-oxic) and cycle duration (6 and 24 h). FED2 (4 x 3) included suspended biomass, reaction phases (anoxic I, oxic, anoxic II (CND: conventional nitrification-denitrification) and (SND: simultaneous nitrification-denitrification), filling time (fast, slow and in stages). The substrates examined were chemical oxygen demand (COD), ammonium (NH₄⁺-N) and total nitrogen Kjeldahl (TKN). The utilization rates were COD (-100 and -200 mg l⁻¹ h⁻¹) (FED1) and (-48 and -75 mg l⁻¹ h⁻¹) (FED2), being 1.5 to 2 times higher in FED1 than FED2. In TKN (-5 mg l⁻¹ h⁻¹), and NH₄⁺-N (-30 mg l⁻¹ h⁻¹), they were significant in the anoxic I and oxic phases.

Keywords: Sequencing batch reactor, substrate utilization rate, nitrification, denitrification.

Resumen

En este artículo se evalúa la tasa de utilización de sustratos orgánicos y nitrogenados contenidos en un agua residual de tenería por un reactor por carga secuencial. Se implementaron dos diseños experimentales factoriales (FEDs). El FED1 (2^2) usó biomasa granular, la secuencia de aireación (óxica, anaeróbica-óxica) y duración del ciclo (6 y 24 h). El FED2 (4×3) incluyó biomasa suspendida, fases de reacción (anóxica I, óxica, anóxica II (CND: nitrificación-desnitrificación convencional) y (SND: nitrificación-desnitrificación simultánea), tiempo de llenado (rápido, lento y por etapas). Los sustratos examinados fueron la demanda química de oxígeno (COD), amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y nitrógeno total Kjeldahl (TKN). Las tasas de utilización resultaron COD (-100 y $-200 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) (FED1) y (-48 y $-75 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) (FED2), siendo de 1.5 a 2 veces mayor FED1 a FED2. En TKN ($-5 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$), y $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($-30 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$), que fueron significativas en la fases anóxica I y óxica.

Palabras clave: reactor por carga secuencial, tasa de utilización del sustrato, nitrificación, desnitrificación.

Received: 12/08/2021

Accepted: 07/03/2022



Introduction

In the tannery, the final product is the finished leather obtained from a process of transformation of the raw material (hides and salted skins), which consists of four stages (Stoop, 2003; Laurenti, Redwood, Puig, & Frostell, 2017): 1) beamhouse (curing and storage, soaking, trimming, dehairing and liming, deliming and batting); 2) tanyard (pickling, tanning, samming and splitting); 3) post-tanning (shaving, retanning, dyeing, fat liquoring, drying), and 4) finishing (mechanical finishing, coating).

The sequence of nine steps is an approach within the stages from the beamhouse to the finishing of the leather production system, which involves (Stoop, 2003): 1) soaking, adding water and additives to remove sodium chloride from the skins; 2) trimming, removing claws, ears and tails; 3) liming and dehairing, removing epidermis and hair by applying lime, sodium sulfide and enzymes; 4) fleshing, removing the subcutaneous layer manually or by machines; 5) deliming of the skin by adjusting the pH to 8 to neutralize most of the alkaline substances present in the skin (now called grains); 6) batting grains by means of pancreas enzymes; 7) pickling, partial hydrolysis of skin proteins and lipids. To obtain tanning conditions, the grains have to be handled with acid without swelling the skin. Therefore, they are treated with an aqueous solution of acids and salt. In addition, fungicides and bactericides are added, 8) tanning, the grains are saturated with a Cr^{3+}

solution, and 9) dehydration, some of the water is removed from the grains by manual or mechanical pressure.

The water footprint of tanneries whose process ranges from rawhide to finished leather is 130 to 170 lm^{-2} of processed leather (Laurenti *et al.*, 2017). Leather tanning and processing generate wastewater whose main polluting chemicals are lime, sodium sulfide, ammonium salts, sulfuric acid, chromium salts and vegetable tanning materials (Sreeram & Ramasami, 2003), which require effective biological treatment before being discharged to receiving waters.

Among the biological treatment processes of suspended biomass used for the removal of the carbonaceous organic matter and nitrogenated compounds, sequencing batch reactor (SBR) is an activated sludge treatment system whose operation is based on the sequence of filling and emptying cycles.

From the 1970s to the present, SBR has been operated to treat domestic, industrial and synthetic wastewater. With regard to the influent substrate for SBR treatments, the raw domestic wastewater fed to SBR has varied in its composition, finding a COD ranging between 158 and 2 000 mg l^{-1} , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ of 10 to 185 mg/l (Irvine, Miller, & Bhamrah, 1979; Carucci, Chiavola, Majone, & Rolle, 1999; De-Silva y Rittmann, 2000; Palma-Costa & Manga, 2005; Su & Yu, 2005; Guo *et al.*, 2009; Del-Rio *et al.*, 2012; Kocijan & Hvala, 2013; Fernandes, Jungles, Hoffmann, Antonio, & Costa, 2013; Isanta *et al.*, 2013; Ni, Joss, & Yuan, 2014).

The raw industrial wastewater provided to SBR by the tanneries has been fed in the following intervals, COD 845-5,584 mg l⁻¹, NH₄⁺-N of 10 to 185 mg l⁻¹ (Di-Iaconi, Lopez, Ramadori, Di-Pinto, & Passino, 2002; Freytez, Márquez, Pire, Guevara, & Pérez, 2019a; Freytez, Márquez, Pire, Guevara, & Pérez, 2019b; Freytez, Márquez, Pire, Guevara, & Pérez, 2020) pigs, COD of 400 mg l⁻¹, NH₄⁺-N of 40 mg l⁻¹ (Carrasquero *et al.*, 2014), birds, COD 4,790 mg l⁻¹, NH₄-N of 274 mg l⁻¹ (Alleman & Irvine, 1980).

The synthetic substrate fed to SBR has consisted mainly of sodium acetate combined with other chemical compounds, where COD ranged from 800 to 55 000 mg l⁻¹, NH₄⁺-N from 30 to 10 000 mg l⁻¹ (De-Kreuk, Heijnen, & Van Loosdrecht, 2005; Luo, Yang, Han, & Sun, 2014) as well as sucrose and other chemical compounds (Vázquez-Padin *et al.*, 2010; Jungles *et al.*, 2011).

According to a sample of 43 studies mentioned above, 67 % of these corresponded to SBR application with suspended biomass instead of granular biomass. COD and NH₄⁺-N removal efficiency for suspended biomass ranged between 80 and 95 % for 72 % of studies, and between 40 and 80 % for 28 % of the studies. Regarding the efficiency of granular biomass, 40-80 % for 70 % of the studies, 80-90 % for the rest.

In this sample of studies, the sequential biological phases and cycle durations have been configured in 80 % of studies as oxic, 15 % of the studies in two sequential biological phases, anoxic-oxic, and 5 % in three sequential biological phases, anoxic-oxic-anoxic. The oxic phase duration was found being of 2 to 6 times greater than anoxic phase time.

In activated sludge system (ASS), the microorganisms carry out an aerobic metabolism obtaining the carbon and energy sources from chemical oxidation reactions of COD (chemoheterotrophs) and nitrogenated matter (nitrifying bacteria or chemoautotrophs).

In ASS, pure substrate experiments have hypothesized that municipal wastewater is composed of two fractions (Dold & Ekama, 1981): (a) a readily assimilable soluble fraction which is utilized at a very rapid rate, and (b) a slowly biodegradable particulate fraction which requires storage and enzymatic breakdown prior to transfer through the cell wall.

Since the 1940s, utilization of the stored substrate for synthesis has been modeled by a Monod-type relationship the concentration of the stored substrate with the specific growth rate of active organisms (Dold & Ekama, 1981).

The exact mechanism for utilization of two types of substrates by the microorganisms has not yet be stated established from extensive simulation studies. In this investigation, the novelties consist of estimating the substrate utilization rate of organic and nitrogenated substrates by the microorganisms in a SBR operated under single (oxic) and combination of two (anaerobic-oxic) and three (anoxic I-oxic-anoxic II) sequential biological phases. The substrates are made up by COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TKN. The substrate utilization rate (SUR) is estimated under conditions: a) oxic for a cycle duration time of 24 h; b) oxic for a cycle duration time of 6 h; c) oxic-anaerobic for a cycle duration time of 24 h; d) oxic-anaerobic for a cycle duration time of 6 h, and e) anoxic-oxic-

anoxic for a cycle duration time of 12 h. The observed trends will provide the dynamic of substrate utilization rate in the sequential biological phases, allowing to determine the microorganism performance to transform the substrate following different cycle durations, biomass types, conventional and simultaneous nitrification-denitrification processes and biological sequences in SBR. The specific objectives are the followings: 1) characterization of organic and nitrogenated compounds in the tannery wastewater; 2) estimation of utilization rate of organic and nitrogenated substrates; 3) assessment of utilization rate of organic and nitrogenated substrates.

Methods

The applied method included the following six stages: 1) construction of SBR; 2) selection of the substrate; 3) acclimatization of the biomass; 4) experimental design; 5) statistical analysis of results, and 6) evaluation of the performance of SBR (Figure 1).

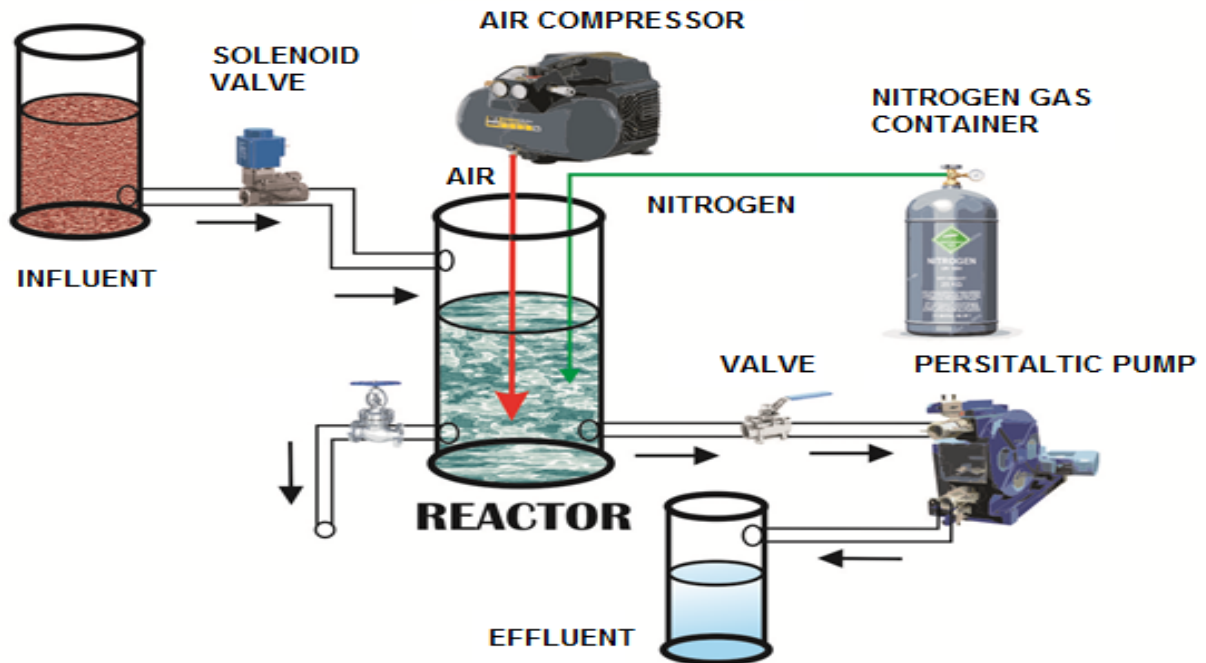


Figure 1. Scheme of SBR treatment system. Source: Own elaboration.

Construction of the SBR

Reaction system for experimental treatments in one and two biological phases was composed of the following components: a cylindrical container 50 cm high by 10 cm in diameter, with a capacity of 3 liters and a useful volume of 2 liters, constructed from transparent acrylic material based on polymethyl methacrylate (Freytez *et al.*, 2019c). The reactor had one point for the inlet of wastewater and two points for drainage. The inlet was located in the upper part at 34 cm from the

bottom where the wastewater is fed and two outlets at the bottom. The first outlet was located 8 cm from the bottom where the treated effluent is discharged and the second outlet is at the bottom of the reactor and is used as a drain to clean the system.

Digital timers (Exceline, Venezuela) were used to control in an automated way the operating reactor. These devices guaranteed the activation and deactivation of the electronic components used during the treatment of tannery wastewater. A solenoid valve (ASCO, USA) of 0.6 cm diameter was installed to manage the filling of the reactor. For the effluent discharge from the reactor, a peristaltic pump (Easy Load II, Masterflex L/S, Cole Parmer, USA) led the discharge after application of the treatment (Freytez *et al.*, 2019a; Freytez *et al.*, 2019b; Freytez *et al.*, 2019c) (Figure 1).

Selection of the substrate

The main physicochemical characteristics of the effluent from a tannery industry associated to the substrate included the following parameters: 1) pH between 9 and 9.56; 2) COD: 4 904 and 6 264 mg l⁻¹, biochemical oxygen demand (BOD): 1 347 and 6 264 mg l⁻¹, TKN: 221 and 299 mg.l⁻¹, NH₄⁺-N: 2 mg l⁻¹, chloride: 58 703 and 58 904 mg l⁻¹ and chromium: 3 mg l⁻¹ (Freytez *et al.*, 2019a; Freytez *et al.*, 2019b; Freytez *et al.*, 2019c). The values of the variables were measured to the effluents of the processes of furring, tanning, dyeing, tanning-dyeing and

wastewater stored in the lagoon and determined in the laboratory following the standardized methods for the analysis of drinking water and wastewater (APHA-AWWA-WPCF, 2005). The tannery from which the wastewater was obtained for both studies was located, Lara State, Venezuela.

Acclimatization of the biomass to the substrate

In the FED-1, before starting the reinforced acclimatization process of the granular biomass, a preliminary stage was developed during which, three parameters were controlled in order to verify the biomass performance in the COD removal, by feeding SBR with a synthetic water (Freytez *et al.*, 2015). The SBR was fed with 2 l of synthetic water and 25 g.l⁻¹ of granular biomass. The synthetic water was composed by the following chemical substances (Freytez *et al.*, 2015), sodium acetate, NaCH₃COO (4.5 g.l⁻¹), ammonium chloride, NH₄Cl (0.25 g.l⁻¹), dipotassium phosphate, K₂HPO₄ (0.045 g.l⁻¹), calcium carbonate, CaCO₃ (0.03 g.l⁻¹), magnesium sulfate heptahydrate, MgSO₄.7H₂O (0.025 g.l⁻¹), and ferrous sulfate heptahydrate, FeSO₄.7H₂O (0.02 g.l⁻¹). The same components for the synthetic water to evaluate the granular biomass performance in the removal of organic and nitrogenated substrates, varying in an interval for COD (200-500 mg.l⁻¹) and NH₄⁺-N (20-100 mg.l⁻¹) by SBR were used by Luo *et al.* (2014) and Vázquez-Padin *et al.* (2010) finding high removal efficiencies (84-98 %).

Two types of biomass were employed to remove organic and nitrogenated substrates in SBR, granular and suspended. The granular biomass was obtained from a laboratory-scale biological reactor that processed synthetic effluents with characteristics similar to those of the tannery. A natural process of selection of the existing microorganisms was found, through the work cycles of the system, this favored the growth and establishment of the floc-forming microorganisms, thus eliminating those filamentous bacteria that could generate delays in sedimentation times (Freytez *et al.*, 2019a). The granular biomass was acclimatized for the organic substrate measured as COD during a time period of 60 days. The Archimedes Principle was applied for the characterization of the granular biomass at the beginning of the acclimatization process, which was carried out by the determination of the biomass density, whose average was of 1.19 g ml^{-1} and standard deviation of 0.13 g ml^{-1} . The mean size of the granules in the biomass varied from 1-5 mm, for which 100 granules were taken and their diameters were measured with a graduate instrument (Freytez *et al.*, 2019c). The microbial count in the stage of acclimatization of the granular biomass is shown in Figure 2 during six stages in which the dilution of tannery raw wastewater was varied. The results of the stages 1 and 2 gave a microbial count in the plates without dilution and in the serial dilutions of 10^{-1} to 10^{-3} CFU (colony-forming unit) ml^{-1} . During stages 3, 4 and 5, the count of viable microorganisms had a slight decrease as the dilution was diminished (Figure 2). The results found in those stages were 6.3×10^5 CFU ml^{-1} (Stage 3), 2.5×10^5 CFU ml^{-1} (Stage 4) and 1.3×10^5 CFU ml^{-1} . For stage 6, the microorganism count

decreased to 4×10^3 CFU ml⁻¹. A significant growth was observed that was decreasing in proportion to the dilution, confirming the presence of microorganisms in the environment that were responsible for the removal of organic matter, measured in the form of COD.

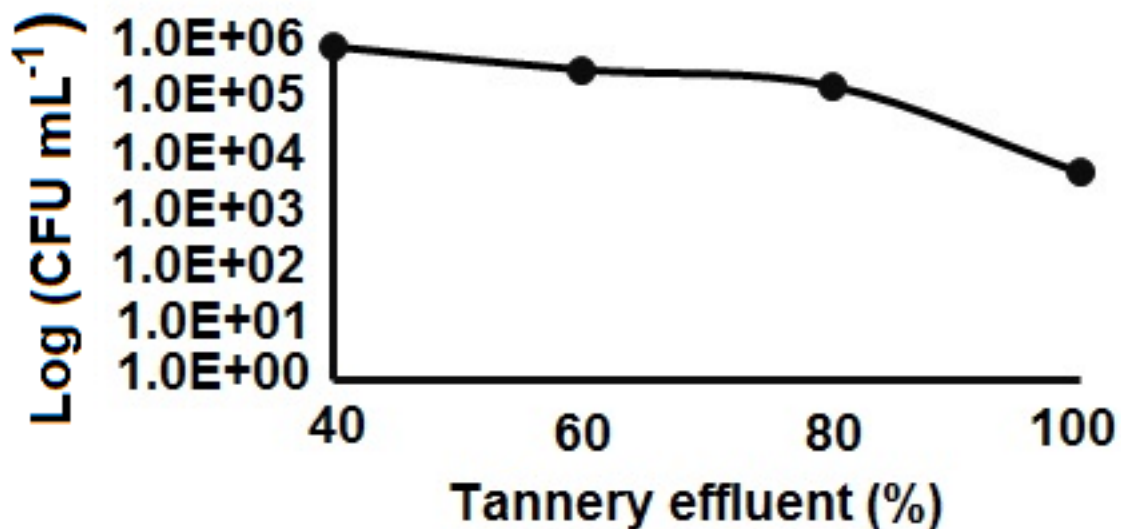


Figure 2. Microbial count integrating the granular biomass during the acclimatization stage. Source: Own elaboration.

The suspended biomass was extracted from biological reactors of activated sludge operating for tannery. The reactor was fed with 2lof wastewater (30 % biomass, 70 % effluent), while the suspended biomass was acclimated to the characteristics of the effluent. The acclimatization time of the granular biomass for the organic substrate measured as COD was 60 days. The dilution of raw tannery wastewater was decreased obtaining a COD in the influent to SBR, which was

increased from 2 000 to 4 000 mg l⁻¹. As well as, the COD in the effluent to SBR varied between 200 and 2 000 mg l⁻¹ (Figure 3). The COD removal resulted ranging between 60 and 80 % (Figure 3). The establishment of a population of microorganisms able to develop their metabolic processes was achieved despite the inhibitory compounds and scarce biodegradable organic matter present in the tannery effluents.

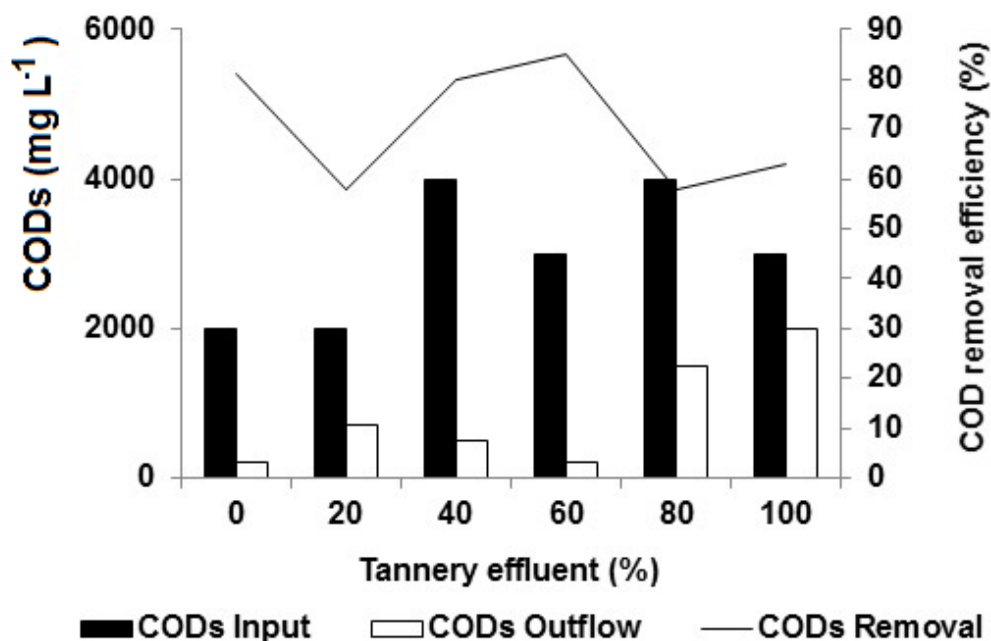


Figure 3. Variation of COD during the acclimatization stage of the suspended biomass. Source: Own elaboration.

Experimental design

Two factorial experimental designs (FED) were implemented. At FED1, SBR was tested to remove organic substrate (COD) with granular biomass. The FED1 was a regular two-factor design 2^2 , for four treatments (T1 to T4). The experimental factors were the cycle duration fixed in two levels (6 and 24 h), as well as the sequential biological phases, which consisted of two types of aeration sequences (oxic and anaerobic-oxic).

The FED2 was made up of two experimental factors adjusted in four and three levels (4x3). In the FED2, the suspended biomass was performed to remove organic and nitrogenated substrates contained in the tannery wastewater. The factorial arrangement led to 12 treatments. The first factor was the filling time with three levels, fast, slow and by stage. The second factor was the sequential biological phases with four levels: 1) anoxic I; 2) oxic; 3) anoxic II–simultaneous nitrification-denitrification (SND), and 4) Anoxic II conventional nitrification-denitrification (CND). The responses or dependent variables in the experiments were three (COD, TKN and $\text{NH}_4^+\text{-N}$).

The experimental factors such as cycle duration and filling time in the ED-1 and ED-2 were configured based on a review of 43 scientific studies carried out in the period 1979-2017 (Freytez & Márquez, 2021). With regard to the cycle duration, it was fixed 6, 12, and 24 h. Based on a sample of 42 laboratory-scale SBRs reactor, it was found that the cycle durations of 12 and 24 h were included within the low test frequencies

of 6 and 5, respectively, making them distinctive (Freytez *et al.*, 2019a). With respect to filling time, this varied in fast 0.083 h, slow 1 h and in stages 0.333, 0.25, 0.25 and 0.166 h, finding a constant temporal trend. Based on a sample of 42 studies of laboratory-scale SBRs, it was found that the filling time was adjusted in fast, slow and by stages were within the interval of ($\mu \pm 1\sigma$), being included within the high frequency of tests (Freytez *et al.*, 2019b).

Procedure of experimental treatments

The experimental treatments tested in the SBR operation associated with FED included sequences of biological processes from one to three phases. The biological processes were oxic (FED1), anaerobic-oxic (FED1) and anoxic-oxic-anoxic (FED2). Figure 4 shows the time settings for four stages (filling, reaction, settling and drain) within the SBR operation from Treatment 1 (T1) to Treatment 5 (T5):

a) **Treatment 1 (T1)-FED1**: COD removal was carried out in a single biological phase corresponding to the oxic developed for a cycle duration of 24 h (Figure 4a): T1 was carried out during 24 h of operation cycle, which was distributed 3 minutes for filling time, 1 430 minutes of reaction time, 2 minutes for settling time and 5 minutes for withdrawal time. T1 was composed by the four stages as follows (Freytez *et al.*, 2019c):

- a1) Filling stage: The substrate was fed to the reactor by gravity flow from the constant charge container (Figure 1). A solenoid valve (ASCO, USA) with a diameter of 0.6 cm was used to control the feed rate and achieve a 3 min. anoxic fill period (Figure 1).
- a2) Reaction stage (oxic): Air was introduced through a fine bubble diffuser at the bottom of the reactors (2.5 l min^{-1}). Aeration was supplied through an air compressor (Elite 801, Hagen Inc., China) (Figure 1). The dissolved oxygen concentration was measured as percentage of the saturation concentration (8 mg l^{-1}). The SBR was aerated providing constant volume air by adjusting the stirrer and aerator in position for a time of 1 430 minutes.
- a3) Settling stage: This phase allowed the separation of solids to obtain a clarified supernatant as an effluent. The SBR operated at constant volume by adjusting the motor and agitator in the off position for 2 minutes.
- a4) Draining stage: In this phase, the clarified water was extracted from the reactor. The SBR was operating to minimum volume adjusting the motor and stirrer in off position by 5 minutes.
- b) **Treatment 2 (T2)-FED1**: The COD removal was executed for a cycle duration of 6 h, including an oxic phase of reaction (Figure 4b): T2 was developed with the same SBR operating sequence as T1, changing the cycle duration from 24 h to 6 h. The stages had a duration as follows:
- b1) Filling stage: 3 minutes.

- b2) Reaction stage (oxic phase): The aeration was calibrated to maintain a dissolved oxygen concentration of around 8 mg l^{-1} in the bioreactor during the aeration cycle of 350 minutes.
- b3) Settling stage: 2 minutes.
- b4) Draining stage: 5 minutes.
- c) **Treatment 3 (T3)-FED1**: COD removal occurred for a cycle duration of 24 h. The reaction stage consisted of two sequential biological phases, Anaerobic-Oxic (Figure 4c):
- c1) Filling stage: The filling time was adjusted in 3 min. According to Freytez *et al.* (Freytez *et al.* 2019a; Freytez *et al.* 2019b) the COD reached a decreasing around 75 % for soluble substrates, while it varied close to 30 % for particulate substrates during the anoxic filling time.
- c2) Reaction stage: The reaction phase included two biological processes (anaerobic-oxic).
- Reaction phase (anaerobic phase): The SBR was fed with N_2 gas by intermittent sparging to displace the oxygen gas molecules for a period of 28 minutes to keep the solids in suspension and the feed under anaerobic conditions. After that time, the development of the anaerobic phase lasted about 331 minutes (Figure 4). The SBR was operated at constant volume by setting the agitator to the on position and the aerator to the off position.
 - Reaction phase (oxic phase): Aeration intensity was maintained at 2.5 l h^{-1} generating a dissolved oxygen concentration varying between 2 and 8 mg l^{-1} during 1 070 minutes (Figure 4).
- c3) Settling stage: 2 minutes (Figure 4).

- c4) Draining stage: 5 minutes (Figure 4).
- d) **Treatment 4 (T4)-FED1**: COD removal occurred for a cycle duration of 6 h including two sequential biological phases, anaerobic-oxic (Figure 4d):
- d1) Filling stage: This time corresponded to 5 minutes being added to the first anoxic stage.
- d2) Reaction stage: The reaction phase included three biological processes, which are anaerobic-oxic.
- Reaction stage (anaerobic phase): In this phase, SBR operation was to constant volume, adjusting stirrer in on position and aerator in off position during a period of 225 minutes.
 - Reaction stage (oxic phase): The dissolved oxygen was supplied from the bottom of the reactor by using air spargers during 315 minutes.
- d3) Settling stage: The settling occurred during 45 minutes.
- d4) Draining stage: A peristaltic pump was used to discharge the effluent (at medium height in the column reactor) during 15 minutes.
- e) **Treatment 5 (T5)-FED2**: For T5, the FED2 employed suspended biomass for the tannery wastewater treatment, which was applied under the following three experimental factors: 1) filling: Three filling times were adjusted (slow, rapid and by stages); 2) Cycle duration was fixed in 12 h, and 3) three sequential biological phases were applied to the SBR (anoxic I-oxic-anoxic II). T5 was integrated by four stages (Figure 4e):
- e1) Filling stage: The objective of this phase was the addition of substrate to the reactor. The reactor was filled with the tannery

effluent to the maximum volume adjusting the stirrer and aerator in off position, the phase duration was adjusted in three filling times (slow, rapid and by stages).

e2) Reaction stage: The reaction phase included three biological processes, which are anoxic-oxic-anoxic.

- First anoxic phase: In this phase, a preliminary denitrification was carried out by which the nitrogen of the nitrates contained in the wastewater is transformed biologically in nitrogen gas in the absence of oxygen, being the phase duration of 225 minutes (Figure 4e). The simultaneous nitrification-denitrification process occurred.
- Aeration phase (oxic): In this phase occurred the biological transformation of organic matter from wastewater in cell tissue and various gaseous products. In the conversion, the Nitrosomonas oxidized the ammonium to nitrite, intermediate product, while the Nitrobacter transformed the nitrite into nitrate. The simultaneous nitrification-denitrification process occurred. The aerobic conditions were achieved by supplying air through a fine bubble diffuser placed at the bottom of the reactor connected to a compressor of type Elite 801 (Hagen Inc., China) of 0.21 kg cm^{-2} , 2.5 Watt h^{-1} and flow of 2.5 l min^{-1} , maintaining a minimum oxygen concentration of 2 mg l^{-1} in the system the phase duration was of 315 min (Figure 4e).
- Second anoxic phase: In this phase, the nitrification-denitrification process was carried out into SBR. The phase duration was 120 minutes (Figure 4e).

- e3) Settling stage: The purpose of this phase was to allow the separation of the solids to obtain a clarified supernatant as effluent. The reactor was operating with stirrer and aerator in off position (Figure 1), the phase duration was 45 minutes (Figure 4e).
- e4) Drainage stage: In this phase occurred the extraction of clarified water from the reactor. The reactor was operating with stirrer and aerator in off position (Figure 1), the phase duration was of 15 minutes (Figure 4e).

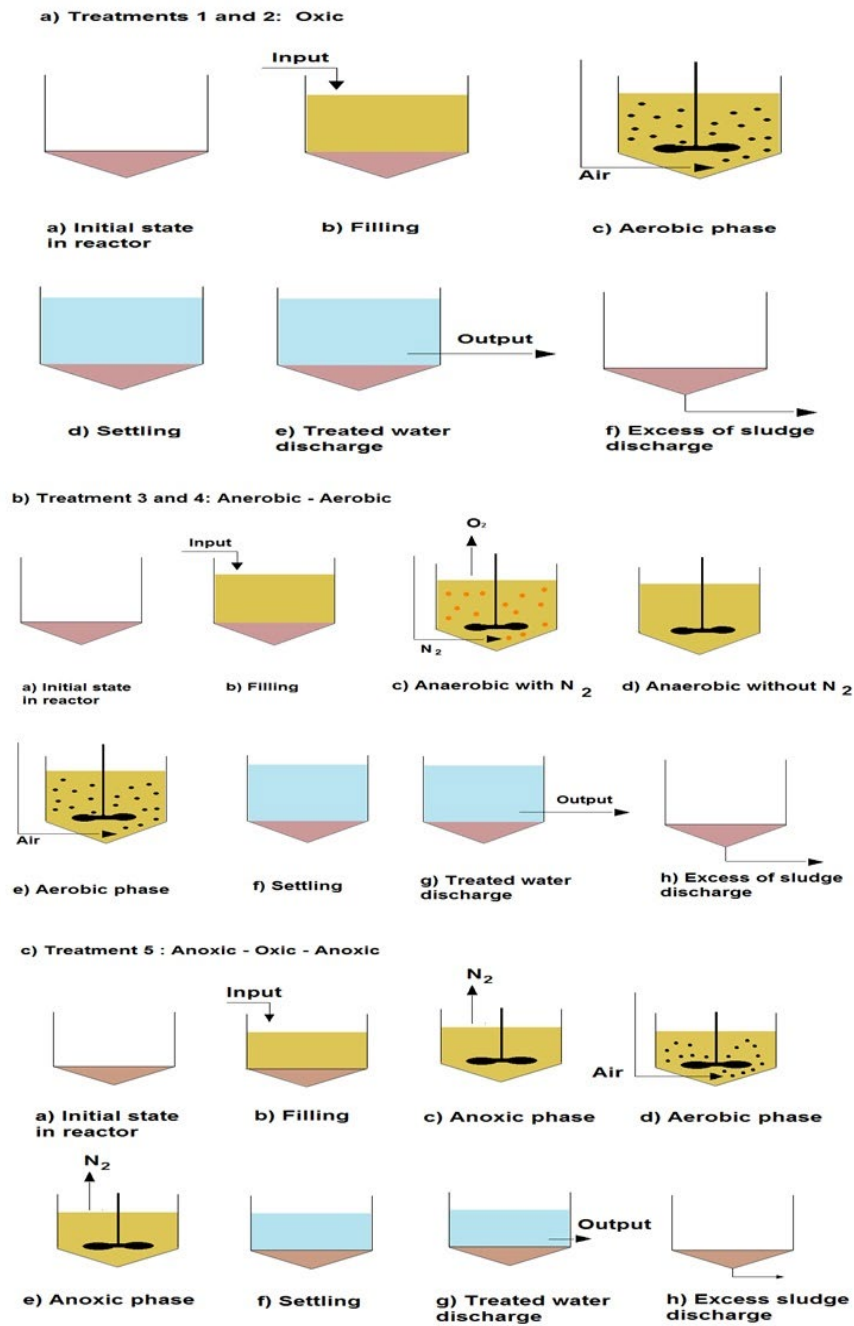


Figure 4. Treatment phases of sequencing batch reactor: a) treatment 1 and 2: Oxic; b) treatment 3 and 4: Anaerobic-oxic; c) treatment 5: Anoxic-oxic-anoxic. Source: Own elaboration.

Statistical analysis of results

Statistical analysis of the results was made using the graphs of mean values, which are applied as an instrument to represent the variation of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and TKN in the inlet-outlet of five SBR treatments. The graphs of mean values summarize a data sample through three statistics: 1. Lower limit, 2. Mean, 3. Upper limit (Spiegel & Stephens, 2009). The analyst can determine which means are significantly different from which others using the Fisher's least significant difference procedure by looking at whether or not a pair of intervals overlap in the vertical direction. A pair of intervals that do not overlaps indicates a statistically difference between the means at a determined confidence level (Spiegel & Stephens, 2009).

Evaluation of SBR performance

Evaluation of SBR performance was obtained by graphically comparing the substrate utilization rate (dS/dt) from five treatments.

Results

The results of the comparison of control variables in SBR treatments for granular biomass, T1 to T4, and suspended biomass, T5, are shown in Figure 5, where the control variables have been represented using graphs of mean values.

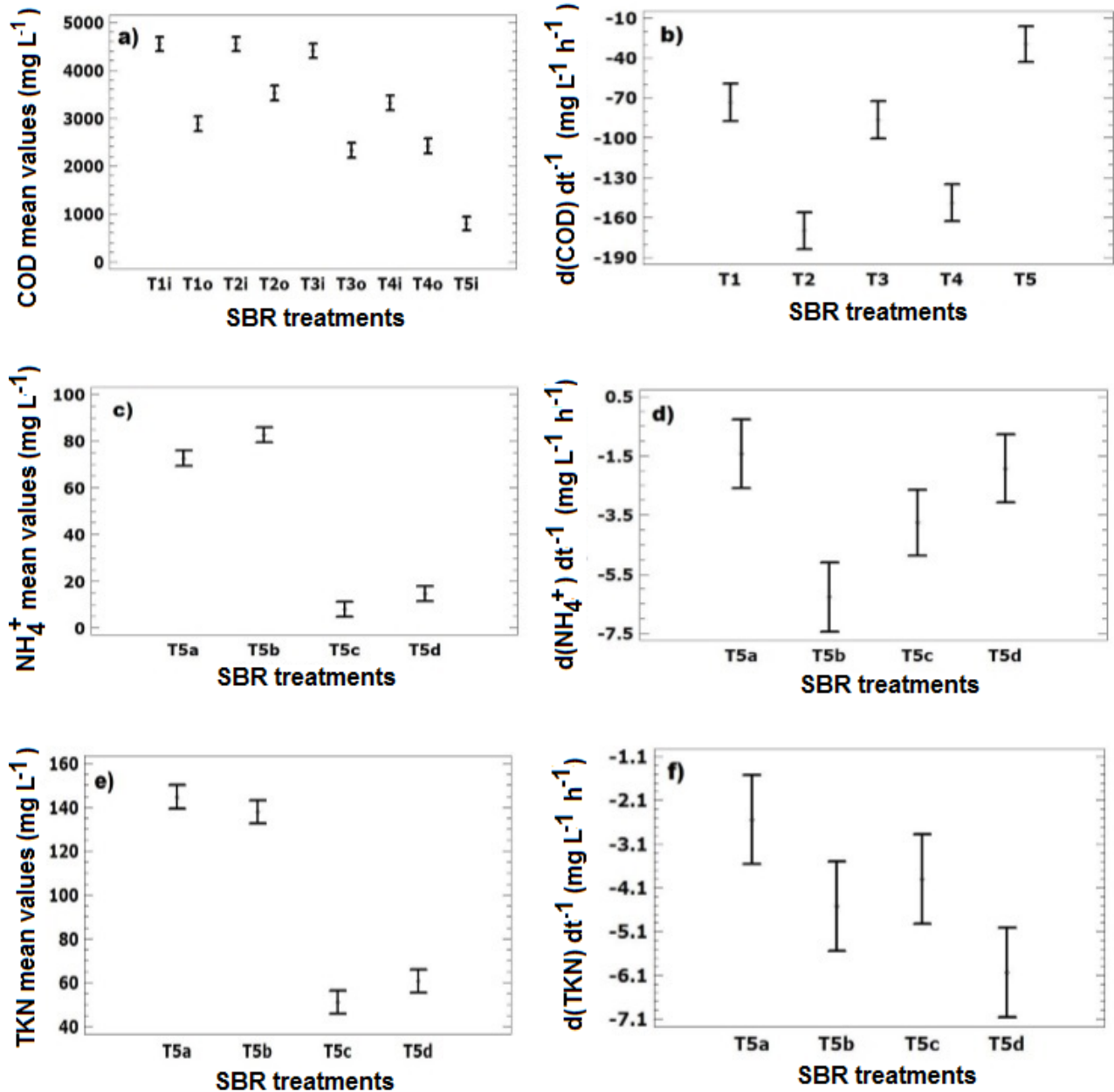


Figure 5. Comparison of control variables of SBR treatments: a) COD versus SBR for treatments T1 to T4 in SBR; b) $dCOD/dt$ versus for treatments T1 to T4 in SBR; c) COD for treatment T5 in SBR; d) $dCOD/dt$ for treatments T5 in SBR; e) NH_4^+-N for treatment T5 in SBR;

f) $dNH_4^+ - N / dt$ for treatment T5 in SBR; g) TKN for treatment T5 in SBR; h) $dTKN/dt$ for treatment T5 in SBR. T1: Oxidic for a cycle duration of 24 h. T2: Oxidic for a cycle duration of 6 h. T3: Anaerobic-oxidic for a cycle duration of 24 h. T4: Anaerobic-oxidic for a cycle duration of 6 h. T5a: Anoxic I for a cycle duration of 12 h. T5b: Aeration for a cycle duration of 12 h. T5c: Conventional nitrification-denitrification (Anoxic II) for a cycle duration of 12 h. T5d: Simultaneous nitrification-denitrification (Anoxic II) for a cycle duration of 12 h. Source: Own elaboration.

COD removal using granular biomass

The influent COD values for T1 to T4 varied between 2 916.7 mg l⁻¹ and 6 666.7 mg l⁻¹ (Figure 5a, Table 1), being 1.17 to 2.37 times greater than the effluent COD values for the SBR operation. For the T1 and T2 (Figure 5a, Table 1), the COD effluent diminished as the time was increased from 6 to 24 h. The microorganisms require 12 h additional for increasing the oxidation of COD values around 30 % with respect to T3 and T4. For T3 and T4 (Figure 5a, Table 1), the effluent COD values for cycle duration of 6 and 24 h were between 40 % and 90 % lower in the first with respect to the second. It was found that COD removal was increased between 30-40 % as the number of biological phases was increased within the SBR operating.

Table 1. Statistical parameters of organics substrates obtained in the factorial experimental design N°1 (FED1) and substrate utilization rate (SUR).

	t	COD	Mean	SD	Substrate utilization rate (SUR)	RE
	h	mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹ h⁻¹	%
T1	0	COD _t	5 873.0	376.2		
	24	COD _t	3 311.6	230.6	-106.7	43.6
T2	0	COD _t	5 873.0	376.2		
	6	COD _t	4 112.8	306.9	-293.3	29.9
T3	0	COD _t	5 485.7	161.9		
	24	COD _t	2 828.5	170.4	-110.7	48.4
T4	0	COD _t	4 090.8	513.2		
	6	COD _t	2 919.2	937.2	-195.2	28.6

COD_t: Total COD; SD: Standard deviation; SUR: Substrate utilization rate; RE: Removal efficiency.

Source: Own elaboration.

COD utilization rate by granular biomass

COD rate utilization ($dCOD/dt$) by the granular biomass is shown in Figure 5b. The graphs of mean values show that there is not statistically

significant difference between the $dCOD/dt$ estimated in the SBR for the treatments from T1 a T4. However, the COD removal rate tends to be steady in T1 and T3 taking mean values of $-100 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ associated to a cycle duration of 24 h. With respect to T2 and T4, COD removal rate shows a major variation occurring values of -350 to $-400 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$, which represents three standard deviations (Figure 2b). Furthermore, the values that occur between 25 and 75 % time comprise an interval of -160 to $-240 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$. This randomness could be associated due to influence of adaptation by facultative bacteria to the biological phase change in the multiple biological phases in a short period of time, the affinity by the substrate in some bacterial strains, the microbial behavior related to the exponential growth stage (Metcalf & Eddy, 1995).

For different data groups in SBR operating under T1 and T2, the kinetic parameters have demonstrated that the granular biomass can predominantly produce accumulation of COD concentration within the reactor. The mean value of the substrate accumulation rate ($r_{(m,S)}$) reached $92.27 \text{ mg COD l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ for T1, and $117.85 \text{ mg COD l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ for T2 (Freytez *et al.*, 2020). With another data group, it was found a substrate utilization rate suggesting that the biodegradation occurred in a magnitude of $-135.65 \text{ mg COD l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ for T1, and $-159 \text{ mg COD l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ for T2 (Freytez & Márquez, 2021). This kind of biomass behavior can occur due to the toxic concentrations of the compounds to be degraded such as the chlorides in the raw wastewater of the tannery ($58\ 804 \text{ mg l}^{-1}$) (Freytez *et al.*, 2019a). High concentrations of some chemicals can cause major physical disruption of bacteria (*e.g.*, dissolution of membranes by solvents), or create competitive binding of a particular

enzyme. In these cases, physical processes such as dilution, sorption, precipitation and volatilization, become important mechanisms (Guevara, 2016). In this study, it was demonstrated that dilution was an option to allow the COD removal by the biomass within the SBR with operating efficiencies varying between 70 and 80 % for a percentage in the tannery mixed wastewater/synthetic water from 20 to 60 % (Figure 5) (Freytez *et al.*, 2019c; Freytez & Márquez, 2021).

The mean value of $r_{(m,S)}$ for T3-T4 ($-56.76 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) was close to the value found for T1-T2, meaning that there was a similar behavior of the granular biomass in the oxic and anaerobic-oxic phases with respect to the biodegradation of the substrate that composes the raw wastewater of tannery. As it was observed in acclimatization period, the colony forming units and COD removal were decreasing when the raw wastewater replaced to the synthetic water (Figure 2, Figure 3). This result is a proof that it is necessary to add a primary substrate to achieve a high microbial concentrations inducing a cometabolisms that lead to improve the COD removal within SBR operation (Guevara, 2016).

COD removal using suspended biomass

The COD removal in the three sequential biological phases, anoxic I - oxic- anoxic II using suspended biomass can be seen in Figure 5c and Table 2. COD is reduced in the anoxic I phase, T5a, due to the possible occurrence of anaerobic ammonium oxidation (anammox). In the oxic

phase (T5b), COD increases slightly because of the nitrification process, transforming $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to NO_x . In the second anoxic phase (T5c), COD shows steady state influenced by possible inhibitory and recalcitrant effects of chemical compounds such as heavy metals (chromium) and metal halides (chlorides) detected in the raw wastewater characterization (27, 28). The $(\text{COD}_i/\text{COD}_e)_{Ti}$ ratio in the first anoxic phase ranged in the order of 1.53-2.37 and in the remaining stage, it is less than unity, indicating that there is a possible COD accumulation (Table 2). When comparing T5 with respect to T1 to T4, it has been found that there is a similar relationship $(\text{COD}_i/\text{COD}_e)_{Ti}$ ratio estimated in the biological phases.

Table 2. Statistical parameters of organic and nitrogenated substrates obtained in the factorial experimental design N° 2 (FED2), and substrate utilization rate

	t	Filling	Variable	Mean	SD	Substrate utilization rate (SUR)	RE
	h	Time	mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹ h⁻¹	%
T5	0	Rapid	CODt	1 485.8	84.6		
	0	Slow	CODt	1 174.8	127.0		
	0	By stage	CODt	1 353.9	105.7		
	12	Rapid	CODt	725.7	127.0	-63.3	51.1
	12	Slow	CODt	617.9	59.0	-46.4	47.3
	12	By stage	CODt	712	48.8	-53.4	47.4
T5	0	Rapid	NH ₄ ⁺ -N	84	7.0		
	0	Slow	NH ₄ ⁺ -N	70	4.0		
	0	By stage	NH ₄ ⁺ -N	63.8	1.7		
	12	Rapid	NH ₄ ⁺ -N	7.4	3.6	-6.3	91.1
	12	Slow	NH ₄ ⁺ -N	20.3	4.7	-4.1	71
	12	By stage	NH ₄ ⁺ -N	16.2	1.4	-3.96	74.5
T5	0	Rapid	TKN	164.5	12.1		
	0	Slow	TKN	141.7	6.7		
	0	By stage	TKN	127.7	3.5		
	12	Rapid	TKN	54.7	9.5	-9.1	66.7
	12	Slow	TKN	64.1	7.9	-6.4	54.7
	12	By stage	TKN	63.0	1.8	-5.3	50.6

CODt: Total COD; SD: Standard deviation; SUR: Substrate utilization rate; RE: Removal efficiency.

Source: Own elaboration.

COD utilization rate by suspended biomass

COD utilization rate by suspended biomass reaches a mean value of $-40 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ in the first anoxic stage, T5a (Figure 5d, Table 2), confirming that the COD removal is occurring with a variation reaching to $-100 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ for rate value with three standard deviation. In the remaining biological phases, T5b-T5d, COD utilization rate is steady and close to zero (Figure 5d), because of the occurrence of possible inhibitory effects on microbial metabolism.

Nitrogen removal by the suspended biomass

Ammonium removal by the suspended biomass

In the SBR operation of three biological sequential phases, ammonium removal is carried out between the first and second biological phase (Figure 5e, Table 2). In the first anoxic phase, the simultaneous process of anaerobic ammonium oxidation (anammox) is occurring due to the nitrification of the $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Ammonium removal shows a decrease from 35 to 15 mg l^{-1} . In the oxic phase, the reduction of $\text{NH}_4\text{-N}$ occurs from 45 to 15 mg l^{-1} . In the second anoxic stage, both CND (T5c) and SND (T5d), the ammonium removal is steady, decreasing from 25 to 15 mg l^{-1} .

Ammonium utilization rate by suspended biomass

In the SBR operation of three biological sequential phases, in the first anoxic stage, the ammonium removal rate (dNH_4^+/dt) occurs between -1 and -10 mg l⁻¹ h⁻¹ (Figure 5f, Table 2). In the oxic phase, the ammonium removal rate is increased in a significant way due to the nitrification process, taking values between -1 and -30 mg l⁻¹ h⁻¹. In the remaining anoxic phase under both SND and CND, the ammonium removal rate is stabilized in -1 to -10 mg l⁻¹.

Total Kjeldahl nitrogen (TKN) removal by the suspended biomass

In the SBR operation of three biological sequential phases, TKN is slightly reduced from 60 to 35 mg l⁻¹ (Figure 5g, Table 2). In the first anoxic stage, the production of NO_x by nitrification could contribute to limit the TKN removal, due to the possible simultaneous process of nitrification-denitrification. In the aeration stage, TKN diminishes in less proportion with respect to NH₄⁺-N, which could be occurring because of the accumulation of NO_x in the mixed liquor in the reactor. The decrease in TKN could be associated with the oxidation of NH₄⁺-N. In the second anoxic stage, inhibitory substances can influence the stabilization of the nitrogen forms.

Total Kjeldahl nitrogen (TKN) utilization rate by the suspended biomass

In the SBR operation of three biological sequential phases (Figure 5h, Table 2), the TKN utilization rate ($dTKN/dt$), shows a constant trend taking values between -5 and $5 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$, occurring reduction of NH_4^+ -N and increase of NO_x .

In general, it was found a pattern in the six conditions examined to evaluate the COD removal and nitrogenated compounds as a function of the SBR operating conditions with suspended biomass. Although the removal of the organic and nitrogenated substrates contained in the tannery wastewater was carried out under the influence of the inhibitory and recalcitrant substrates, it was considered that the effects were overcome due to the following aspects (Álvarez & Guevara, 2003; Guevara, 2016):

- a) Most of the structural characteristics of the organic and nitrogenous compounds present in the tannery wastewater could be within the central metabolic pathways recognized by the degrading enzymes produced by the microorganisms.
- b) Primary substrate concentration was present in a suitable amount to sustain high microbial concentrations in those phases of the SBR operating, where the removal of the substrates was significant.

Discussion

Treatments using granular biomass

COD removal in SBR using granular biomass

Based on the results of experimental design No. 1 shown in Figure 5 and Table 1, the following hypotheses and findings are suggested:

- In treatments using the individual oxidic aeration sequence for tannery wastewater in the SBR (T1 and T2), the average COD removal efficiencies were 48.4 % (T1) and 28.6 % (T2) under oxidic SBR operating conditions (Table 1). Some of the factors to be introduced to improve the treatment would be: Increase in the duration of the cycle, increase in the variety of autotrophic and heterotrophic microbial strains until forming a network of microbial consortium that contribute through commensalism to cometabolically degrade the substrate, dilution of the substrate in the influent to the SBR, inclusion of organisms whose excreted enzymes act on the organic complexes on an extracellular scale (Guevara, 2016).
- In the treatments using the anaerobic-oxidic aeration sequence (T3 and T4), it is found that the average COD removal efficiencies were

42.51 % (T3) and 26.89 % (T4) (Figure 5, Table 1). The increase in the performance in the removal of organic substrates (COD) from tannery wastewater would be achieved by stimulating the growth of heterotrophic biomass (bio-stimulation) by introducing macro and micronutrients to achieve the fermentation of organic substrates in the anaerobic stage, as well as an increase in the duration of the cycle to at least 24 h, as a significant factor to improve the biodegradation of tannery wastewater (Guevara, 2016). By comparing the COD results in terms of influent and removal efficiencies with other studies (Table 3, Table 4), it was found that for CODs lower than 10^3 mg l⁻¹ and cycle duration between 8-12 h, the removal efficiencies were upper than 90 % (Irvine *et al.*, 1979; Alleman & Irvine, 1980). For CODs upper than 10^3 mg l⁻¹ and cycle duration ranging between 12 and 14 h, COD removal resulted to vary from 60 to 97 % (Lefevbre *et al.*, 2004; Ganesh, Balaji, & Ramanujam, 2006; Murat, Insel, Artan, & Orhon, 2006; Pire-Sierra, Palmero, Araujo, & Díaz, 2010; Freytez *et al.*, 2015; Freytez *et al.*, 2019a; Freytez *et al.*, 2019b; Freytez *et al.*, 2019c; Freytez, Márquez, Pire, Guevara-Pérez, & Pérez, 2020; Freytez & Márquez, 2021). The result of the comparison indicates that there is influence of COD concentration and cycle duration on the COD removal efficiency. Another aspect that could influence the COD removal efficiency could be associated to the settling properties of the granular biomass due to the fact that its components include some presence of different concentrations of Mg²⁺, Ca²⁺, and Ba²⁺ salts. The presence of any of these cations has increased the flocculation ability of the biomass and improved the

biomass settleability in biological reactors such as the UASB as a result of the content mainly of calcium in the waste (Lettinga, Van-Velsen, Hobma, De-Zeeuw, & Klapwijk, 1980) as a part of the hybrid anaerobic reactors (suspended growth system-attached growth system) (Márquez, Maldonado, Guevara, Rey, & Pérez, 2021).

Table 3. Experimental conditions of SBR operation.

N°	Authors	IS			BP	IC mg l ⁻¹			RV (l)	BT	RE	CD (h)								
		D	I	S		1	2	3				1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Irvine <i>et al.</i> , 1979	1			2	238	215	25.8	5	1	90	6,10			12,16		1	1		
2	Alleman and Irvine, 1980			1	2	200	2500	0	7.2	1	80	2			4		1	1.5	8.5	
3	Alleman and Irvine, 1980			1	1	200	2500	0	7.2	1	90	2			6	8	0.5	0.5		
4	Silverstein and Schroeder 1985			2	1	500000	3994000	50000	4	1	80	2	3	3	1	0.33	1	0.17	9.5	
5	Manning and Irvine, 1985			3	2	330000	1500000	27000	3.6	1	70	2			4		1	1	8	
6	Beun <i>et al.</i> , 1999			4	2	83000	119000	4000	2.5	1	80	0.03			3		0.03	0.02	3	
7	Carucci <i>et al.</i> , 1999	1			1	1300		200	5	1	80				3.5		1.5	1	6	
8	De-Silva and Rittmann 2000	1				500	75	0	4	1	80								8	
9	Beun, Heijnen and Van Loosdrecht, 2001			5	2	25000	11900	40	3	2	70-80								3	
10	Di-Iaconi <i>et al.</i> , 2002	1			2	3500	1500	250	16	1	97-98	0.06			1	6.81	0.02	0.1	8	
11	Arrojo, Mosquera-Corral, Garrido and Méndez, 2004			4	1	3000	1000	200	2.5	2	70-90	0.05			2.85		0.01	0.08	3	
12	Farabegoli, Carucci, Majone and Rolle, 2004	1			1	845	3200	97	5	1	70				3.5		1.5	1	6	
13	Tünay, Kabdasli and Guen, 2004	1			2	2600	4370		8	1	85	0.5, 2, 3			6, 8, 18		11, 5, 2	0.5, 1	8, 12, 24	

N°	Authors	IS			BP	IC mg l ⁻¹			RV (l)	BT	RE	CD (h)								
		D	I	S		1	2	3				1	2	3	4	5	6	7	8	9
14	Lefebvre <i>et al.</i> , 2004	1		2		2200	12000	150	10	1	92-96	0.5				22		1	0.5	24
15	Lefebvre <i>et al.</i> , 2004	1		3		2500	1500		5	1	77									
16	De-Kreuk <i>et al.</i> , 2005		6	1		16000	8500	1800	3	2	95	1			1.86		0.05	0.08		3
17	Palma-Costa y Manga, 2005	2			1	158	350	63.1		1	80.00									8
18	Su and Yu, 2005		2	2		1250	3000		2.2	2	90	0.1			3.66		0.08	0.08		4
19	Su and Yu, 2005	2			2	2000	5		3.8	2	80	0.1			3.66		0.08	0.08		4
20	Ganesh <i>et al.</i> , 2006		1		2	1910	1900	120	8	1	80-85	6,1			7,22		0.75, 0.75	0.25, 0.25		12,24
21	Su and Yu, 2006		2	2		3000	1200	200	3.8	2	80-90	0.08			5.75		0.08	0.08		6
22	De-Kreuk <i>et al.</i> , 2006		6	1		16000	1800	1200	5	2	90	1			1.86		0.13			3
23	Murat <i>et al.</i> , 2006	1		1		2700		15.8	3	1	60-75	1	1.5		8.5		2	2		12
24	Ni and Yu, 2008		7	2		800	1500			2		0.05			4		0.08	0.08		4.20
25	Insel <i>et al.</i> , 2009	1			2	2200	820	125	2	1	60-85									8
26	Loaiza-Navía and Fall, 2010	2			2	5804000	260000	267000	27.5E6	1	70.00									
27	Pire-Sierra <i>et al.</i> , 2010	1		1		25000		2800	500	1	85	1.25	3,1.8		7,4.2		0.5			12,8
28	Pire-Sierra <i>et al.</i> , 2010	1		1		1713, 3		111, 4	4	1	40-85	1.25	3, 1.8		7, 4.2		0.5			12,8
29	Vázquez-Padín <i>et al.</i> , 2010		8	2		55000		10000	4	2	30.00	0.05			2.85			0.01		0.08
30	El-Sheikh, Saleh, Flora, and AbdEl-Ghany, 2011	1		3		13500	6700	1016	1.5	1	80									
31	Jungles <i>et al.</i> , 2011		8	2		2800	190		94	1	92	0.01			2.8		1	0.03		3
32	Pire <i>et al.</i> , 2011	1		2		2510	960	75.3	125	1	57.40									24
33	Isanta <i>et al.</i> , 2012	2		2		400	5	40	4	2	70-85	0.05			2.85			0.01		3
34	Del-Rio <i>et al.</i> , 2012	2		2		1750	700	185	100	2	60-95	0.05			2.85			0.01		3
35	Kocijan and Hvala, 2013	2		1		3800		8.18	2.5	1		0.6			4		2.33	1		8
36	Isanta <i>et al.</i> , 2013	2		2		600	5	103	71	2	70-85	0.01			2.8		1	0.03		3
37	Carrasquero <i>et al.</i> , 2014	1		1		1901		140	1.5	1	50-90									10

N°	Authors	IS			BP	IC mg l ⁻¹			RV (l)	BT	RE	CD (h)								
		D	I	S		1	2	3				1	2	3	4	5	6	7	8	9
38	Carrasquero <i>et al.</i> , 2014		3		1	4790		273.8	2	1	89.00	0.25				6,7		1.5, 1.75	1.5, 2.25	10, 12
39	Ni <i>et al.</i> , 2014	2			1			1250000	2	1	80									6,10
40	Luo <i>et al.</i> , 2014			8	1	300		30	1.4E6	1	84-98	2.5	2.5			5		0.5		8
41	Freytez <i>et al.</i> , 2015		1		2	5584		80.33	10	2	59-33	0.25				23.61		0.03	0.1	24
42	Pire-Sierra, Cegarra-Badell, Carrasquero-Ferrer, Angulo-Cubillan, and Díaz-Montiel, 2016		1		1	1546		121	3	1	80-99,6	0.08				11		0.75	0.25	12
43	Freytez <i>et al.</i> , 2019a; Freytez <i>et al.</i> , 2019b; Freytez <i>et al.</i> , 2019c; Freytez and Márquez, 2020; Freytez <i>et al.</i> , 2020		1		1	5584		80.33	3	2	50-60	0.05				5.83, 23.83		0.03		6,24

IS: Input substrate; BP: Biological process; IC: Input concentration; RV: Reactor volume; BT: Biomass type; RE: Reactor efficiency; CD: Cycle duration; T: temperature.

Table 4. Code of variables of SBR operation.

Parameter	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Input Substrate (IS)									
Domestic (D)	Rural	Municipal							
Industrial (I)	Tannery	Porcine	Birds						
Synthetic (S)	Peptone and carbohydrate mixture	Sucrose, Bacto-peptone and inorganic nutrients	CH ₃ COONa, Glucose, Amino acids	Ethanol, NH ₄ Cl, K ₂ HPO ₄ , MgSO ₄ , CaCl ₂ ·2H ₂ O, EDTA	CH ₃ COONa, MgSO ₄ ·7H ₂ O, K ₂ HPO ₄	CH ₃ COONa, MgSO ₄ ·7H ₂ O, KCl, NH ₄ Cl	CH ₃ COONa, Propionate	CH ₃ COONa, 3H ₂ O, NH ₄ Cl, NaHCO ₃	
Biological process (BP)	Mixed	Aerobic	Anaerobic						
Influent concentration (IC)	COD mg l ⁻¹	VSS mg l ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg l ⁻¹						
Biomass type (BT)	Suspended	Granular							
Cycle duration (CD)	Filling time	Anoxic	Anaerobic	Anoxic	Oxic	Anoxic	Settling	Effluent withdrawal	Total

When comparing the treatments for the individual oxic sequence and the mixed one (anaerobic-oxic), a slight difference was found in the COD removal efficiency and SUR (T1 and T3, T2 and T4). This result leads to either treatment T1 to T4 would be a treatment option, although the T3 would be the best choice because of the lower energy consumption. The SUR negative sign is signifying the decrease of the substrate with time due to the action of the biodegradation exerted by the granular biomass (Table 1).

By comparing SUR in T1 to T4 with another biological reactor (Table 1), with respect to the upflow anaerobic filters (UAF) separated in two phases (UAF-2SS) and three phases (UAF-3SS), several models were calibrated and validated to determine the kinetic parameter of substrate maximum utilization rate (k_m). Among the proposed models, Márquez *et al.* (2021) calibrated a modification of the Monod's equation finding ($r_{(m,s)}$) that took values for UAF-2SS corresponding to $-146.51 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ and for UAF-3SS of $-195.38 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$. In the same study, Márquez *et al.* (2021) calibrated with another dataset a first coupled model superimposing equations proposed by Van't Hoff (1884); Shulze (1960); Germain (1966), and Albertson and Davis (1984) obtaining k_m for UAF-2SS of -0.27 to $-0.56 \text{ mg COD mg VSS}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ($-15.63 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) as well as UAF-3SS of -2.05 to $-4.97 \text{ mg COD mg VSS}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ($-55.91 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$), respectively. In addition, Márquez *et al.* (2021) developed a second coupled model calibration supported in the combination of the Monod's equation (Monod, 1942), Velz's Law (Velz, 1948) and Fick's Law (Velz, 1948) distinguishing between vertical and horizontal molecular diffusion and resulting as similar response in terms of k_m for UAF-2SS of -0.90 to $-0.93 \text{ mg COD mg VSS}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ($-25.65 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) as well as UAF-3SS of -8.19 to $-8.84 \text{ mg COD mg VSS}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ($-246.78 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$), respectively. The $r_{(m,s)}$ values reported by UAF-3SS were within the interval of those estimated for T2 and T4 (Table 1) confirming a similar performance of the biofilm with respect to the biomass in SBR for a wastewater containing recalcitrant and inhibitory substances (Maldonado-Maldonado, Márquez-Romance, Guevara-Pérez, Pérez, & Rey-Lago, 2018a; Maldonado-Maldonado, Márquez-Romance, Guevara-Pérez,

Pérez, & Rey-Lago, 2018b; Maldonado-Maldonado, Márquez-Romance, Guevara-Pérez, Pérez, & Rey-Lago, 2020; Maldonado-Maldonado, Márquez-Romance, Guevara-Pérez, Pérez, & Rey-Lago, 2021; Márquez, Maldonado, Guevara, Rey, & Pérez, 2021a; Márquez, Maldonado, Guevara, Rey, & Pérez, 2021b).

In another study, Maldonado *et al.* (Maldonado *et al.*, 2018a; Maldonado *et al.*, 2018b) calibrated and validated models based on a coupled model derived from the equations proposed by Germain (1966), and Albertson and Davis (1984) for UAF-2SS and UAF-3SS operating under the reactors containing a mean volatile suspended solids (VSS) concentration of 670 mg VSS l⁻¹, finding mean values for k between -0.88 and -1.13 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-31.54 mg l⁻¹ h⁻¹) likewise -6x10⁻⁴ and -1.32 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-36.85 mg l⁻¹ h⁻¹), respectively. A second coupled model by Maldonado *et al.* (2020) involved the combination of equations proposed by Vant Hoff (1884), Schulze (1960), Germain (1966), and Albertson and Davis (1984) finding mean values for k associated to UAF-2SS of -0.20 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-5.6 mg l⁻¹ h⁻¹) as well as UAF-3SS of -4.49 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-125.34 mg l⁻¹ h⁻¹), respectively. A third coupled model by Maldonado *et al.* (2020) included the combination of equations obtained by Schulze (1960), Germain (1966), and Albertson and Davis (1984) finding mean values for k associated to UAF-2SS of -0.34 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-9.49 mg l⁻¹ h⁻¹) as well as UAF-3SS of -1.01 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-28.19 mg l⁻¹ h⁻¹), respectively. A fourth coupled model by Maldonado *et al.* (Maldonado *et al.*, 2020; Maldonado *et al.*, 2021) included the combination of equations obtained by Phelps (1944) and

Stack (1957) that explain intra and extracellular transport and transformation processes, finding mean values for k associated to UAF-2SS of -16 and -19.33 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-539.62 mg l⁻¹ h⁻¹) as well as UAF-3SS of -1.56 and -2.2 mg COD mg VSS⁻¹ day⁻¹ (-61.41 mg l⁻¹ h⁻¹), respectively. These values for $r_{(m,S)}$ indicate that the COD biodegradation for UAF-2SS was lower than UAF-3SS. In comparison with the values reported in Table 1, r_{ms} for UAF.3SS was more intense and rapid than SUR for SBR under oxic phase in T1 and T4 in an order varying between 2 and 4 times.

Comparison of the FED1 results with other studies

Based on comparison of FED1 results with 16 studies on SBR treating tannery wastewater in the period 1979-2019, which were carried out by Irvine *et al.* (1979); Su and Yu (2005); Su and Yu (2006); Del-Rio *et al.* (2012); Isanta *et al.* (2012); Isanta *et al.* (2013); Di-Iaconi *et al.* (2002); Tuenay, Kabdasli, and Guen (2004); Lefebvre *et al.* (2004); Ganesh *et al.* (2006); Insel, Görgün, Artan, and Orhon (2009); Alleman and Irvine, 1980; Zheng, Yu and Sheng (2005); Jungles *et al.* (2011); Freytez *et al.* (2019a); Freytez *et al.* (2019b):

- The COD in the influent of $5\ 873$ mg l⁻¹ to the SBR in T1 and T2 (Table 1) resulted 4.7 times higher than the mean value used in other studies.

- The COD removal and utilization rate values found in T1 to T4 (Table 1), resulted in a low occurrence frequency less than 10 % of the time.

Some of causes to obtain these results in the FED1 are because of absence of organisms with the required biodegradation capacity, or their presence at very low concentrations, lack of primary substrate to promote cometabolism, lack of an essential nutrient or electron acceptor, toxic concentrations of the compound to be degraded producing enzyme inactivation (Guevara, 2016). For instance, scarce COD removal and significant nitrification have been found in the oxic stage of the SBR treating tannery wastewater by Carucci *et al.* (1999) (Table 3). These results indicate a low activity of the heterotrophic biomass and high of the autotrophic biomass, respectively. A similar behavior of autotrophic and heterotrophic biomass has been reported in other studies, where nitrification was fully achieved in a SBR being fed with tannery wastewater containing a chloride concentration of around 5 000 mg l⁻¹ (Murat, Ateş-Genceli, Taslı, Artan, & Orhon, 2002) (Table 3), and total chromium of 95 mg l⁻¹ (Ganesh *et al.*, 2006) (Table 3).

Treatments using suspended biomass

Comparison of removal of the organic and nitrogenated substrates in SBR using suspended biomass

In the 12 treatments obtained from experimental design No. 2, whose values and statistical parameters are shown in Figure 5 and Table 2, the following findings and hypotheses have been found:

In the first anoxic stage, there are mostly autotrophic (nitrification) and heterotrophic (anaerobic digestion processes) biomass activities but not enough organisms to generate a sufficient amount of enzymes to biodegrade the entire substrate. The COD removal efficiency varied between 47 and 51 % (Table 2) possibly due to anaerobic digestion processes such as complex hydrolysis (particulate organic materials from proteins, carbohydrates and lipids), fermentation of amino acids (proteins), sugars (carbohydrates) and fatty acids (lipids), aceticlastic or reductive methanogenesis (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991). The removal efficiency of nitrogenated substrates resulted in TKN of 28 % and of 18 % for $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Figure 5). The particular case of increase in COD and TKN in the anoxic stage I (Figure 5) is possibly due to the lack of a network of microbial consortia to carry out cometabolic commensalism where one population benefits from the crumbs of another to achieve mineralization of recalcitrant compounds (Guevara, 2016). The highest removal of COD (51 %) and TKN (50-66 %), as well as nitrification-denitrification in the treatment of tannery wastewater was

reported in the anoxic stage for SBR operating in an anoxic-oxic sequence by Carucci, Chiavola, Majone and Rolle (1999). The nitrification-denitrification processes were fully achieved in a SBR operating in an anoxic-oxic aeration sequence for a 12-hour cycle fed by tannery wastewater, containing 25-43 mg l⁻¹ of Total Chromium and 4 638-6 075 mg l⁻¹ of Chloride (Murat *et al.*, 2002). These results indicate that the nitrification-denitrification processes are carried out by a facultative biomass consisting of chemoheterotrophic and chemoautotrophic organisms coexisting within the SBR to treat tannery wastewater under an anoxic-oxic sequence. The increase in the performance in the removal of organic substrates (COD) and nitrogen substrates from tannery wastewater would be achieved by stimulating the growth of heterotrophic biomass (biostimulation) by introducing macro and micronutrients to achieve the fermentation of the organic and inorganic substrates in the anoxic I stage of the mixed aeration sequence (anoxic I-oxic-anoxic II) (Guevara, 2016).

The reduction of NH₄⁺-N was substantial within the first anoxic stage (Figure 4d), where it is observed that the NH₄⁺-N utilization rate (r_s) reached values between -1 and -2 mg l⁻¹ h⁻¹, 5.5 to -7.5 mg l⁻¹ h⁻¹ (oxic) and -1.5 to -3.5 mg l⁻¹ h⁻¹ (anoxic II CND and SND). The mean values of NH₄⁺-N maximum utilization rate were varying between -0.30 (anoxic I-SND) and -1.12 mg l⁻¹ h⁻¹ by calibrating the modified Monod equation (Anoxic I CND) (Freytez *et al.*, 2019c; Freytez *et al.*, 2020). These SUR values resulted similar to those found in the present study, where the most significant NH₄⁺-N occurred in the first anoxic stage.

The reduction of TKN was significant within T5 (Table 2), where it is observed that the TKN utilization rate (r_s) reached values between -5.3 and -9.1 mg l⁻¹ h⁻¹. The mean value of TKN maximum utilization rate was varying between -2 to -4 mg l⁻¹ h⁻¹ (Anoxic I), -4 and -5 mg l⁻¹ h⁻¹ (oxic), -3 to -5 mg l⁻¹ h⁻¹ (Anoxic I CND) and -5 to -7 mg l⁻¹ h⁻¹ (anoxic I CND) (Figure 4f), being similar values for the microbial performing in the TKN removal within SBR.

In the aeration stage mostly occurs that COD increases (Figure 5), TKN (62-84 %) (Figure 5, Table 2) and NH₄⁺-N (71-91 %) are removed (Figure 5, Table 2). The increase in COD could be due to the nitrification-denitrification process or due to the action of some toxic component preventing the activity of some extracellular enzymes (Guevara, 2016). The removal of the TKN suggests that there are residuals in the liquid medium of the SBR of reaction intermediates, possibly associated with the denitrification process by aerotolerant or facultative heterotrophic organisms (Metcalf & Eddy, 1995). The removal efficiency of NH₄⁺-N is 96.95 % confirming the occurrence of nitrification by heterotrophic organisms. There is a low amount of heterotrophic microorganisms to biodegrade organic substrates (COD) and the required amount of autotrophic organisms to carry out the nitrification process. Some similarities have been reported in other studies, nitrification was achieved entirely in a SBR being fed with tannery wastewater containing a Chloride concentration of around 5 000 mg l⁻¹ (Murat *et al.*, 2002), and total Chromium of 95 mg l⁻¹ (Ganesh *et al.*, 2006). No removal of COD and significant nitrification were found in the oxic stage of SBR treating tannery wastewater by Carucci *et al.* (1999). These results indicate a low

activity of the heterotrophic biomass and a high activity of the autotrophic biomass, respectively.

In the second anoxic stage, the variables associated with COD (4-8 %) (Figure 5), TKN (13-48 %) (Figure 5), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (59-83%) (Figure 5), are increased. The increase may be due to concentrations remaining from other cycles in the SBR. The response pattern observed between treatments regarding the performance of biomass in the SBR may be due to the lack of an essential nutrient or electron acceptor, lack of primary substrate to promote cometabolism, presence of inhibitory substances and biorecalcitrants (Guevara, 2016). These causes would lead to a reduced number of heterotrophic biomass to carry out fermentative metabolism of organic substrates motivated to a low availability of inorganic nutrients in traces such as metals (Fe, Ni, Co, Mo, and Zn) (Guevara, 2016). Likewise, the accumulation of organic and nitrogenous substrates may be due to the existence of the substrate but there is no induction of enzymes in the microorganisms present in the mixed liquor (Guevara, 2016), due to very low concentrations of the organisms with the capacity of biodegradation required to give rise to a group of intracellular biochemical reactions of anaerobic digestion (hydrolysis, fermentation, anaerobic oxidation, acidogenesis and methanogenesis) (Pavlostathis, & Giraldo-Gomez, 1991).

The SUR negative sign in the FED2 for a cycle duration of 12 h is signifying the decrease of the substrate with time due to the action of the biodegradation exerted by the suspended biomass (Table 2).

SBR treatments using suspended biomass in different filling times

Most of the studies with suspended biomass and mixed biological process sequence have been used in SBR to evaluate a single filling time within the cycle duration (Carucci *et al.*, 1999; Murat *et al.*, 2002; Freytez *et al.*, 2019a; Freytez *et al.*, 2019b). The filling time varied between 0.22 h and 1.5 h, occurring in an anoxic condition. It was found that COD and NO_x-N removals occurred for a removal efficiency ranging 60-80 % and 40-50 % in the first anoxic phase, respectively, during the filling time. The values of the utilization rate and removal efficiency of organic and nitrogenous substrates were similar in the current and other studies (Table 2), indicating that the variation of the SBR filling time has a low influence on the biodegradation of the substrates in the reaction phase.

Comparison of removal rate of granular and suspended biomass

As a sample, in the oxic phase of SBR, the COD removal rate in a SBR for cycle durations of 6, 12 and 24 hours using suspended and granular biomass is shown in Figure 6a. It is observed that the COD removal rate by the suspended biomass and a cycle duration of 12 hours takes similar values under fast filling times ($-48 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$), slow ($-73 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) and stages ($-60 \text{ mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$). The COD removal rate by granular biomass under

aerobic conditions and a combination of 25% anaerobic and 75% aerobic for cycle durations of 24 and 6 hours result in the former (Figure 6a): (-105 mg l⁻¹ h⁻¹, -203 mg l⁻¹ h⁻¹); in the second: (-119 mg l⁻¹ h⁻¹, -190 mg l⁻¹ h⁻¹).

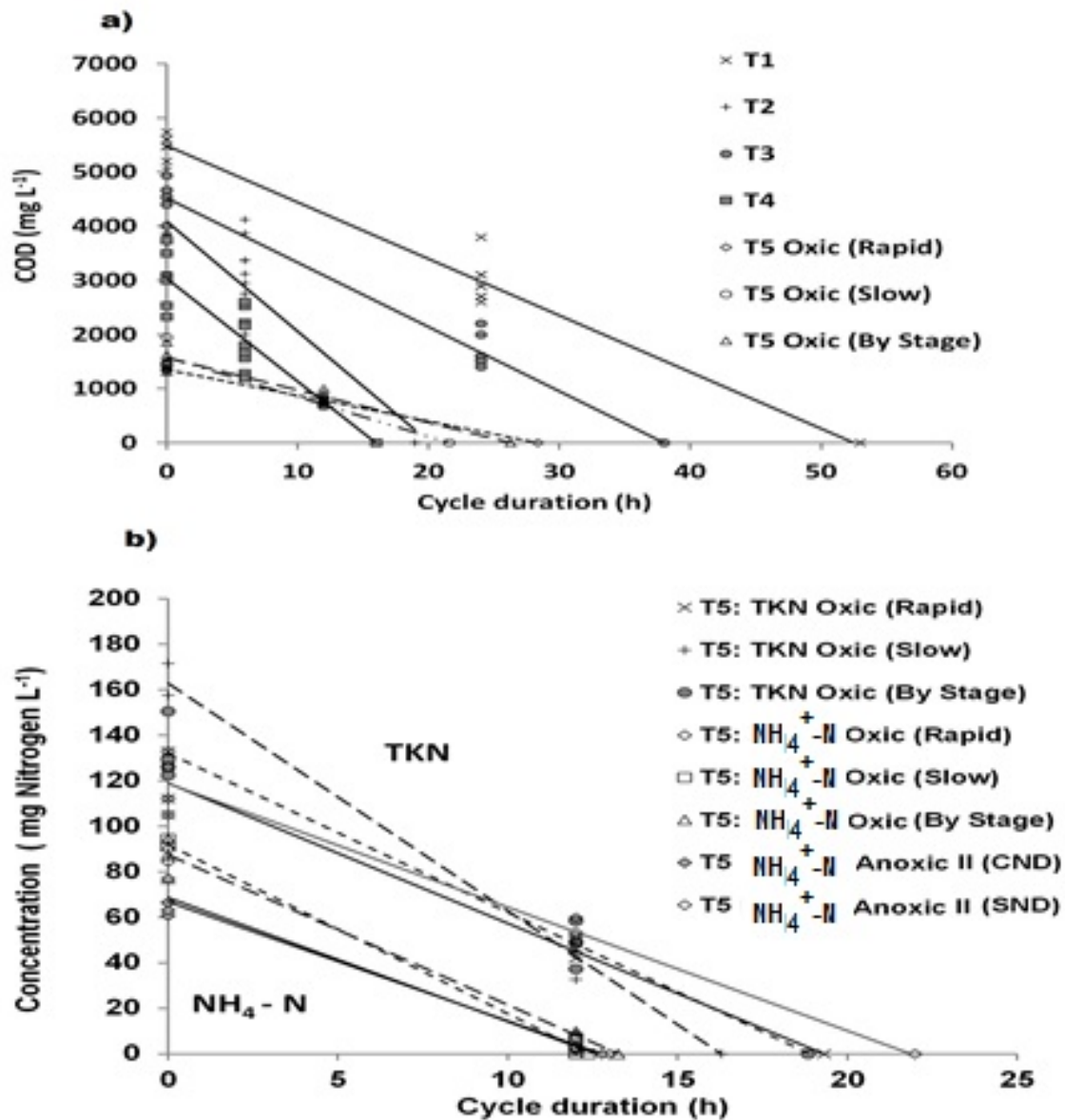


Figure 6. Rate of removal of COD and ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) within the SBR cycle for cycle times of 12 hours in the stages of removal of carbonated organic matter (aeration) and conventional nitrification-denitrification (CND) applying filling times: Rapid, slow, by stages. Source: Own elaboration.

From Figure 6a, the following aspects are inferred: 1) Granular biomass under anaerobic-oxic phases has a COD removal performance that varies between 1.5 and 2 times, which is higher than the performance of biomass suspended under aerobic conditions; 2) Granular biomass has shown a COD removal rate for a cycle time of 6 hours in the order of 2 times greater than COD removal rate for cycle duration of 24 hours. In the first, the maximum COD removal rate in the three sequential phases using suspended biomass occurs in the first anoxic stage. In the later, there is randomness in the response of the granular biomass for cycle duration in a short period of time with respect to a longer cycle of duration for SBR operation.

In Figure 6b, it can be seen that the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal rate and total Kjeldahl nitrogen (TKN) removal rate in a SBR for cycle durations of 12 hours using biomass suspended in the oxic phase and anoxic II (CND) applying slow, rapid, by stage, filling times. It is observed that the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal rate by the suspended biomass is similar under rapid, slow and stage filling time. TKN remains above the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in a proportion close to 2 times higher for all treatments.

Conclusions

The tannery wastewater was treated with granular biomass in the SBR biological process under two types of sequences: Oxidic and anaerobic-oxidic obtaining similar removal in COD, requiring cycle durations of 24 h to achieve stabilization in the COD removal rate.

The COD removal was increased in two times for cycle durations increased from 6 h to 24 h. COD removal is influenced by inhibitory and recalcitrant matter contained in the tannery wastewater for the biological activity in SBR operation, lack of an essential nutrient or electron acceptor, toxic concentrations of the compound to be degraded producing enzyme inactivation, reaching efficiency values that varied between 30 and 40 %.

For the granular biomass performance, the trend of COD removal rate in the oxidic system was a slightly change, taking a value around -100 to -295 mg l⁻¹ h⁻¹ compared to the anoxic-oxidic system, which showed values from -46 mg l⁻¹ h⁻¹ to -53 mg l⁻¹ h⁻¹.

The TKN and NH₄⁺-N removal rates were significant in the first anoxic phase and oxidic phases, respectively. This result suggests that simultaneous nitrification-denitrification is taking place in the first anoxic phase and the microorganisms are carrying out a conventional reaction of nitrification in the oxidic stage.

For the removal of organic and nitrogenated substrates from the tannery wastewater, the suitable treatment in SBR would be composed

by a sequential biological mixed phase (anoxic-oxic) using granular biomass.

References

- Albertson, O. E., & Davis, G. (1984, October). Analysis of process factors controlling performance of plastic bio-media. *Proceedings of the 57th Annual Meeting of the WPCF*, New Orleans, LA.
- Alleman, J. E., & Irvine, R. L. (1980). Nitrification in the sequencing batch biological reactor. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 52(11), 2747-2754. Recovered from <https://www.jstor.org/stable/25040953>
- Álvarez, P., & Guevara, E. (2003). *Biorremediación y atenuación natural de acuíferos contaminados por sustancias químicas peligrosas*. Valencia, Venezuela: Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad de Carabobo (CDCH-UC).
- APHA-AWWA-WPCF, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. (2005). *Métodos normalizados para el análisis de las aguas potables y residuales (Standardized methods for the analysis of drinking water and wastewater)*. Recovered from <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US9335741>

- Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J. M., & Méndez, R. (2004). Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. *Water Research*, 38(14-15), 3389-3399. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.05.002>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283-2290.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2001). N-Removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 75(1), 82-92. Recovered from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/bit.1167>
- Carrasquero, S., Matos, E., Saras, F., Pire, M., Colina, G., & Díaz, A. (2014). Evaluación de la eficiencia de un reactor por carga secuencial tratando aguas residuales provenientes de un matadero de reses. (Evaluating the efficiency of a reactor by sequential loading treating wastewater from a cattle slaughterhouse). *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela*, 29(3), 7-16. Recovered from http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-40652014000300002
- Carucci, A., Chiavola, A., Majone, M., & Rolle, E. (1999). Treatment of tannery wastewater in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, 40(1), 253-259. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00392-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00392-3)

- De-Silva, D. V., & Rittmann, B. E. (2000). Nonsteady-state modeling of multispecies activated-sludge processes. *Water Environment Research*, 72(5), 554-565. Recovered from <https://doi.org/10.2175/106143000X138139>
- De-Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 90(6), 761-769. Recovered from <https://doi.org/10.1002/bit.20470>
- De-Kreuk, M. K., McSwain, B. S., Bathe, S., Tay, S. T., Schwarzenbeck, N., & Wilderer, P. A. (2006). Discussion outcomes Ede. In: *Aerobic Granular Sludge* (pp. 162-169). Water and Environmental Management Series. London, UK: IWA Publishing.
- Del-Rio, A. V., Figueroa, M., Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., García-Torriello, G., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular SBR systems applied to the treatment of industrial effluents. *Journal of Environmental Management*, 95, 88-92. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.019>
- Di-Iaconi, C., Lopez, A., Ramadori, R., Di-Pinto, A. C., & Passino, R. (2002). Combined chemical and biological degradation of tannery wastewater by a periodic submerged filter (SBBR). *Water Research*, 36(9), 2205-2214. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00445-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00445-6)
- Dold, P. L., & Ekama, G. A. (1981). A general model for the activated sludge process. In: *Water pollution research and development* (pp. 47-77). Recovered from <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8438-5.50010-8>

- El-Sheikh, M. A., Saleh, H. I., Flora, J. R., & AbdEl-Ghany, M. R. (2011). Biological tannery wastewater treatment using two stage UASB reactors. *Desalination*, 276(1-3), 253-259.
- Farabegoli, G., Carucci, A., Majone, M., & Rolle, E. (2004). Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *Journal of Environmental Management*, 71(4), 345-349.
- Fernandes, H., Jungles, M. K., Hoffmann, H., Antonio, R. V., & Costa, R. H. (2013). Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities. *Bioresource Technology*, 132, 262-268. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.027>
- Freytez-Boggio, E., Silva-Escalona, R., Pire-Sierra, M. G., Molina-Quintero, L. R., & Pire-Sierra, M. C. (2015). Comportamiento fisicoquímico y microbiológico de un biorreactor durante la aclimatación de la biomasa granular usando efluentes de una tenería. *Agroindustria, Sociedad y Ambiente*, 3(1), 66-82. Recovered from <http://revencyt.ula.ve/storage/repo/ArchivoDocumento/asa/n4/art05.pdf>
- Freytez-Boggio, E., & Márquez-Romance, A. M. (2021). *Modelación dinámica de los procesos de eliminación de materia orgánica y nitrógeno de efluentes de tenería usando un reactor por carga secuencial* (tesis doctoral). Universidad de Carabobo. Recovered from <http://mriuc.bc.uc.edu.ve/handle/123456789/8695?show=full>

- Freytez, E., Márquez, A., Pire, M. C., Guevara, E., & Pérez, S. (2019a). Design, construction and evaluation of the performance of a load reactor sequential for treatment of wastewater of tannery. *Revista Ingeniería UC*. Recovered from <https://www.redalyc.org/jatsRepo/707/70758484006/html/index.html>
- Freytez, E., Márquez, A., Pire, M. C., Guevara, E., & Pérez, S. (2019b). Operation assessment of the sequential batch reactor in tannery effluents using suspended and granular biomass. *Energía y Sostenibilidad*. DYNA, 10. Recovered from <http://dx.doi.org/10.6036/ES9130>
- Freytez, E., Márquez, A., Pire, M. C., Guevara, E., & Pérez, S. (2019c). Nitrogenated substrate removal modeling in sequencing batch reactor oxic-anoxic phases. *Journal of Environmental Engineering*. ASCE. Recovered from <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001556>
- Freytez, E., Márquez, A., Pire, M. C., Guevara-Pérez, E., & Pérez, S. (2020). Organic and nitrogenated substrates utilization rate model validating in sequential batch reactor. *Journal of Environmental Engineering*, 146(3), 04019124. Recovered from <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001632>.

- Ganesh, R., Balaji, G., & Ramanujam, R. A. (2006). Biodegradation of tannery wastewater using sequencing batch reactor—respirometric assessment. *Bioresource Technology*, 97(15), 1815-1821. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.09.003>
- Germain, J. E. (1966). Economical treatment of domestic waste by plastic-medium trickling filters. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 192-203. Recovered from <https://www.jstor.org/stable/25035484>
- Guevara, E. (2016). Transporte y transformación de contaminantes en el ambiente y contaminación de las aguas. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura y Riego. Recovered from <https://190.12.92.167/handle/20.500.12543/3941>
- Guo, J. H., Peng, Y. Z., Wang, S. Y., Zheng, Y. N., Huang, H. J., & Ge, S. J. (2009). Effective and robust partial nitrification to nitrite by real-time aeration duration control in an SBR treating domestic wastewater. *Process Biochemistry*, 44(9), 979-985. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2009.04.022>
- Insel, H. G., Görgün, E., Artan, N., & Orhon, D. (2009). Model based optimization of nitrogen removal in a full scale activated sludge plant. *Environmental Engineering Science*, 26(3), 471-480. Recovered from <https://doi.org/10.1089/ees.2007.0272>
- Irvine, R. L., Miller, G., & Bhamrah, A. S. (1979). Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 52(2), 244-254. Recovered from https://www.jstor.org/stable/25039820?seq=1#page_scan_tab_contents

Isanta, E., Suárez-Ojeda, M. E., Del-Río, Á. V., Morales, N., Pérez, J., & Carrera, J. (2012). Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 198, 163-170. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.066>

Isanta, E., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, L., Carrera, J., & Pérez, J. (2013). A novel control strategy for enhancing biological N-removal in a granular sequencing batch reactor: A model-based study. *Chemical Engineering Journal*, 232, 468-477. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.118>

Jungles, M. K., Figueroa, M., Morales, N., Val-del-Río, Á., Da-Costa, R. H. R., Campos, J. L., ... & Méndez, R. (2011). Start up of a pilot scale aerobic granular reactor for organic matter and nitrogen removal. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86(5), 763-768, 2011. Recovered from <https://doi.org/10.1002/jctb.2589>

Kocijan, J., & Hvala, N. (2013). Sequencing batch-reactor control using Gaussian-process models. *Bioresource Technology*, 137, 340-348. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.138>

Laurenti, R., Redwood, M., Puig, R., & Frostell, B. (2017). Measuring the environmental footprint of leather processing technologies. *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1180-1187. Recovered from <https://doi.org/10.1111/jiec.12504>

- Lefebvre, O., Habouzit, F., Bru, V., Delgenes, J. P., Godon, J. J., & Moletta, R. (2004). Treatment of hypersaline industrial wastewater by a microbial consortium in a sequencing batch reactor. *Environmental Technology*, 25(5), 543-553. Recovered from <https://doi.org/10.1080/09593330.2004.9619345>
- Lettinga, G. A. F. M., Van-Velsen, A. F. M., Hobma, S. D., De-Zeeuw, W., & Klapwijk, A. (1980). Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 22(4), 699-734. Recovered from <https://doi.org/10.1002/bit.260220402>
- Loaiza-Navía, J. L., & Fall, C. (2010). Modelación del proceso de lodos activados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste, Apodaca, NL. *Ciencia UANL*, 13(1), 46-54.
- Luo, T., Yang, M., Han, J., & Sun, P. (2014). A novel model-based adaptive control strategy for step-feed SBRs dealing with influent fluctuation. *Bioresource Technology*, 167, 476-483. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.117>
- Maldonado-Maldonado, J. I., Márquez-Romance, A. M., Guevara-Pérez, E., Pérez, S., & Rey-Lago, D. (2018a). Model development for the design of an anaerobic upflow filter separated in two and three phases. *Dyna*, 85(207), 44-53. Recovered from <https://doi.org/10.15446/dyna.v85n207.69783>

- Maldonado-Maldonado, J. I., Márquez-Romance, A. M., Guevara-Pérez, E., Pérez, S., & Rey-Lago, D (2018b). Design, construction and modeling of upflow anaerobic filters separated in two and three phases. *Journal of Water Resources and Pollution Studies*, 3(3). Recovered from <http://matjournals.in/index.php/JoWRPS/article/view/2762>
- Maldonado-Maldonado, J. I., Márquez-Romance, A. M., Guevara-Pérez, E., Pérez, S., & Rey-Lago, D. (2020). Models for the design of upflow anaerobic filters separated in two and three phases. *Journal of Environmental Engineering ASCE*. Recovered from <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001577>
- Maldonado-Maldonado. J. I., Márquez-Romance, A. M., Guevara-Pérez, E., Pérez, S., & Rey-Lago, D. (2021). Novel hybrid models for the design of upflow anaerobic filters separated in phases. *Journal of Environmental Quality Management Wiley*. Recovered from <https://doi.org/10.1002/tqem.21769>
- Manning, J. F., & Irvine, R. L. (1985). The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 87-94. Recovered from <https://www.jstor.org/stable/25042524>
- Márquez, A. M., Maldonado, J. I., Guevara, E., Rey, D. J., & Pérez, S. A. (2021). An approach to models for the design of upflow anaerobic filters. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 1-26. Recovered from <https://doi.org/10.1080/23249676.2020.1831972>
- Metcalf & Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Volumen II. 3ª ed. Madrid, España: McGraw Hill.

- Monod, J. (1942). *Recherches sur la croissance des cultures bacteriennes*. Paris, France: Hermann & Cie.
- Murat, S., Atesş-Genceli, E., Tassli, R., Artan, N., & Orhon, D. (2002). Sequencing batch reactor treatment of tannery wastewater for carbon and nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 46(9), 219-227. Recovered from <https://iwaponline.com/wst/article-abstract/46/9/219/8118>
- Murat, S., Insel, G., Artan, N., & Orhon, D. (2006). Performance evaluation of SBR treatment for nitrogen removal from tannery wastewater. *Water Science and Technology*, 53(12), 275-284. Recovered from <https://doi.org/10.2166/wst.2006.430>
- Ni, B. J., Joss, A., & Yuan, Z. (2014). Modeling nitrogen removal with partial nitrification and anammox in one floc-based sequencing batch reactor. *Water Research*, 67, 321-329. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.028>
- Ni, B. J., & Yu, H. Q. (2008). Storage and growth of denitrifiers in aerobic granules: Part I. Model development. *Biotechnology and Bioengineering*, 99(2), 314-323.

- Palma-Costa, M., & Manga, J. (2005). Simulación de un sistema de fangos activados en discontinuo SBR para el tratamiento de aguas residuales con altos contenidos de nitrógeno (Simulation of a system of activated sludge in discontinuous SBR for the treatment of wastewater with high nitrogen content). *Ingeniería y Desarrollo Colombia*, 18, 61-71. Recovered from <http://rcientificas.uninorte.edu.co/index.php/ingenieria/article/viewArticle/2406>
- Pavlostathis, S. G., & Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 21(5-6), 411-490. Recovered from <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0217>
- Phelps, E. B. (1944). *Stream sanitation*. New York, USA: John Wiley and Sons. Inc.
- Pire, M. C., Sargent, K. R., Reyes, M. F., Fuenmayor, Y., Acevedo, H., Ferrer, S. C., & Montiel, A. D. (2011). Biodegradabilidad de las diferentes fracciones de agua residual producidas en una tenería. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 21(2), 5-19. Recovered from <https://www.redalyc.org/pdf/911/91123440001.pdf>
- Pire-Sierra, M. C., Cegarra-Badell, D. D., Carrasquero-Ferrer, S. J., Angulo-Cubillan, N. E., & Díaz-Montiel, A. R. (2016). Nitrogen and cod removal from tannery wastewater using biological and physicochemical treatments. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (80), 63-73. Recovered from <https://www.redalyc.org/pdf/430/43047073008.pdf>

- Pire-Sierra, M. C., Palmero, J., Araujo, I., & Díaz, A. (2010). Tratabilidad del efluente de una tenería usando un reactor por carga secuencial. *Revista Científica*, 20(3), 284-292.
- Schulze, K. L. (1960). Load and efficiency of trickling filters. *Water Pollution Control Federation- Part I*, 32(3), 245-261. Recovered from <https://www.jstor.org/stable/25034098>
- Silverstein, J., & Schroeder, E. D. (1983). Performance of SBR activated sludge processes with nitrification/denitrification. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 377-384. Recovered from <https://www.jstor.org/stable/25041877>
- Spiegel, M. R., & Stephens, L. J. (2009). *Estadística*. México, DF, México: McGraw Hill Interamericana.
- Sreeram, K. J., & Ramasami, T. (2003). Sustaining tanning process through conservation, recovery and better utilization of chromium. *Resources, Conservation and Recycling*, 38(3), 185-212. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(02\)00151-9](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(02)00151-9)
- Stack, V. T. Jr. (1957). Theoretical performance of the trickling filtration process. *Sewage and Industrial Wastes*, 29(9), 987-1001. Recovered from <https://www.jstor.org/stable/25033426?seq=1>
- Stoop, M. L. M. (2003). Water management of production systems optimised by environmentally oriented integral chain management: case study of leather manufacturing in developing countries. *Technovation*, 23(3), 265-278. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0166-4972\(01\)00117-1](https://doi.org/10.1016/S0166-4972(01)00117-1)

- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Gas holdup and oxygen transfer in an aerobic granule-based sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 25(3), 201-207.
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2006). A generalized model for aerobic granule-based sequencing batch reactor. 2. Parametric sensitivity and model verification. *Environmental Science & Technology*, 40(15), 4709-4713.
- Tünay, O., Kabdasli, I., & Guen, O. (2004). Sequencing batch reactor treatment of leather tanning industry wastewaters. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(10), 945-950.
- Van 't Hoff, J. H. (1884). *Etudes de dynamique chimique*. Amsterdam, The Netherlands: Frederik Muller & Company.
- Vázquez-Padín, J. R., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., Méndez, R., Carrera, J., & Pérez, J. (2010). Modelling aerobic granular SBR at variable COD/N ratios including accurate description of total solids concentration. *Biochemical Engineering Journal*, 49(2), 173-184. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.bej.2009.12.009>
- Velz, C. J. (1948). A basic law for the performance of biological filters. *Sewage Works Journal*, 20(4), 607-617.
- Zheng, Y. M., Yu, H. Q., & Sheng, G. P. (2005). Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochemistry*, 40(2), 645-650. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.056>

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

Artículos

**Selección y aplicación de funciones Cópula con
dependencia en su extremo derecho al análisis de
frecuencias conjunto (Q, V) de crecientes anuales**
**Selection and application of Copula functions with
dependence on its tail right to the joint frequency
analysis (Q, V) of annual floods**

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

El diseño hidrológico de los *embalses* por construir o la revisión de los ya existentes requiere la estimación del llamado *hidrograma de la creciente de diseño*. La manera más simple y aproximada para estimar tal hidrograma, para un determinado *periodo de retorno conjunto*, es a



través del *análisis de frecuencias bivariado* del gasto máximo (Q) y el volumen escurrido (V) anuales de las crecientes registradas. Las *funciones Cópula* (FC) son modelos probabilísticos basados en la dependencia entre Q y V , que establecen fácilmente su distribución bivariada con base en las funciones marginales previamente adoptadas o distribuciones de cualquier tipo, iguales o diferentes. La aplicación de las FC en las estimaciones hidrológicas mostró que un aspecto decisivo en su selección idónea está relacionado con la *dependencia* en el extremo derecho de los datos (λ_U^{CFG}) y la que tienen (λ_U) ciertas FC. Por lo anterior, en este estudio se exponen las FC: t de Student, Gumbel-Hougaard, Clayton Asociada y Joe, que muestran valores de λ_U que van en aumento. Se contrastan los valores de λ_U contra los λ_U^{CFG} obtenidos en 16 registros reales aleatorios de Q y V , para establecer la aplicabilidad de cada FC citada. Además, se procesa como aplicación numérica el registro de 26 datos de Q y V anuales de las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*) del estado de Sinaloa, México. Por último, se exponen las conclusiones, las cuales destacan las ventajas de las FC en los análisis de frecuencias bivariados de crecientes.

Palabras clave: funciones Cópula, cociente tau de Kendall, coeficiente rho de Spearman, dependencia en el extremo superior, dependencia observada, periodos de retorno conjuntos, periodo de retorno secundario.

Abstract

The hydrological design of the *reservoirs* to be built or the revision of the existing ones, requires the estimation of the so-called *Design Flood*



Hydrograph. The simplest and most approximate way to estimate such a hydrograph, for a determined *joint return period*, is through the *bivariate Frequency Analysis* of the maximum flow (Q) and the annual runoff volume (V) of the registered floods. *Copula Functions* (FC) are probabilistic models based on the dependence between Q and V , which easily establish their bivariate distribution, based on previously adopted marginal functions or distributions of any type, equal or different. The application of the FC in the hydrological estimates showed that a decisive aspect in their ideal selection is related to the *dependence* on the extreme right of the data (λ_U^{CFG}) and that which have (λ_U) certain FC. Therefore, in this study the FC are exposed: Student's t , Gumbel-Hougaard, Clayton Associate and Joe, which show increasing values λ_U . The values of λ_U are contrasted against the λ_U^{CFG} obtained in 16 random real records of Q and V , to establish the applicability of each cited FC. In addition, the record of 26 annual Q and V data of the inflow floods to the Adolfo López Mateos Dam (*Humaya*), in the state of Sinaloa, Mexico, is processed as a numerical application. Finally, the Conclusions are presented, which highlight the advantages of FC in the bivariate frequency analysis of floods.

Keywords: Copula Functions, Kendall's tau quotient, Spearman's rho coefficient, dependence at the upper tail, observed dependence, joint return periods, secondary return period.

Recibido: 30/12/2021

Aceptado: 07/03/2022



Introducción

Generalidades

La república mexicana se localiza en la zona de influencia de los huracanes que se originan en el mar Caribe y en el océano Pacífico. Además, lo afectan otros fenómenos meteorológicos de gran alcance espacial, como son los frentes fríos y las tormentas convectivas extensas, algunas de origen orográfico. Los fenómenos atmosféricos citados producen lluvias de gran magnitud, las cuales generan *crecientes* o *avenidas máximas* que inundan extensas regiones del país. Tales inundaciones causan pérdida de vidas humanas, y enormes daños económicos y ambientales. Este panorama que se repite cada año en distintas zonas de México destaca la importancia del estudio de las crecientes, con la finalidad de entender su dinámica e intentar cuantificar sus magnitudes, con el propósito de diseñar y proteger las obras hidráulicas de protección y aprovechamiento que se construyen (Aldama, 2000; Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño, & Ortega-Gil, 2006; Gómez, Aparicio, & Patiño, 2010).

Las principales obras hidráulicas de protección son los diques y muros de contención que por lo general están relacionados con las rectificaciones y canalizaciones. Los puentes y otras obras del drenaje urbano también son estructuras de protección, cuyo diseño hidrológico se realiza con base en las *crecientes de diseño* (CD), que son gastos máximos del río asociados

con bajas probabilidades de ser excedidos. La estimación más confiable de las CD se realiza a través del *análisis de frecuencias de crecientes* (AFC), el cual intenta interpretar el registro de gastos máximos anuales disponible en términos de eventos futuros de una determinada probabilidad de ocurrencia (Bobée & Ashkar, 1991; Rao & Hamed, 2000; Meylan, Favre, & Musy, 2012).

Para que los resultados del AFC sean aproximados y relativamente confiables se deben cumplir los siguientes cuatro requisitos: (1) el registro de gastos máximos anuales debe ser aleatorio; (2) la *función de distribución de probabilidades* (FDP) que lo represente debe ser idónea; (3) el ajuste de las FDP probadas se tiene que hacer con métodos estadísticos eficientes, y (4) la selección de resultados requiere ser objetiva (Hosking & Wallis, 1997; Stedinger, 2017).

Por otra parte, el diseño hidrológico de los *embalses* o presas de almacenamiento necesita la estimación del llamado *hidrograma de la creciente de diseño*, ya que en tales obras hidráulicas el volumen de la creciente es sumamente importante para establecer su peligrosidad y definir su manejo y almacenamiento temporal sin riesgo. Aldama (2000) demostró que los embalses no son sensibles al tiempo que transcurre en llegar al gasto máximo, pero sí a su magnitud y al volumen de la creciente. Lo anterior permite simplificar de forma notable el *análisis multivariado* de las crecientes, pues el *enfoque bivariado* del gasto máximo (Q) y del volumen (V) anuales permite definir con suficiente aproximación el hidrograma de la creciente de diseño, pues V tiene correlación positiva con la duración total (D) del hidrograma.

Los *análisis bivariados de las crecientes* comenzaron a finales del siglo pasado, con los trabajos de Goel, Seth y Chandra (1998), de Yue (1999), y de Yue, Ouarda, Bobée, Legendre y Bruneau (1999), que procesaron los datos conjuntos de Q y V , y de V y D . Al inicio de este siglo, Yue y Rasmussen (2002) establecen los conceptos hidrológicos básicos del análisis probabilístico bivariado. Los primeros análisis bivariados de crecientes emplearon la distribución Normal bivariada y el llamado modelo Logístico, que acepta funciones marginales de valores extremos, como las distribuciones Gumbel y GVE. Estos modelos tienen dos limitaciones importantes: (1) sus distribuciones marginales son iguales, y (2) los parámetros de ajuste de tales marginales intervienen en la modelación conjunta del registro de Q y V (Favre, El Adlouni, Perreault, Thiémonge, & Bobée, 2004).

En la actualidad, las limitaciones citadas son evitadas al aplicar las llamadas *funciones Cópula* (FC), modelos matemáticos que aceptan cualquier FDP como marginal, para formar la distribución bivariada o multivariada, y que se basan en la correlación que existe entre Q y V (Shiau, Wang, & Tsai, 2006; Zhang & Singh, 2006). El uso de las FC se ha consolidado, como lo demuestran los textos especializados existentes (Salvadori, De Michele, Kottegod, & Rosso, 2007; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

Ramírez-Orozco y Aldama (2000), Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002), así como Volpi y Fiori (2012), y Requena, Mediero y Garrote (2013) indican que el AFC bivariado conduce a una infinidad de combinaciones de gasto pico y volumen para una probabilidad de excedencia *conjunta* adoptada. Lo anterior implica que para un mismo

periodo de retorno conjunto existen muchas crecientes o *hidrogramas* que producirán distintos efectos en el embalse que se diseña o revisa, seleccionando lógicamente el que genera las condiciones más severas en su almacenamiento y vertedor de excedencias.

Objetivos

Los trabajos de Dupuis (2007), y de Poulin, Huard, Favre y Pugin (2007) demostraron que un aspecto decisivo en la selección de la FC *idónea* por utilizar está relacionado con la *dependencia* en el extremo derecho de los datos y la que muestran ciertas familias de FC. Por lo anterior, los *objetivos básicos* de este estudio fueron los cuatro siguientes: 1) exponer cuatro familias de FC que tienen dependencia significativa en su cola derecha (λ_U); 2) describir cómo se estima la λ_U del registro de Q y V disponible (λ_U^{CFG}); 3) contrastar los valores de λ_U^{CFG} obtenidos en 16 registros reales de Q y V contra los que definen las cuatro FC expuestas, y 4) procesar como aplicación numérica el registro de 26 datos de Q y V anuales de las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*) del estado de Sinaloa, México.

Funciones Cópula

Concepto y definición

Como ya se indicó, la ventaja esencial de las *funciones Cópula* (FC) consiste en permitir expresar una *distribución conjunta* de variables aleatorias correlacionadas, como una función de sus distribuciones marginales, previamente adoptadas. Entonces, una FC enlaza o relaciona las distribuciones marginales univariadas para formar una distribución multivariada. Otra ventaja básica de las FC al formar distribuciones multivariadas es el hecho de que ellas separan el efecto de la dependencia entre las variables aleatorias de los efectos de las distribuciones marginales en la modelación conjunta.

Debido a lo anterior, la construcción de la distribución multivariada se reduce al estudio de la relación que guardan las variables correlacionadas si las distribuciones marginales univariadas son conocidas. El uso de las FC ofrece entera libertad para adoptar o seleccionar las distribuciones marginales univariadas que mejor representen a los datos (Shiau *et al.*, 2006; Kottegoda & Rosso, 2008; Meylan *et al.*, 2012; Zhang & Singh, 2019).

Como en este estudio aplicarán las FC en el *análisis de frecuencias bivariado* de las crecientes anuales, la definición siguiente se refiere a dos variables aleatorias X y Y correlacionadas, cuya función de distribución de probabilidades acumuladas conjuntas es $F_{X,Y}(x,y)$, con distribuciones

marginales univariadas $F_X(x)$ y $F_Y(y)$; entonces la FC existe, es $C[\cdot]$ y es tal que:

$$F_{X,Y}(x,y) = C[F_X(x), F_Y(y)] \quad (1)$$

La ecuación anterior define el concepto básico para el desarrollo de las FC y se conoce como Teorema de Sklar, expuesto en 1959 (Shiau *et al.*, 2006; Kottegodda & Rosso, 2008; Meylan *et al.*, 2012; 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 Cópulas de un parámetro o de varios, dependiendo de la amplitud con la cual la estructura de la dependencia entre las variables Q y V es definida (Meylan *et al.*, 2012; Chowdhary & Singh, 2019).

Salvadori *et al.* (2007) exponen un resumen amplio y útil de FC que han sido aplicadas en el campo de la hidrología. Al respecto, en la relación siguiente no se han incluido las familias de Cópulas de Ali-Mikhail-Haq,

llamada Cópula AMH, debido a que limita la dependencia a un rango del cociente tau de Kendall de -0.1817 a 0.3333, y la familia de Farlie-Gumbel-Morgenstern, designada FGM, que lo limita aún más, al intervalo de ± 0.2222 .

Las Cópulas 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 $F_X(x)=u$, $F_Y(y)=v$ y θ el parámetro que mide la dependencia o asociación entre u y v , se tienen las siguientes dos familias de Cópulas de Arquímedes, las cuales aceptan dependencia negativa y positiva (Shiau *et al.*, 2006; Genest & Favre, 2007; Salvadori *et al.*, 2007; Michiels & De Schepper, 2008; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

1. **Clayton.** Esta función Cópula es llamada de Cook-Johnson por Zhang y Singh (2006). Sraj, Bezak y Brilly (2015) la citan con los dos nombres. Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = (u^{-\theta} + v^{-\theta} - 1)^{-1/\theta} \quad [-1, \infty) \setminus \{0\} \quad (2)$$

Para la dependencia positiva $\theta > 0$ y para la negativa $-1 \leq \theta < 0$, con $\theta = 0$ para la independencia entre u y v . La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:

$$\tau_n = \frac{\theta}{\theta+2} \quad (3)$$

2. **Frank.** Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = -\frac{1}{\theta} \ln \left[1 + \frac{(e^{-\theta u} - 1)(e^{-\theta v} - 1)}{e^{-\theta} - 1} \right] \quad (-\infty, \infty) \setminus \{0\} \quad (4)$$

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 τ_n es la siguiente:

$$\tau_n = 1 + \frac{4}{\theta} [D_1(\theta) - 1] \quad (5)$$

siendo $D_1(\theta)$ la función Debye de orden 1, cuya expresión es:

$$D_1(\theta) = \frac{1}{\theta} \int_0^\theta \frac{s}{e^s - 1} ds \quad (6)$$

La ecuación anterior se estimó con integración numérica, ratificando sus resultados con los valores tabulados por Stegun (1972).

Enseguida se cita una familia de Cópulas de valores extremos, la cual acepta sólo dependencia positiva.

3. **Gumbel-Hougaard**. Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = \exp\left\{-\left[(-\ln u)^\theta + (-\ln v)^\theta\right]^{1/\theta}\right\} [1, \infty) \quad (7)$$

Con $\theta = 1$ se tiene independencia entre u y v . La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:

$$\tau_n = \frac{\theta-1}{\theta} \quad (8)$$

Por último, se citan dos familias de Cópulas de clase miscelánea.

4. **Plackett** acepta dependencia negativa ($\theta < 1$) y positiva ($\theta > 1$), con $\theta = 1$ para la independencia entre u y v :

$$C(u, v) = \frac{1+(\theta-1)(u+v)}{2(\theta-1)} - \frac{\sqrt{[1+(\theta-1)(u+v)]^2 - 4uv\theta(\theta-1)}}{2(\theta-1)} \text{ con } 0 \leq \theta \leq \infty \quad (9)$$

La relación de θ con la rho de Spearman es la siguiente:

$$\rho_n = \frac{(\theta+1)}{(\theta-1)} - \frac{2\theta \ln(\theta)}{(\theta-1)^2} \quad (10)$$

5. **Raftery** acepta sólo dependencia positiva, y θ varía entre 0 y 1, con $\theta = 0$ para la independencia entre u y v :

$$C(u, v) = \min(u, v) + \frac{1-\theta}{1+\theta} (uv)^{1/(1-\theta)} \{1 - [\max(u, v)]^{-(1+\theta)/(1-\theta)}\} \quad (11)$$

Las relaciones de θ con el cociente tau de Kendall y con el coeficiente rho de Spearman son las siguientes:

$$\tau_n = \frac{2\theta}{3-\theta} \quad (12)$$

$$\rho_n = \frac{\theta(4-3\theta)}{(2-\theta)^2} \quad (13)$$

Las familias de las Cópulas elípticas son distribuciones y sus marginales que aceptan la propiedad de ser *elípticas*, como las distribuciones Normal, t de Student y Cauchy. Un vector aleatorio $X \in \mathbb{R}^d$ se dice que tiene una distribución elíptica si admite la siguiente representación estocástica: $X = \mu + RAU$; en la cual, $\mu \in \mathbb{R}^d$, R es una variable aleatoria independiente de U , que es un vector aleatorio uniforme en la esfera unitaria en \mathbb{R}^d y A es una matriz fija de $d \times d$, tal que $A \cdot A^T$ es no singular (Salvadori *et al.*, 2007; Chen & Guo, 2019).

Cuando las distribuciones marginales son de tipos diferentes y posiblemente no elípticas, las Cópulas elípticas se denominan *Cópulas Metaelípticas*, cuyas familias principales son la Gaussiana y la de la t de

Student (Chowdhary & Singh, 2019). La Cópula t de Student será descrita con detalle posteriormente.

Familias de Cópulas asociadas

Las cuatro clases de familias de Cópulas que existen y para el caso bivariado tienen tres *familias asociadas*, se definen por las siguientes transformaciones (Salvadori & De Michele, 2004; Michiels & De Schepper, 2008; Chowdhary & Singh, 2019):

$$C'(u, v) = u - C(u, 1 - v) \quad (14)$$

$$C''(u, v) = v - C(1 - u, v) \quad (15)$$

$$\hat{C}(u, v) = u + v - 1 + C(1 - u, 1 - v) \quad (16)$$

Las dos primeras transformaciones cambian la naturaleza de la dependencia de negativa a positiva y viceversa. La tercera transformación se denomina Cópula de supervivencia (*Survival Copula*), por estar relacionada con la distribución conjunta de las probabilidades de excedencia, del par de variables aleatorias u y v cuya Cópula es C . Además, las tres familias de Cópulas asociadas tienen el mismo valor del cociente tau de Kendall; las dos primeras con su signo cambiado.

Dupuis (2007) destacó la importancia de la Cópula de **Clayton Asociada** por tener dependencia significativa en su cola derecha definida por la Ecuación (17), y cuya fórmula de acuerdo con las ecuaciones (2) y (16) es la Ecuación (18):

$$\lambda_U = 2^{-1/\theta} \quad (17)$$

$$\hat{C}(u, v) = u + v - 1 + [(1 - u)^{-\theta} + (1 - v)^{-\theta} - 1]^{-1/\theta} \quad (18)$$

Integración numérica

Para cuantificar varias integrales, por ejemplo, la Ecuación (6), se realizó una integración numérica con base en el método de la cuadratura Gauss-Legendre, cuya ecuación operativa es (Nieves & Domínguez, 1998; Campos-Aranda, 2003):

$$\int_a^b f(x) dx \cong \frac{b-a}{2} \sum_{i=1}^{np} w_i \cdot f \left[\frac{(b-a)h_i + b+a}{2} \right] \quad (19)$$

en la cual w_i son los coeficientes del método cuyas abscisas son h_i y np el 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.

La ecuación operativa de la integración bivariada es la integral doble siguiente (Nieves & Domínguez, 1998):

$$\int_c^d \int_a^b f(x, y) dx dy \cong \frac{(b-a)(d-c)}{4} \sum_{j=1}^{np} \sum_{i=1}^{np} w_j w_i f\left(\frac{(b-a)h_i + b + a}{2}, \frac{(d-c)h_j + c + d}{2}\right) \quad (20)$$

En Davis y Polonsky (1972) se obtuvieron las 20 parejas utilizadas en esta integral doble de w_i y h_i con 15 dígitos.

Medidas 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 los grandes valores 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, pues al aumentar una la otra también lo hace. Variables con correlación lineal

inversa serán *discordantes*, ya que a grandes valores de una le corresponderán pequeños valores de la otra. Entonces, se dice que (x_1, y_1) y (x_2, y_2) son concordantes si $x_1 < x_2$ y $y_1 < y_2$, o bien $x_1 > x_2$ y $y_1 > y_2$. Son discordantes si $x_1 < x_2$ y $y_1 > y_2$, o bien $x_1 > x_2$ y $y_1 < y_2$. Lo anterior implica que son *concordantes* (c) las parejas $(x_1-x_2)(y_1-y_2) > 0$ y *discordantes* (d) cuando $(x_1-x_2)(y_1-y_2) < 0$ (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Una medida numérica de asociación es un estadístico que indica el grado de dependencia o asociación de las variables. Para fines de comparación, tales medidas varían de 0 a +1 o a -1, indicando la asociación perfecta positiva en +1 o negativa en -1. El cociente tau de Kendall y el coeficiente rho de Spearman son dos medidas no paramétricas que proporcionan información sobre una forma especial de asociación o dependencia, conocida como *concordancia* (Salvadori *et al.*, 2007; Chen & Guo, 2019).

Cociente tau de Kendall

Mide la probabilidad de tener parejas concordantes, por lo cual es el *cociente* de $c-d$ entre $c+d$. Su expresión para estimarlo con datos bivariados es (Zhang & Singh, 2006; Zhang & Singh, 2019):

$$\tau_n = \frac{2}{n(n-1)} \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{signo}[(x_i - x_j)(y_i - y_j)] \quad (21)$$

En la ecuación anterior, n es el número de observaciones y el signo $[\cdot]$ es +1 si tales parejas son concordantes y -1 si son discordantes.

Genest y Favre (2007) exponen una prueba para el cociente tau, aceptando que la hipótesis nula H_0 indica que X y Y son independientes y entonces el estadístico tiene distribución aproximadamente Normal con media 0 y varianza $2(2n+5)/[9n(n-1)]$. Entonces, H_0 será rechazada con un nivel de confianza $\alpha = 5\%$ si:

$$\sqrt{\frac{9n(n-1)}{2(2n+5)}} |\tau_n| > Z_{\alpha/2} = 1.96 \quad (22)$$

Coeficiente rho de Spearman

Mide la correlación entre parejas de rangos (R_i , S_i) de las variables aleatorias X_i y Y_i . Por ello equivale al coeficiente de correlación de Pearson. Su expresión para estimarlo en un registro bivariado de tamaño n es la siguiente (Chowdhary & Singh, 2019; Zhang & Singh, 2019):

$$\rho_n = \frac{12}{n(n+1)(n-1)} \sum_{i=1}^n R_i \cdot S_i - 3 \frac{n+1}{n-1} \quad (23)$$

Salvadori *et al.* (2007) presentan otra fórmula para su cálculo a partir de un registro bivariado con n datos, la cual coincide con la utilizada por la WMO (1971):

$$\rho_n = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n (R_i - S_i)^2}{n^3 - n} \quad (24)$$

Genest y Favre (2007) también presentan una prueba similar para el coeficiente rho, cuya distribución se aproxima a la Normal con media 0 y varianza $1/(n-1)$; por lo cual se rechaza H_0 con un nivel $\alpha = 5 \%$, si:

$$\sqrt{n-1} \cdot |\rho_n| > 1.96 \quad (25)$$

Estimación del parámetro de dependencia

El método más simple para estimar el parámetro θ de las FC se asemeja al método de momentos y se basa en la inversión de la ecuación que relaciona a θ con el cociente tau de Kendall o con el coeficiente rho de Spearman. Los otros dos procedimientos disponibles se denominan: método de máxima pseudo-verosimilitud y método exacto de máxima verosimilitud (Meylan *et al.*, 2012; Chowdhary & Singh, 2019; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019). Para obtener θ , en las ecuaciones (5), (10) y (13) se procede por tanteos; en cambio, en las ecuaciones (3), (8) y (12) se despeja su valor.

Estimación de probabilidades empíricas conjuntas

Las probabilidades empíricas bivariadas se estimaron con base en la fórmula de Gringorten, aplicada por Yue (2000b), Zhang y Singh (2019), y Chen y Guo (2019). Tal fórmula es:

$$p = \frac{i-0.44}{n+0.12} \quad (26)$$

En la cual, i es el número de cada dato cuando están ordenados de manera progresiva, y n es el número total de ellos o amplitud del registro procesado. La expresión anterior se aplicó en el plano bidimensional, con los datos ordenados en forma progresiva; los gastos máximos (Q) en los renglones y los volúmenes (V) en las columnas. El plano formado es un cuadrado de n por n casillas, con n casillas en su diagonal principal, cuando el número de orden del renglón es igual al de la columna. Después, cada pareja de datos anual (Q y V) se localiza en el plano bidimensional, y la casilla definida por la intersección del renglón y columna se identifica con el número i , que corresponde al año histórico dibujado.

Cuando las n parejas de datos están dibujadas, se busca el año 1 y se define un área rectangular o cuadrada de valores menores de Q y de V , cuyo *conteo* de casillas numeradas dentro es NM_1 o combinaciones de Q y V menores. Calculados los n valores de NM_i , se aplica la fórmula de

posición gráfica de Gringorten para estimar la probabilidad empírica conjunta o bivariada:

$$F(x, y) = P(Q \leq q, V \leq v) = \frac{NM_i - 0.44}{n + 0.12} \quad (27)$$

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 FC 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):

$$EME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (w_i^o - w_i^c)^2} \quad (28)$$

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |(w_i^o - w_i^c)| \quad (29)$$

$$EAM = \max_{i=1:n} |(w_i^o - w_i^c)| \quad (30)$$

Dependencia en el extremo superior

Generalidades

El criterio más importante que se aplica para seleccionar una FC es el basado en la magnitud de la dependencia en el extremo 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 0 (Chowdhary & Singh, 2019; Salvadori *et al.*, 2007).

En relación con las FC expuestas, las de Frank y Plackett tienen dependencias insignificantes en sus zonas extremas, por ello $\lambda_L = 0$ y $\lambda_U = 0$. Por el contrario, la Cópula Gumbel-Hougaard tiene dependencia significativa en la cola superior igual a:

$$\lambda_U = 2 - 2^{1/\theta} \quad (31)$$

Las Cópulas de Clayton y Raftery la tienen en su cola inferior e igual a:

$$\lambda_L = 2^{-1/\theta} \quad (32)$$

$$\lambda_L = \frac{2\theta}{\theta+1} \quad (33)$$

Como ya se indicó, la Cópula de Clayton Asociada tiene $\lambda_U = 2^{-1/\theta}$ (ecuación (17)). Familias de Cópulas no expuestas, con $\lambda_U > 0$ son las de Galambos, Genest-Ghoudi y Hüsler-Reiss (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Dupuis (2007) probó seis familias de Cópulas 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 *et al.* (2007), al comparar las mismas seis familias de Cópulas y la denominada A12, 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 muestran los datos disponibles, se debe definir primero la llamada *Cópula Empírica*. Como la FC 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:

$$C_n(u, v) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 1\left(\frac{R_i}{n+1} \leq u, \frac{S_i}{n+1} \leq v\right) \quad (34)$$

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:

$$U_i = \frac{\text{Rango}(X_i)}{n+1} = F_n(x_i) \quad V_i = \frac{\text{Rango}(Y_i)}{n+1} = F_n(Y_i) \quad (35)$$

Poulin *et al.* (2007) utilizan el estimador propuesto por Frahm, Junker y Schmidt (2005), el cual se basa en una muestra aleatoria obtenida de la Cópula empírica; su expresión es:

$$\lambda_U^{CFG} = 2 - 2 \exp \left\{ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln \left[\sqrt{\ln \frac{1}{U_i} \cdot \ln \frac{1}{V_i}} / \ln \left(\frac{1}{\max(U_i, V_i)^2} \right) \right] \right\} \quad (36)$$

Este estimador acepta que la FC se puede aproximar por una de la clase de valores extremos; tiene la ventaja de no requerir un valor umbral para su estimación, como los cuatro expuestos por AghaKouchak, Sellars y Sorooshian (2013).

Familias de Cópulas por contrastar

Justificación

Desde los inicios de las aplicaciones de las *funciones Cópula* (FC) en los análisis hidrológicos multivariados, Favre *et al.* (2004) formularon en sus conclusiones que la etapa crucial de tales análisis radica en la selección adecuada de la FC a los datos disponibles. Posteriormente, Requena *et al.* (2013) destacaron que una FC que muestra un buen ajuste al total de datos disponibles no garantiza una representación adecuada de los valores extremos de tales datos y, por ello, hay que estimar la dependencia observada λ_{ij}^{CFG} (ecuación (36)), para buscar una FC que la reproduzca.

Por lo anterior, cuando se requieren estimaciones de periodos de retorno conjuntos elevados, superiores a tres veces la amplitud del registro conjunto disponible de gastos y volúmenes máximos anuales, se debe buscar y seleccionar la FC que mejor reproduce la dependencia en la cola derecha de los datos (λ_{ij}^{CFG}). En este estudio se contrastan cuatro familias de Cópulas, cuya dependencia en su extremo derecho varía de *mayor a menor grado*, las cuales son las siguientes: Joe, Clayton Asociada, Gumbel-Hougaard y *t* de Student. Las tres primeras pertenecen a la clase de las Cópulas de Arquímedes y la última es de la clase elíptica.

Cópula de Joe

La ecuación básica de esta familia de FC, que sólo acepta dependencia positiva, es la siguiente (Joe, 1993; Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019):

$$C(u, v) = 1 - [(1 - u)^\theta + (1 - v)^\theta - (1 - u)^\theta(1 - v)^\theta]^{1/\theta} \quad (37)$$

cuyo parámetro de dependencia es $\theta \geq 1$, con $\theta = 1$, para el caso de independencia entre u y v . Como no tiene una expresión que relacione su parámetro θ con el cociente tau de Kendall, éste se estima en función de su ecuación del generador $\phi(s)$ y de su derivada $\phi'(s)$ de la FC, cuya expresión es (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019):

$$\tau_n = 1 + 4 \int_0^1 \frac{\phi(s)}{\phi'(s)} ds \quad (38)$$

en la cual s es la variable aleatoria unitaria $0 < s \leq 1$. Las ecuaciones de su generador y de la derivada de éste son (Salvadori *et al.*, 2007; Zhang & Singh, 2019):

$$\phi(s) = -\ln[1 - (1 - s)^\theta] \quad (39)$$

$$\phi'(s) = \frac{\theta(1-s)^{\theta-1}}{-1+(1-s)^\theta} \quad (40)$$

Teniendo como dato el valor de cociente tau de Kendall, la Ecuación (38) se integró numéricamente con base en la Ecuación (19), para obtener por tanteos el valor de θ que la cumple. Obtenido el valor de θ , la dependencia significativa en el extremo derecho (λ_U) de la Cópula de Joe, se obtiene por medio de la Ecuación (31) de la Cópula de Gumbel-Hougaard.

Cópula de Clayton Asociada

La Cópula definida con la Ecuación (18) será aplicada y contrastada debido a que Dupuis (2007) la expuso y mostró que tiene una fuerte dependencia significativa en su extremo derecho (λ_U).

Cópula t de Student

Demarta y McNeil (2005) indican que las Cópulas de Gumbel-Hougaard y Clayton Asociada son de aplicación más simple que las Cópulas extremas derivadas de la t -Student, pero esta última define un valor inferior de la dependencia, como lo señaló previamente Dupuis (2007) y lo ratificó Poulin *et al.* (2007). La ecuación de la Cópula t de Student es la siguiente (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019):

$$C(u, v) = \int_{-\infty}^{t_v^{-1}(u)} \int_{-\infty}^{t_v^{-1}(v)} \frac{1}{2\pi\sqrt{1-\theta^2}} \left(1 + \frac{x^2 - 2\theta \cdot x \cdot y + y^2}{v(1-\theta^2)}\right)^{-(v+2)/2} dx \cdot dy \quad (41)$$

En la expresión anterior $v > 2$, θ varía entre -1 y 1, con $\theta = 0$ para la independencia entre u y v ; $t_v^{-1}(\cdot)$ es la inversa de la distribución t de Student univariada, con v grados de libertad, para la probabilidad indicada en el paréntesis.

Entonces, con la idea de acotar la dependencia en la cola derecha en un valor inferior se exponen las ecuaciones de la Cópula t -Student (Demarta & McNeil, 2005; Poulin *et al.*, 2007; Salvadori *et al.*, 2007; Genest, Favre, Béliveau, & Jacques, 2007):

$$\tau_n = \frac{2}{\pi} \arcsen \theta \quad (42)$$

$$\lambda_U = 2t_{v+1} \left(-\frac{\sqrt{v+1}\sqrt{1-\theta}}{\sqrt{1+\theta}} \right) \quad (43)$$

El signo menos dentro del paréntesis indica que tal valor es la probabilidad de excedencia (*survival probability*) que debe definir la variable aleatoria con distribución t de Student y $v + 1$ grados de libertad. Para evitar el uso de algoritmos numéricos que estimen el valor de t_{v+1} en función de la probabilidad de excedencia, Demarta y McNeil (2005) exponen la siguiente fórmula alternativa:

$$\lambda = \frac{\int_{(\pi/2 - \arcsen \theta)/2}^{\pi/2} \cos^{\nu} s \cdot ds}{\int_0^{\pi/2} \cos^{\nu} s \cdot ds} \quad (44)$$

En la ecuación anterior, λ no lleva subíndice debido a que la Cópula t de Student tiene igual dependencia significativa en sus dos colas o extremos. La Ecuación (44) se integró numéricamente con base en la Ecuación (19) y con tales resultados se elaboró la Tabla 1, que es una ampliación de la expuesta por Demarta y McNeil (2005).

Tabla 1. Valor de la dependencia en los extremos de la Cópula t de Student para diversos valores del ν y θ .

ν	Valor del parámetro de asociación (θ)															
	-0.40	-0.50	-0.75	0.00	0.40	0.50	0.55	0.60	0.65	0.70	0.75	0.80	0.85	0.90	0.95	0.98
2	0.0773	0.0577	0.0195	0.1817	0.3393	0.3910	0.4195	0.4502	0.4833	0.5195	0.5594	0.6042	0.6557	0.7177	0.7995	0.8729
3	0.0378	0.0257	0.0061	0.1161	0.2606	0.3125	0.3419	0.3739	0.4091	0.4481	0.4918	0.5415	0.5995	0.6702	0.7648	0.8505
4	0.0189	0.0117	0.0020	0.0756	0.2031	0.2532	0.2822	0.3144	0.3503	0.3907	0.4366	0.4896	0.5523	0.6298	0.7349	0.8311
6	0.0049	0.0025	0.0002	0.0331	0.1269	0.1705	0.1970	0.2275	0.2625	0.3031	0.3506	0.4071	0.4758	0.5630	0.6845	0.7980
8	0.0013	0.0006	0.0000	0.0150	0.0811	0.1173	0.1405	0.1679	0.2004	0.2393	0.2861	0.3434	0.4151	0.5086	0.6424	0.7699
10	0.0004	0.0001	0.0000	0.0069	0.0527	0.0819	0.1015	0.1255	0.1549	0.1911	0.2360	0.2925	0.3652	0.4627	0.6059	0.7452

ν = grados de libertad.

En la Tabla 1 se destaca que incluso para valores negativos y correlación 0, la Cópula t de Student tiene dependencia asintótica en sus extremos y que tal dependencia decrece con el aumento de los grados de libertad.

La aplicación o integración de la Cópula t de Student (Ecuación (41)) se realizó con base en la Ecuación (20), con 20 parejas de coeficientes w_i y abscisas h_i de 15 dígitos tomados de Davis y Polonsky (1972). Para la estimación de los límites superiores de las integrales se aplicó el algoritmo expuesto por Zelen y Severo (1972) para estimar la variable aleatoria t de Student con ν grados de libertad, en función de la variable Normal x_p , en la cual p es la probabilidad de excedencia:

$$t \sim x_p + \frac{g_1(x_p)}{\nu} + \frac{g_2(x_p)}{\nu^2} + \frac{g_3(x_p)}{\nu^3} + \frac{g_4(x_p)}{\nu^4} + \dots \quad (45)$$

siendo:

$$g_1(x) = \frac{1}{4}(x^3 + x) \quad (46)$$

$$g_2(x) = \frac{1}{96}(5x^5 + 16x^3 + 3x) \quad (47)$$

$$g_3(x) = \frac{1}{384}(3x^7 + 19x^5 + 17x^3 - 15x) \quad (48)$$

$$g_4(x) = \frac{1}{92160}(79x^9 + 776x^7 + 1482x^5 - 1920x^3 - 945x) \quad (49)$$

Cuando $p < 0.50$ hacer $t = -t$. El algoritmo para estimación de la variable Normal x_p también procede de Zelen y Severo (1972) y es el siguiente:



$$x_p = \delta - \frac{c_0 + c_1 \cdot \delta + c_2 \cdot \delta^2}{1 + d_1 \cdot \delta + d_2 \cdot \delta^2 + d_3 \cdot \delta^3} \quad (50)$$

en la cual:

$$\delta = \sqrt{\ln\left(\frac{1}{p^2}\right)} \quad (51)$$

siendo:

$$c_0 = 2.515517$$

$$c_1 = 0.802853$$

$$c_2 = 0.010328$$

$$d_1 = 1.432788$$

$$d_2 = 0.189269$$

$$d_3 = 0.001308$$

Si $p > 0.50$ hacer $p = 1 - p$ y $x_p = -x_p$. Los algoritmos definidos por las ecuaciones (45) a (51) fueron probados con los valores numéricos que exponen Zhang y Singh (2019).

Para establecer los límites inferiores de las integrales de la Ecuación (41) se utilizó la tabulación de la distribución t de Student, expuesta por Ostle y Mensing (1975) como Apéndice 5. En la Tabla 1 se definen para una probabilidad de no excedencia de 0.9995 los siguientes valores de t con

ν grados de libertad de 2 a 10: 31.598, 12.941, 8.610, 6.859, 5.959, 5.405, 5.041, 4.781 y 4.587. Tales valores con signo menos se tomaron como límites inferiores según el grado de libertad asignado en la aplicación de la Ecuación (41), el cual, lógicamente, varió de 2 a 10; seleccionado la Cópula t de Student de mejor ajuste (ecuaciones (28) a (30)).

Ratificación de la función Cópula seleccionada

Esta 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 (Ecuación (27)). Yue (2000a) indica que la forma simple y práctica de representar las probabilidades conjuntas empíricas y teóricas 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°. La inspección de la gráfica descrita y el valor del coeficiente de correlación, en estos casos, superior a 0.98, ratifican la validez del modelo probabilístico conjunto.

Yue (2000b), y 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* (d_{ma}) entre las probabilidades conjuntas. Para evaluar la estadística (D_n) del test se utilizó la expresión que exponen Meylan *et al.* (2012), para $\alpha = 5$ %:

$$D_n = \frac{1.358}{\sqrt{n}} \quad (52)$$

n es el número de datos. Si la dma es menor que D_n se ratifica la FC adoptada.

Conceptos del análisis de frecuencias bivariado

Periodos de retorno bivariados

El primer *periodo de retorno bivariado* del evento (X, Y) se define bajo la condición OR, lo cual indica que los límites x o y , o ambos *pueden* ser excedidos, y entonces la ecuación clásica del periodo de retorno o inverso de la probabilidad de excedencia será (Shiau *et al.*, 2006; Genest & Chebana, 2017):

$$T_{XY} = \frac{1}{P(X > x \text{ or } Y > y)} = \frac{1}{1 - F_{X,Y}(x,y)} = \frac{1}{1 - C[F_X(x), F_Y(y)]} \quad (53)$$

en la cual $C[F_X(x), F_Y(y)]$ es la FC seleccionada.

El segundo *periodo de retorno bivariado* del evento (X, Y) está asociado con el caso en que ambos límites *son* excedidos ($X > x, Y > y$) o condición AND; su ecuación es (Shiau *et al.*, 2006; Genest & Chebana, 2017):

$$T'_{XY} = \frac{1}{P(X>x \text{ and } Y>y)} = \frac{1}{F'_{X,Y}(x,y)} = \frac{1}{1-F_X(x)-F_Y(y)+C[F_X(x),F_Y(y)]} \quad (54)$$

Aldama (2000) obtiene la expresión $F'_{X,Y}(x,y)$ de la probabilidad bivariada de excedencia mediante un razonamiento de probabilidades lógico y simple aplicado en el plano cartesiano. En cambio, Yue y Rasmussen (2002) recurren al plano cartesiano para definir el evento bivariado (X, Y) conceptualmente, que puede ocurrir en alguno de los cuatro cuadrantes.

La relación entre los periodos de retorno bivariados y los univariados es la siguiente (Yue & Rasmussen, 2002; Shiau *et al.*, 2006; Vogel & Castellarin, 2017):

$$T_{XY} \leq \min[T_X, T_Y] \leq \max[T_X, T_Y] \leq T'_{XY} \quad (55)$$

siendo:

$$T_X = \frac{1}{F'_X(x)} = \frac{1}{1-F_X(x)} \quad (56)$$

$$T_Y = \frac{1}{F'_Y(y)} = \frac{1}{1-F_Y(y)} \quad (57)$$

Salvadori y De Michele (2004) introducen con detalle el concepto del *periodo de retorno 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:

$$L_s = [(u, v) \in \mathbb{I}^2: C(u, v) = s] \quad (58)$$

siendo s la variable aleatoria unitaria $0 < s \leq 1$ y C la 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:

$$B_C(s) = \{(u, v) \in \mathbb{I}^2: C(u, v) \leq s\} \quad (59)$$

En 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):

$$K_C(s) = s - \frac{\phi(s)}{\phi'(s)} \quad (60)$$

en la cual $\phi(s)$ es el generador de la FC y $\phi'(s)$ su derivada. Por último, el periodo de retorno secundario (ζ) de los eventos fuera de $B_C(s)$ es:

$$\zeta = \frac{1}{1-K_C(s)} \quad (61)$$

cuyo denominador es la probabilidad de excedencia (*survival function*), la cual corresponde a eventos posiblemente destructivos o peligrosos. La relación que guarda ζ con los periodos de retorno *conjuntos* es la siguiente (Gräler *et al.*, 2013):

$$T_{XY} \leq \zeta \leq T'_{XY} \quad (62)$$

La aplicación de la Ecuación (61) requiere la estimación previa de la Ecuación (60) para las siguientes seis probabilidades de no excedencia (s): 0.98, 0.99, 0.998, 0.999, 0.9998 y 0.9999, que corresponden a los *periodos de retorno conjuntos* de 50, 100, 500, 1 000, 5 000 y 10 000 años. En las Cópulas de Gumbel-Hougaard y de Joe, las ecuaciones de su generador y su derivada son las siguientes (Zhang y Singh, 2019):

$$\phi(s) = (-\ln s)^\theta \quad (63)$$

$$\phi'(s) = -\frac{\theta}{s}(-\ln s)^{\theta-1} \quad (64)$$

$$\phi(s) = -\ln[1 - (1 - s)^\theta] \quad (65)$$

$$\phi'(s) = -\frac{\theta(1-s)^{\theta-1}}{-1+(1-s)^\theta} \quad (66)$$

Eventos críticos o de diseño

Volpi y Fiori (2012) destacan que la gráfica del periodo de retorno conjunto de tipo AND, mostrada más adelante como Figura 2, presenta una severa inconsistencia al contener, en un contexto bivariado, umbrales críticos univariados. Debido a lo anterior, tal gráfica se considera integrada por dos porciones: las dos designadas *simples* (*naive part*) y la *correcta* (*proper part*). Las partes rectas son las colas o rectas asíntotas a la parte curva. La probabilidad de ocurrencia de un evento o pareja de Q y V es variable en la parte curva y decrece a lo largo de la parte recta, aunque todos los valores definen el *mismo* periodo de retorno conjunto. En resumen, las parejas de valores de las rectas asíntotas tienen probabilidades de ocurrencia bajas y por ello no deben ser incluidas en los análisis de búsqueda de las crecientes (Q y V) críticas o severas. Para fines prácticos, los puntos extremos de la parte curva se pueden definir según su distribución empírica o cercanos al inicio de las rectas asíntotas.

Selección de las distribuciones marginales

El planteamiento para la selección de las distribuciones marginales fue muy simple y consistió en aplicar las tres FDP que se han establecido de referencia o de aplicación bajo precepto, que son la Log-Pearson tipo III (LP3), la General de Valores Extremos (GVE) y la Logística Generalizada (LOG). Además, se aplicaron tres distribuciones de uso generalizado: la

Pareto Generalizada (PAG), la Kappa y la Wakeby. Las primeras cuatro FDP citadas tienen tres parámetros de ajuste, y las dos últimas, cuatro y cinco. Con excepción de la LP3 que se aplicó con el método de momentos en los dominios logarítmico (WRC, 1977) y real (Bobée, 1975), el resto se ajustó con el método de momentos L (Hosking & Wallis, 1997).

La selección de la FDP más conveniente se basó en el valor que cada una genera con una probabilidad de no excedencia del 1 %; es decir, un valor muy bajo que no supere a los valores mínimos observados para evitar probabilidades marginales (u , v) negativas. Este criterio de selección es el requerido en registros de Q y V que presentan valores mínimos muy reducidos, en comparación con sus extremos máximos.

Además, se tomaron en cuenta a los errores estándar de ajuste (EEA) y absoluto medio (EAM), así como la magnitud de las *predicciones* en los periodos de retorno mayores a 500 años.

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 y el descrito para evitar probabilidades negativas permitirán adoptar una distribución adecuada entre los modelos: LP3, GVE, LOG, PAG, Kappa y Wakeby.

Cambiando en las ecuaciones (28) y (29) las probabilidades observadas por los datos ordenados de la serie analizada (x_i o y_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 o \hat{y}_i) se buscan para la misma probabilidad de no excedencia, asignada a los datos por la fórmula empírica de Gringorten (Ecuación (26)).

Datos por procesar

Para realizar el contraste de las cuatro FC que tienen dependencia significativa en su extremo derecho (λ_U), se procesaron los 16 registros *conjuntos* de gasto máximo (Q) y volumen (V) de las crecientes anuales que expusieron Aldama *et al.* (2006), los cuales suman 620 parejas de datos en 15 embalses importantes de México y uno en proyecto (La Parota).

Además, se incluyó el registro conjunto de Q y V anuales de las crecientes registradas en la estación hidrométrica La Cuña, expuesto por Gómez *et al.* (2010) y Campos-Aranda (2022). También se procesó el registro de Q y V de las crecientes de entrada a la presa Malpaso, mostrado por Domínguez y Arganis (2012).

En la Tabla 2 se expone el registro de los 26 datos conjuntos de Q y V de las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos en el río Humaya del estado de Sinaloa, México. Tal registro procede de Aldama *et al.* (2006) y se procesó como aplicación numérica.

Tabla 2. Gastos máximos, volúmenes y sus números de orden bivariados en las 26 crecientes anuales de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México (*Aldama et al.*, 2006).

Año	Q (m ³ /s)	V (Mm ³)	NM _i	Año	Q (m ³ /s)	V (Mm ³)	NM _i
1974	600	140	4	1987	401	160	6
1975	290	200	4	1988	305	150	3
1976	316	70	3	1989	581	170	8
1977	242	50	1	1990	2 035	1 150	22
1978	248	420	4	1991	488	190	9
1979	891	400	15	1992	242	310	3
1980	461	190	7	1993	487	160	7
1981	9 245	4 580	26	1994	933	150	6
1982	2 388	1 410	23	1995	127	70	1
1983	277	160	3	1996	4 490	1 240	24
1984	481	290	9	1997	904	160	9
1985	614	450	16	1998	2 529	1 020	22
1986	1 064	550	20	1999	1 193	380	17

Test de Wald-Wolfowitz

Esta prueba no paramétrica ha sido utilizada por Bobée y Ashkar (1991), Rao y Hamed (2000), y Meylan *et al.* (2012) para verificar *independencia* y *estacionariedad* en registros de gastos máximos anuales (X_i). Por lo anterior, se propuso aplicar esta prueba a los registros conjuntos de Q y V , que deben ser muestras *aleatorias*.

Resultados y su discusión

Contraste de funciones Cópula con $\lambda_U > 0$

Verificación de la aleatoriedad

En la Tabla 3 se muestran en orden progresivo de tamaño de cuenca (A en km^2) los 16 registros *conjuntos* de Q y V procesados, tomados de Aldama *et al.* (2006) y, al final, los dos registros conjuntos también procesados. En la columna 4 se expone el número de datos (n) de cada registro, y en las columnas 5 y 6, el valor del estadístico U del test de Wald-Wolfowitz, cuyo valor absoluto debe ser menor de 1.96 para que tal registro sea *aleatorio*.

Tabla 3. Datos generales y resultados del test de Wald-Wolfowitz en los 18 registros conjuntos de Q y V procesados.

No.	Nombre del embalse o registro	A (km ²)	n	Test WW	
				Q	V
1	Madin	171	30	-0.757	-0.335
2	Eustaquio Buelna (<i>Guamúchil</i>)	1 630	37	(4.156)	(2.597)
3	Josefa Ortiz de Domínguez (<i>El Sabino</i>)	2 268	34	(1.986)	1.529
4	Abelardo L. Rodríguez	2 430	44	(2.220)	(2.346)
5	Sanalona	3 250	38	0.337	-1.555
6	Ignacio Allende (<i>La Begoña</i>)	4 984	27	0.287	1.241
7	La Parota	7 067	31	-0.760	-0.532
8	Benito Juárez (<i>El Marqués</i>)	9 697	26	-0.601	0.427
9	Adolfo Ruiz Cortines (<i>Mocúzari</i>)	10 719	61	0.147	1.189
10	Adolfo López Mateos (<i>Humaya</i>)	10 972	26	0.677	1.252
11	Belisario Domínguez (<i>La Angostura</i>)	18 537	33	0.955	0.247
12	La Boquilla	21 003	64	-0.084	-0.251
13	Luis Donald Colosio (<i>Huites</i>)	26 020	52	-0.091	-0.602
14	Venustiano Carranza (<i>Don Martín</i>)	31 034	52	0.726	1.054
15	Plutarco Elías Calles (<i>El Novillo</i>)	58 280	22	0.637	0.496
16	Adolfo López Mateos (<i>Infiernillo</i>)	108 000	43	-0.707	-0.022
17	Estación hidrométrica <i>La Cuña</i>	19 097	55	0.284	0.213
18	Presa Malpaso (<i>Netzahualcóyotl</i>)	34 800	47	-0.666	0.558

Se deduce de los valores citados que dos registros conjuntos no son aleatorios: los de las presas *Guamúchil* y Abelardo L. Rodríguez. A tales registros se les aplicaron pruebas estadísticas específicas y se encontró en la presa *Guamúchil* que las series de Q y V muestran persistencia y exceso de variabilidad por sus valores extremos. Además, la serie de Q muestra tendencia ascendente. En la presa Abelardo L. Rodríguez, ambas series de Q y V muestran persistencia, exceso de variabilidad y tendencia negativa. El registro de Q de la presa *El Sabino* puede ser aceptado aleatorio, ya que sólo presenta persistencia ligera. Por lo anterior, los registros conjuntos de las presas *Guamúchil* y Abelardo L. Rodríguez se eliminaron de los análisis posteriores.

Valores de las medidas de asociación

En la columna 2 de la Tabla 4 se muestran los valores del cociente tau de Kendall obtenidos con la Ecuación (21). Respecto al coeficiente rho de Spearman, mostrado en la columna 2 de la Tabla 5, los valores que no tienen paréntesis resultaron iguales al calcularse con las ecuaciones (23) y (24). En cambio, las magnitudes entre paréntesis provienen de la Ecuación (23), que conduce a valores ligeramente mayores.

Tabla 4. Valores del cociente tau de Kendall de la dependencia observada (λ_U^{CFG}), y de las Cópulas aplicadas de Joe y de Clayton Asociada al registro conjunto indicado.

Embalse o registro	τ_n	λ_U^{CFG}	Cópula Joe		Clayton Asoc.	
			θ	λ_U	θ	λ_U
Madin	0.6598	0.7356	4.687	0.8406	3.8784	0.8363
<i>El Sabino</i>	0.5936	0.6776	3.748	0.7969	2.9211	0.7888
Sanalona	0.5733	0.6053	3.525	0.7827	2.6867	0.7726
<i>La Begoña</i>	0.6866	0.7831	5.177	0.8567	4.3818	(0.8537)
La Parota	0.5226	0.6724	3.039	0.7438	2.1892	(0.7286)
<i>El Marqués</i>	0.5385	0.6462	3.179	0.7564	2.3333	0.7430
<i>Mocúzari</i>	0.7093	0.8024	5.630	0.8690	4.8797	(0.8676)
<i>Humaya</i>	0.4523	0.6834	2.522	0.6837	1.6517	0.6573
<i>La Angostura</i>	0.4318	0.4730	2.397	0.6647	1.5200	0.6338
La Boquilla	0.6091	0.6440	3.938	0.8075	3.1168	0.8006
<i>Huites</i>	0.4495	0.5655	2.504	0.6811	1.6329	0.6541
<i>Don Martín</i>	0.6456	0.7446	4.455	0.8317	3.6426	0.8267
<i>El Novillo</i>	0.4286	0.6166	2.378	0.6616	1.5000	0.6300
<i>Infiernillo</i>	0.4064	0.4714	2.253	0.6398	1.3694	0.6028
La Cuña	0.7199	0.7819	5.887	0.8750	5.1394	0.8738
Malpaso	0.3747	0.4159	2.092	0.6072	1.1982	0.5608

Tabla 5. Valores del coeficiente rho de Spearman, de la dependencia observada (λ_U^{CFG}), y de las Cópulas de Gumbel-Hougaard y t de Student en el registro conjunto indicado.

Embalse o registro	ρ_n	λ_U^{CFG}	Gumbel-Hougaard		t de Student	
			θ	λ_U	$\lambda_U(\nu = 2)$	$\lambda_U(\nu = 10)$
Madin	(0.8603)	0.7356	2.9392	0.7340	0.6678	0.3834
<i>El Sabino</i>	0.6883	0.6776	2.4605	0.6746	0.6072	0.2965
Sanalona	0.7595	0.6053	2.3433	0.6558	0.5889	0.2725
<i>La Begoña</i>	0.8107	0.7831	3.1909	(0.7574)	0.6929	0.4225
La Parota	0.6968	0.6724	2.0946	(0.6077)	0.5443	0.2184
<i>El Marqués</i>	0.7648	0.6462	2.1667	0.6230	0.5581	0.2345
<i>Mocúzari</i>	(0.8827)	0.8024	3.4399	(0.7768)	0.7142	0.4570
<i>Humaya</i>	(0.7258)	0.6834	1.8258	0.5383	0.4849	0.1563
<i>La Angostura</i>	0.5836	0.4730	1.7600	0.5173	0.4681	0.1409
La Boquilla	0.7922	0.6440	2.5584	0.6888	0.6212	0.3157
<i>Huites</i>	0.5980	0.5655	1.8164	0.5354	0.4825	0.1541
<i>Don Martín</i>	(0.8303)	0.7446	2.8213	0.7215	0.6546	0.3636
<i>El Novillo</i>	0.5788	0.6166	1.7500	0.5140	0.4654	0.1385
<i>Infiernillo</i>	(0.5707)	0.4714	1.6847	0.4910	0.4476	0.1233
La Cuña	(0.9088)	0.7819	3.5697	0.7857	0.7243	0.4737
Malpaso	(0.5510)	0.4159	1.5991	0.4574	0.4226	0.1038

Contraste de dependencias (λ_U)

En las columnas 3 de la Tabla 4 y Tabla 5 se exponen los valores de la dependencia observada (λ_U^{CFG}) estimada con la Ecuación (36). El criterio de selección de la FC fue que su dependencia significativa (λ_U) debería ser algo mayor o escasamente menor a la dependencia observada (λ_U^{CFG}). Con tal criterio, en la Tabla 4 se definieron las FC de Joe para el registro de la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*) y la FC de Clayton Asociada para el registro de la presa Plutarco Elías Calles (*El Novillo*).

Por otra parte, en la Tabla 5, con el criterio de selección descrito, se definen 10 registros, cuya dependencia en su extremo derecho puede ser presentada por la FC de Gumbel-Hougaard (GH), y tres que están comprendidos entre las FC de Clayton Asociada y de GH, cuyos valores de la dependencia (λ_U) se han mostrado entre paréntesis. La FC de la t de Student reproduce la dependencia del registro de la presa Malpaso, con $\nu = 2$.

Búsqueda de las distribuciones marginales

Distribución de los gastos máximos anuales

En la Tabla 6 se exponen los errores de ajuste y predicciones (m^3/s) obtenidas con las seis distribuciones aplicadas al registro de gastos máximos de la Tabla 2, cuyo valor mínimo registrado es $127 m^3/s$. De estas seis FDP, las únicas que definen valores con probabilidad de no

excedencia del 1 % menores al gasto citado son la GVE y la LOG. Tomando en cuenta los errores de ajuste, se adopta la GVE.

Tabla 6. Errores de ajuste y predicciones (m³/s) de las seis distribuciones aplicadas en el registro de gastos máximos anuales de las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

FDP	EEA (m ³ /s)	EAM (m ³ /s)	Periodos de retorno en años					
			50	100	500	1 000	5 000	10 000
LP3	230.8	132.6	9 062	15 192	48 746	79 778	247 228	400 939
GVE	675.5	279.8	6 663	10 381	28 653	44 244	121 000	186 452
LOG	745.8	301.9	6 364	9 961	28 041	43 766	123 060	192 052
PAG	631.9	255.6	6 824	10 412	26 828	40 002	100 278	148 626
KAP	585.1	243.0	7 072	10 697	26 739	39 253	94 582	137 656
WAK	676.7	286.5	6 770	10 379	27 111	40 694	103 672	154 793

Los parámetros de ubicación (u_1), escala (a_1) y forma (k_1) de la distribución GVE adoptada son 447.7865, 372.8246 y -0.6236228, respectivamente, cuya ecuación es:

$$F(x) = \exp \left\{ - \left[1 - k_1 \frac{(x-u_1)}{a_1} \right]^{1/k_1} \right\} \quad (67)$$

Distribución de los volúmenes anuales

En la Tabla 7, similar a la anterior para los volúmenes anuales de la Tabla 2, cuyo valor mínimo es 50 Mm³, nuevamente las únicas FDP que no generan probabilidades marginales negativas son la GVE y LOG. Se adopta la GVE por mostrar menores errores de ajuste.

Tabla 7. Errores de ajuste y predicciones (m³/s) de las seis distribuciones aplicadas al registro de volúmenes anuales de las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

FDP	EEA (m ³ /s)	EAM (m ³ /s)	Periodos de retorno en años					
			50	100	500	1 000	5 000	10 000
LP3	189.8	96.6	4 061	6 726	20 745	33 252	97 487	153 958
GVE	370.6	138.8	3 021	4 726	13 163	20 401	56 269	87 019
LOG	400.4	144.6	2 881	4 528	12 856	20 134	57 053	89 331
PAG	355.1	133.1	3 091	4 739	12 345	18 494	46 869	69 796
KAP	338.6	135.1	3 207	4 875	12 327	18 186	44 336	64 877
WAK	375.3	146.4	3 075	4 729	12 428	18 697	47 873	71 630

Los parámetros de ubicación (u_2), escala (a_2) y forma (k_2) de la distribución GVE adoptada son 193.4795, 167.2692 y -0.6288097, respectivamente, cuya expresión es:

$$F(y) = \exp\left\{-\left[1 - k_2 \frac{(y-u_2)}{a_2}\right]^{1/k_2}\right\} \quad (68)$$

Selección y ratificación de la FC

El procesamiento bivariado de los datos de la Tabla 2 condujo a los siguientes tres indicadores de asociación: $r_{xy} = 0.9670$, $\tau_n = 0.4523$ y $\rho_n = 0.6738$. La Ecuación (22), con $n = 26$ y el tau citado origina un valor de 3.24; por lo cual, el cociente de Kendall es significativo. La Ecuación (25) genera un valor de 2.26 y entonces el coeficiente de Spearman también es significativo.

Por otra parte, en la Tabla 8 se muestran los indicadores estadísticos de ajuste que se obtuvieron al aplicar las FC de Clayton, Frank, Plackett, *t*-Student, Gumbel-Hougaard (GH), Clayton Asociada y Joe. En las ecuaciones (28) a (30), las probabilidades bivariadas empíricas se estimaron con la Ecuación (27) y las teóricas con las ecuaciones (2), (4), (9), (41), (7), (18) y (37). Los valores reportados para la Cópula *t*-Student corresponden a un $\nu = 6$, donde ya estabilizaron los errores de ajuste con $\theta = \text{sen}\left(\frac{\pi \cdot \tau_n}{2}\right) = 0.6522$, según la Ecuación (42).

Tabla 8. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cópula indicadas en las crecientes anuales de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

Cópula	θ	<i>EME</i>	<i>EAM</i>	Núm. DP	Núm. DN	MDP	MDN	λ_U
Clayton (C.)	1.6517	0.0529	0.0365	14	12	0.1505	-0.0779	0.0000
Frank	4.9310	0.0461	0.0321	15	11	0.1334	-0.0701	0.0000
Plackett	11.079	<i>0.0441</i>	<i>0.0315</i>	11	15	0.1291	-0.0727	0.0000
<i>t</i> -Student	0.6522	0.0482	0.0347	13	13	0.1415	-0.0643	0.2641
GH	1.8258	0.0473	0.0354	14	12	0.1352	-0.0601	0.5383
C. Asociada	1.6517	0.0475	0.0362	14	12	0.1277	-0.0549	0.6573
Joe	2.5220	0.0477	0.0365	15	11	<i>0.1267</i>	<i>-0.0533</i>	0.6837

Significado de los nuevos acrónimos:

DP, DN = diferencias positivas y negativas.

MDP, MDN = máxima diferencia positiva y negativa.

Con base en los resultados de la Tabla 8, no existe dificultad para seleccionar como mejor FC la de Plackett, para los datos de la Tabla 2, debido a que reporta los indicadores estadísticos (*EME* y *EAM*) más reducidos (mostrados en cursivas).

Sin embargo, al tomar en cuenta que la dependencia observada (λ_U^{CFG}) alcanzó un valor de 0.6834, la FC que se debe seleccionar es la Joe, como ya se expuso en la Tabla 4. En la Tabla 8 se observa que el ajuste de la FC de Joe a los datos es mejor que el peor de todos, que lo definió FC de Clayton. Es destacable que la FC de Joe origina los valores más bajos de las diferencias máximas entre probabilidades empíricas y teóricas (mostradas en cursivas y sombreadas).

En la Tabla 9 se muestran las probabilidades de no excedencia bivariadas, empíricas observadas (w_i^o) y teóricas calculadas (w_i^c) con la FC de Joe. También se indican sombreadas las diferencias máximas positiva y negativa.

Tabla 9. Probabilidades de no excedencia conjuntas y sus diferencias calculadas con la FC de Joe para las crecientes de anuales de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

Núm.	w_i^o	w_i^c	Diferencias	Núm.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
1	0.1363	0.1896	-0.0533	14	0.2129	0.1619	0.0509
2	0.1363	0.1300	0.0063	15	0.0980	0.1051	-0.0071
3	0.0980	0.0311	0.0669	16	0.2894	0.2392	0.0502
4	0.0214	0.0101	0.0114	17	0.8254	0.8643	-0.0389
5	0.1363	0.1378	-0.0015	18	0.3277	0.2369	0.0909
6	0.5574	0.5663	-0.0089	19	0.0980	0.1215	-0.0234
7	0.2511	0.2249	0.0263	20	0.2511	0.1955	0.0556
8	0.9786	0.9851	-0.0066	21	0.2129	0.2460	-0.0331
9	0.8637	0.8939	-0.0302	22	0.0214	0.0051	0.0163
10	0.0980	0.0973	0.0007	23	0.9020	0.9195	-0.0175
11	0.3277	0.3210	0.0067	24	0.3277	0.2666	0.0612
12	0.5957	0.4690	0.1267	25	0.8254	0.8767	-0.0513
13	0.7489	0.6690	0.0798	26	0.6340	0.6058	0.0282

Por otra parte, la Ecuación (52) define a $D_n = 0.2663$ y como la diferencia máxima absoluta de la Tabla 9 es 0.1267, el test de Kolmogorov-Smirnov ratifica a la FC de Joe adoptada. El coeficiente de correlación (r_{xy}) entre las probabilidades empíricas y las teóricas estimadas con la FC de Joe

resultó de 0.9897; por lo tanto, aceptable. El contraste gráfico entre ambas probabilidades para ratificar su adopción se expone en la Figura 1 para los datos de la Tabla 9.

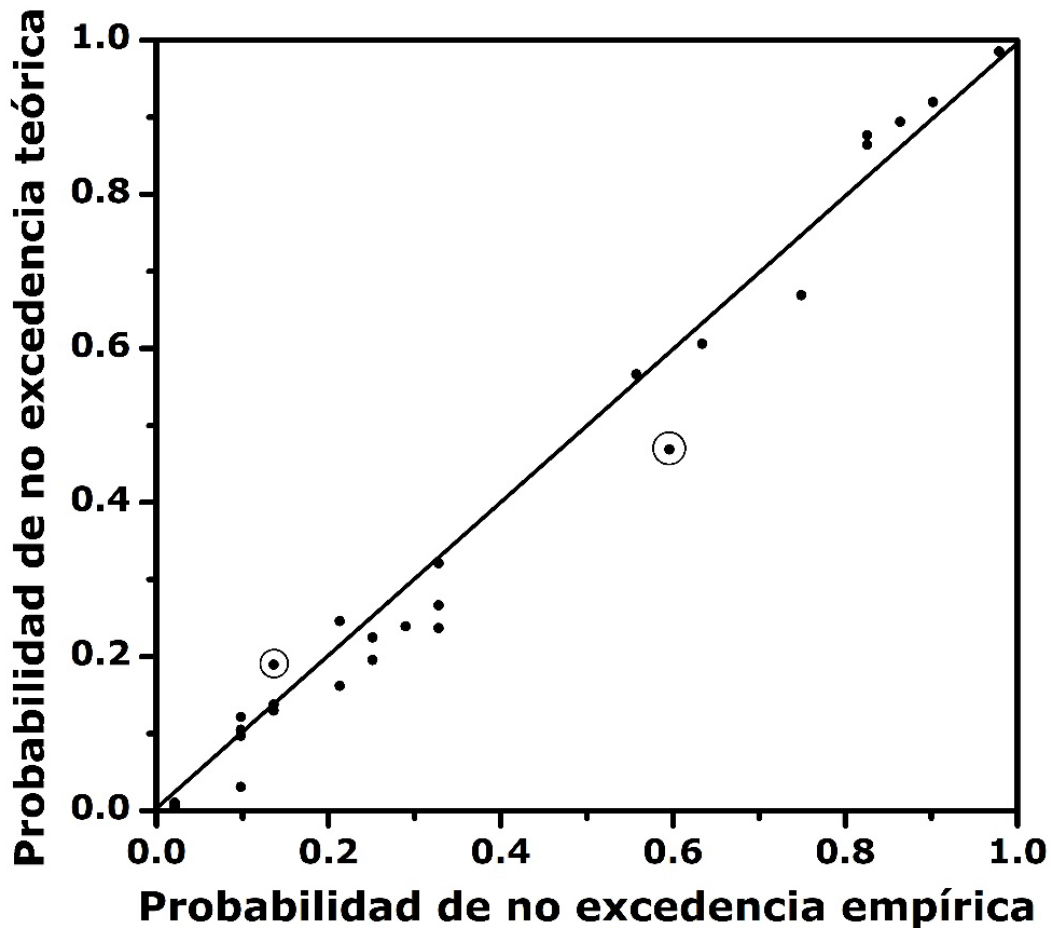


Figura 1. Contraste gráfico de probabilidades conjuntas (Q , V) calculadas con la FC de Joe para las crecientes anuales de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

Gráficas del periodo de retorno bivariado T'_{XY}

Los periodos de retorno bivariados de tipo AND se estiman con la Ecuación (54). Para sus estimaciones con valores del T'_{XY} de 500, 1 000, 5 000 y 10 000 años se aplicó la FC de Joe. De manera arbitraria se seleccionan volúmenes y gastos pico para obtener sus probabilidades de no excedencia marginales (ecuaciones (67) y (68)) y conjunta (Ecuación (54)). En la Tabla 10 se muestran resultados para definir las cuatro gráficas de la Figura 2.

Tabla 10. Parejas de gasto pico y volumen anual utilizadas para definir las gráficas del periodo de retorno conjunto tipo AND con la FC de Joe en las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

T'_{XY} 500 años		T'_{XY} 1 000 años		T'_{XY} 5 000 años		T'_{XY} 10 000 años	
V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s
0	28 653	0	44 244	0	121 000	0	186 452
1 000	28 636	2 000	44 200	4 000	120 940	5 000	186 420
2 000	28 571	4 000	44 020	8 000	120 735	10 000	186 300
3 000	28 439	6 000	43 642	12 000	120 290	15 000	185 840
5 000	27 903	8 000	43 002	16 000	119 500	20 000	185 250
6 000	27 453	10 000	42 014	20 000	118 390	25 000	184 150
7 000	26 836	12 000	40 542	24 000	116 830	30 000	182 800

T'_{XY} 500 años		T'_{XY} 1 000 años		T'_{XY} 5 000 años		T'_{XY} 10 000 años	
V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s
8 000	26 000	13 000	39 560	28 000	114 700	35 000	181 120
9 000	24 858	14 000	38 348	32 000	111 900	40 000	178 750
10 000	23 266	15 000	36 850	36 000	108 140	45 000	175 800
10 500	22 222	16 000	34 960	40 000	103 060	50 000	172 050
11 000	20 940	17 000	32 520	42 000	99 850	52 500	169 960
11 500	19 315	18 000	29 212	44 000	96 060	55 000	167 520
12 000	17 165	18 500	27 050	46 000	91 430	57 500	164 740
12 500	14 046	19 000	24 335	47 000	88 770	60 000	161 570
12 750	11 745	19 500	20 720	48 000	85 800	62 500	157 970
13 000	8 125	19 750	18 330	49 000	82 460	65 000	153 850
13 050	6 990	20 000	15 170	50 000	78 670	67 500	149 310
13 100	5 490	20 100	13 530	51 000	74 250	70 000	143 810
13 163	0	20 200	11 520	52 000	69 140	72 000	138 820
		20 300	8 730	53 000	62 840	74 000	133 200
		20 350	6 450	53 500	59 250	76 000	126 530
		20 401	0	54 000	54 985	78 000	118 720
				54 500	50 160	80 000	109 000
				55 000	44 100	81 000	103 580
				55 500	35 840	82 000	96 950
				56 000	23 600	83 000	89 650
				56 269	0	84 000	80 650

T'_{XY} 500 años		T'_{XY} 1 000 años		T'_{XY} 5 000 años		T'_{XY} 10 000 años	
V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s
						85 000	68 990
						86 000	53 500
						87 019	0

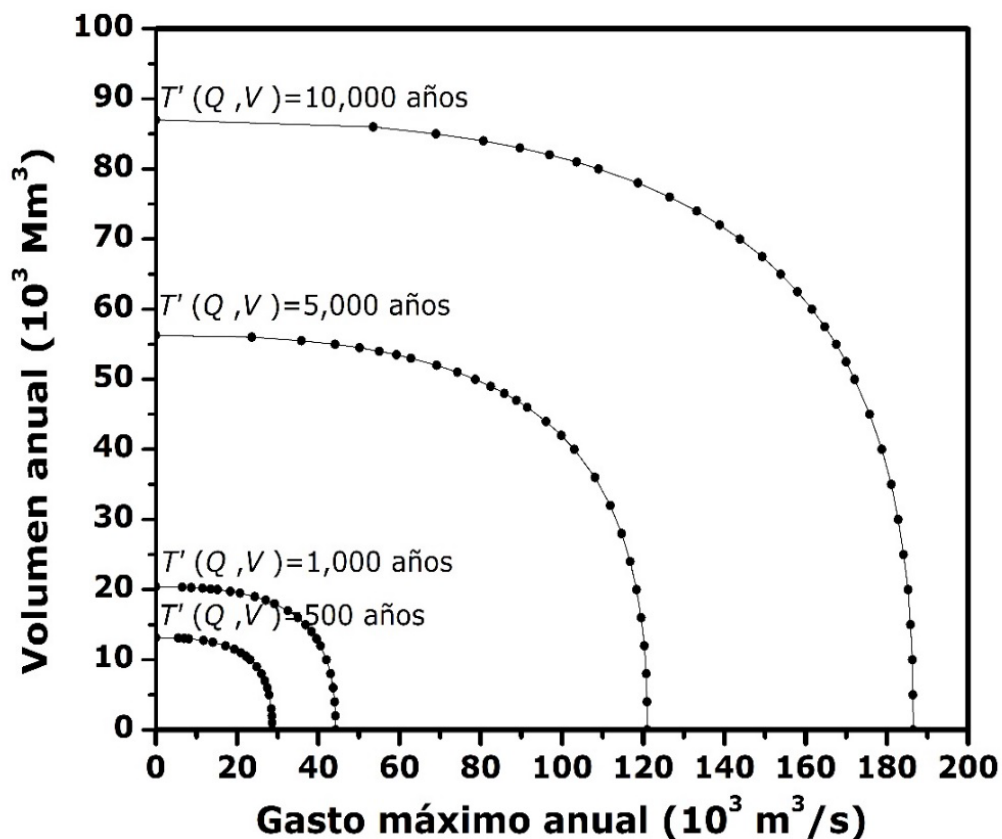


Figura 2. Gráficas de los cuatro periodos de retorno conjunto T'_{XY} de diseño obtenidas con la FC de Joe en las crecientes anuales de entrada a la Presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

Selección de los eventos de diseño

En la Figura 2 o en la Tabla 10 se pueden seleccionar infinitas parejas de Q y V , que satisfacen el periodo de retorno conjunto de diseño y que se definen como *subgrupo de parejas críticas* por estar dentro de la porción curva de cada gráfica del T'_{XY} fuera de las rectas asíntotas (Volpi & Fiori, 2012).

Las combinaciones de gasto pico y volumen que tienen el mismo *periodo de retorno bivariado* de diseño establecen crecientes o *hidrogramas* que producirán diferentes efectos en el embalse que se diseña o revisa, adoptando por seguridad, el que genera las condiciones más críticas. Para formar cada hidrograma de diseño existen métodos teóricos y empíricos (Aldama, 2000; Aldama *et al.*, 2006; Campos-Aranda, 2008; Gómez *et al.*, 2010; Gräler *et al.*, 2013).

Contraste de los periodos de retorno conjuntos

En la Tabla 11 y Tabla 12 se muestran los cálculos realizados para llevar a cabo la verificación de las ecuaciones (55) y (62) con base en las FC de Gumbel-Hougaard y de Joe. Se observa y comprueba en todos los casos que ambas FC cumplen con la Ecuación (55). Para el periodo de retorno secundario, la Ecuación (62) se cumple exclusivamente con la FC de Joe en los tres últimos periodos de retorno analizados.

Tabla 11. Periodos de retorno univariados y bivariados estimados con la FC de Gumbel-Hougaard en las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

T_x y T_y	FC de Gumbel-Hougaard			T_{XY} secundario	
	$C[F_x(x), F_y(y)]$	T_{XY}	T'_{XY}	$K_c(s)$	ζ
50	0.9709003	34.4	91.7	0.990844	109.2
100	0.9854162	68.6	184.6	0.995450	219.8
500	0.9970778	342.2	927.9	0.999094	1 104.2
1 000	0.9985386	684.3	1 856.7	0.999547	2 209.6
5 000	0.9997076	3 420.4	9 294.9	0.999910	11 059.5
10 000	0.9998538	6 836.7	18 600.0	0.999955	22 104.4

Tabla 12. Periodos de retorno univariados y bivariados estimados con la FC de Joe en las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*), México.

T_x y T_y	FC de Joe			T secundario	
	$C[F_x(x), F_y(y)]$	T_{XY}	T'_{XY}	$K_c(s)$	ζ
50	0.9736739	38.0	73.1	0.987932	82.9
100	0.9868368	76.0	146.3	0.993994	166.5
500	0.9973674	379.9	731.4	0.999022	1 022.7
1 000	0.9986837	759.7	1 462.7	0.999000	1 000.0
5 000	0.9997368	3 799.2	7 313.5	0.999800	5 000.7
10 000	0.9998683	7 594.9	14 627.0	0.999900	9 998.3

Conclusiones

En México, los seis trabajos citados: Aldama (2000), Ramírez-Orozco y Aldama (2000), Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002), Aldama *et al.* (2006), Gómez *et al.* (2010), y Domínguez y Arganis (2012) ponen de manifiesto los esfuerzos realizados para desarrollar *métodos confiables de estimación de crecientes*, que brinden seguridad a las obras hidráulicas rurales y urbanas que son dimensionadas y/o revisadas con ellas, al buscar estimar crecientes bivariadas lo más aproximadas posible; este estudio se suma a los esfuerzos citados.

La ventaja fundamental de usar las funciones Cópula (FC) en el análisis de frecuencias de crecientes *bivariado* (AFCb) radica en construir fácilmente la distribución de probabilidades *conjunta* con base en las distribuciones univariadas marginales iguales o diferentes adoptadas, previa estimación de la dependencia entre las variables aleatorias: gasto máximo (Q) y volumen escurrido (V) de las crecientes anuales disponibles.

La aplicación de las FC en los AFCb ha mostrado que la selección de la *Cópula idónea* se basa en reproducir la dependencia del extremo derecho observada, lo cual garantiza una estimación más aproximada de las *predicciones* asociadas con altos periodos de retorno conjuntos. Por lo anterior, ahora se prueban FC que exhiben, de más a menos, varios grados de dependencia en su cola derecha, por las familias de las Cópulas de Joe, Clayton Asociada, Gumbel-Hougaard y t de Student.

El contraste realizado con 18 registros anuales de Q y V recopilados detectó dos no aleatorios, que fueron eliminados. Para el resto, la FC de Joe se sugiere en un registro procesado como aplicación numérica. La FC de Clayton Asociada se adopta en otro registro y la FC de Gumbel-Hougaard se propone en 10 registros. En tres registros su dependencia observada está comprendida entre la que exhiben estas dos FC citadas. Por último, se encontró que la FC de la t de Student reproduce la dependencia del registro de la Presa Malpaso, con $\nu = 2$ (ver Tabla 5).

Las FC que no muestran tal dependencia, como las Clayton, Frank y Plackett, también se aplican a los datos disponibles de Q y V , y permiten *validar* la calidad del ajuste logrado por la FC probada. Lo anterior está respaldado por el hecho de que todas las FC citadas y expuestas muestran un ajuste similar a los datos (ver Tabla 8).

El procesamiento de los 26 datos anuales de Q y V de las crecientes de entrada a la presa Adolfo López Mateos (*Humaya*) del estado de Sinaloa, México, permitió mostrar el desarrollo numérico de la teoría expuesta y describir con detalle las Figuras 1 y 2, que engloban la aceptación de la FC adoptada y la gráfica básica de los resultados o *predicciones* de Q y V del periodo de retorno *conjunto* tipo AND.

Agradecimientos

Se agradecen las sugerencias de los árbitros anónimos B, F e I, las cuales ayudaron a corregir errores de redacción, omisión y de la estructura general del artículo, para darle una secuencia acorde con la teoría y aplicación de las funciones Cópula en el análisis de frecuencias bivariado

de crecientes. Sus comentarios permitieron destacar los esfuerzos realizados en México para contar con métodos confiables de estimación de crecientes de diseño en grandes embalses.

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. (2000). Hidrología de avenidas. Conferencia Enzo Levi 1998. *Ingeniería Hidráulica en México*, 15(3), 5-46.
- Aldama, A. A., Ramírez, A. I., Aparicio, J., Mejía-Zermeño, R., & Ortega-Gil, G. E. (2006). *Seguridad hidrológica de las presas en México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- 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.

- Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 7. Integración numérica. En: *Introducción a los métodos numéricos: Software en Basic y aplicaciones en Hidrología Superficial* (pp. 137-153). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Campos-Aranda, D. F. (2008). Procedimiento para revisión (sin hidrometría) de la seguridad hidrológica de presas pequeñas para riego. *Agrociencia*, 42(5), 551-563.
- Campos-Aranda, D. F. (2022). Aplicación de la distribución GVE bivariada en el análisis de frecuencias conjunto de crecientes. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(6), 534-602. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-13-06-11>
- 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
- Chen, L., & Guo, S. (2019). Chapter 2. Copula theory. 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* (pp. 875-926), 9th print. New York, USA: Dover Publications.
- Demarta, S., & McNeil, A. J. (2005). The *t* Copula and related copulas. *International Statistical Review*, 73(1), 111-129.
- Domínguez, R., & Arganis, M. L. (2012). Validation of method to estimate design discharge flow for dam spillways with large regulating capacity. *Hydrological Sciences Journal*, 57(3), 460-478. DOI: 10.1080/02626667.2012.665993
- 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., & Reyes-Chávez, L. (2002). Capítulo 9. Análisis conjunto de eventos hidrológicos. En: *Técnicas estadísticas en hidrología* (pp. 203-246). México, DF, México: Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- Favre, A. C., El Adlouni, S., Perreault, L., Thiémonge, N., & Bobée, B. (2004). Multivariate hydrological frequency analysis using copulas. *Water Resources Research*, 40(1), 1-12. DOI: 10.1029/2003WR002456
- 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., Favre, A. C., Béliveau, J., & Jacques, C. (2007). Metaelliptical copulas and their use in frequency analysis of multivariate hydrological data. *Water Resources Research*, 4(W09401), 1-12. DOI: 10.1029/2006WR005275
- Genest, C., & Chebana, F. (2017). Copula modeling in hydrologic frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of Applied Hydrology* (pp. 30.1-30.10). 2nd ed. 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.
- Gómez, J. F., Aparicio, M., & Patiño, C. (2010). Capítulo 6. Análisis de frecuencias bivariado para la estimación de avenidas de diseño. En: *Manual de análisis de frecuencias en hidrología* (pp. 106-127). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Gräler, B., van den Berg, M. J., Vandenberghe, S., Petroselli, A., Grimaldi, S., De Baets, B., & Verhoest, N. E. C. (2013). Multivariate return periods in hydrology: A critical and practical review focusing on synthetic design hydrograph estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(4), 1281-1296. DOI: 10.5194/hess-17-1281-2013

- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix: *L*-moments for some specific distributions, In: *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments* (pp. 191-209). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Joe, H. (1993). Parametric families of multivariate distributions with given margins. *Journal of Multivariate Analysis*, 46(2), 262-282.
- Kite, G. W. (1977). Chapter 12. Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, Colorado, USA: Water Resources Publications.
- Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2008). Theme 3.5. Copulas. In: *Applied statistics for civil and environmental engineers* (pp. 154-157), 2nd. ed. Oxford, UK: Blackwell Publishing.
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 1. Introduction; Chapter 3. Selecting and checking data series; Theme 9.2. Multivariate frequency analysis using Copulas (pp.). In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 1-13, 29-70, 164-176). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Michiels, F., & De Schepper, A. (2008). A Copula test space model. How to avoid the wrong copula choice. *Kybernetika*, 44(6), 864-878.
- Nieves, A., & Domínguez, F. C. (1998). Secciones 6.2 y 6.3. Cuadratura de Gauss e integrales múltiples. En: *Métodos numéricos. Aplicados a la Ingeniería* (pp. 416-434). México, DF, México: Compañía Editorial Continental.

- Ostle, B., & Mensing, R. W. (1975). Appendix 5. Cumulative t distribution. In: *Statistics in research* (pp. 544-545). 3rd ed. Ames, USA: Iowa State University Press.
- 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)
- Ramírez-Orozco, A. I., & Aldama, A. A. (2000). Capítulo 1. Teoría estadística y análisis de frecuencias conjunto. En: *Análisis de frecuencias conjunto para estimación de avenidas de diseño* (pp. 25-58). Avances en Hidráulica No. 7. México, DF, México: Asociación Mexicana de Hidráulica e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Chapter 1. Introduction and Chapter 3. Probability weighted moments and L-moments. In: *Flood frequency analysis* (pp. 1-21, 53-72). Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.
- Requena, A. I., Mediero, L., & Garrote, I. (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., Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2007). Chapter 3. Bivariate analysis via Copulas; Appendix B: Dependence and Appendix C: Families of Copulas. In: *Extremes in nature. An approach using Copulas* (pp. 131-175, 219-232, 233-269). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Shiau, J. T., Wang, H. Y., & Tsai, C. T. (2006). Bivariate frequency analysis of floods using Copulas. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(6), 1549-1564. DOI: 10.1111/j.1752-1688-2006.tb06020.x
- Sraj, M., Bezak, N., & Brilly, M. (2015). Bivariate flood frequency analysis using the copula function. A case study of the Litija station on the Sava River. *Hydrological Processes*, 29(2), 225-238. DOI: 10.1002/hyp.10145
- Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 76.1-76.8), 2nd ed. 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* (pp. 997-1010), 9th print. New York, USA: Dover Publications.

- Vogel, R. M., & Castellarin, A. (2017). Risk, reliability, and return periods and hydrologic design. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 78.1-78.10), 2nd ed. New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Volpi, E., & Fiori, A. (2012). Design event selection in bivariate hydrological frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 57(8), 1506-1515. DOI: 10.1080/02626667.2012.726357
- 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
- WMO, World Meteorological Organization. (1971). Annexed III: Standard tests of significance to be recommended in routine analysis of climatic fluctuations. In: *Climatic Change* (pp. 58-71) (Technical Note No. 79). Geneva, Switzerland: Secretariat of the World Meteorological Organization.
- 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.
- Yue, S. (1999). Applying bivariate Normal distribution to flood frequency analysis. *Water International*, 24(3), 248-254.
- Yue, S., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B., Legendre, P., & Bruneau, P. (1999). The Gumbel mixed model for flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 226(1-2), 88-100.

- Yue, S. (2000a). Joint probability distribution of annual maximum storm peaks and amounts as represented by daily rainfalls. *Hydrological Sciences Journal*, 45(2), 315-326. DOI: 10.1080/02626660009492327
- Yue, S. (2000b). The Gumbel mixed model applied to storm frequency analysis. *Water Resources Management*, 14(5), 377-389.
- Yue, S., & 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
- Zelen, M., & Severo, N. C. (1972). Chapter 26. Probability Functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of Mathematical Functions* (pp. 927-995), 9th print. New Work, USA: Dover Publications.
- 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. (2019). Chapter 3. Copulas and their properties and Chapter 7. Non-Archimedean Copulas. Meta-Elliptical Copulas. In: *Copulas and their applications in water resources engineering* (pp. 62-122, 261-303). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

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

Artículos

Análisis térmico de invernaderos para reconversión de cultivos en la región cálida de Michoacán

Thermal analysis of greenhouses to crops reconversion in a warm zone in Michoacan

Cruz Ernesto Aguilar-Rodríguez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5120-022X>

Jorge Flores-Velázquez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0895-4645>

José Alberto Urrieta-Velázquez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9293-0739>

¹Tecnológico Nacional de México/ITS de los Reyes, Los Reyes de Salgado, Michoacán, México, ernesto.ar@losreyes.tecnm.mx

²Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillos, Texcoco, Estado de México, jorgelv@colpos.mx

³Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, CENID-RASPA, Gómez Palacio, Durango, México, urrieta.jose@inifap.gob.mx

Autor para correspondencia: Jorge Flores-Velazquez, jorgelv@colpos.mx



Resumen

Los brotes de enfermedades en cultivos de zarzamora (*Rubus* subgénero *Eubatus*) en Los Reyes, Michoacán, México, ocasionan pérdidas en la producción. Las condiciones edafoclimáticas, prácticas agrícolas inadecuadas y el cambio climático han favorecido la pudrición de la raíz (*Fusarium* spp.), dejando de cultivarlas con pérdidas equivalentes a los 2 540 millones de pesos anuales (125 millones de dólares). El objetivo de este trabajo fue analizar numéricamente la viabilidad térmica para cultivar tomate (*Solanum lycopersicum* L.) hidropónico en invernadero como alternativa agrícola. Se usaron bases de datos climatológicas y dinámica de fluidos computacional (CFD) para alimentar modelos numéricos y analizar el ambiente de dos invernaderos cenitales típicos de México. Los modelos numéricos se evaluaron mediante un análisis ANOVA de un factor con $p \leq 0.5$. Resultados muestran que la temperatura en el invernadero se mantiene entre el umbral máximo y mínimo para el cultivo de tomate (de 10 a 30 °C). Para acumular 1 398.5 grados días calor (GDC) recomendados por ciclo, en esa región resulta factible almacenar calor para cultivar tres ciclos cortos de tomate. Se identifican periodos críticos debido a las altas temperaturas en los meses de marzo a junio, durante los cuales se requiere ventilación natural con ventanas frontales, cenitales y laterales, para mejorar la tasa de renovación de aire cuando existe un cambio en la dirección del viento predominante.

Palabras clave: dinámica de fluidos computacional, grados días calor, tomate, confort térmico.

Abstract

Recently apparition of diseases in the blackberry crop (*Rubus* subgenre *Eubatus*) in Los Reyes Michoacan, Mexico, has gotten economic decreases. Soil-climatic conditions, erratic plus laborer crop and climatic change, have favored root rot, ceasing to cultivate them with economic losses like 2 540 million Mexican pesos per year (125 million USD). This work aimed to analyze thermal variability to know the alternative to cultivating tomatoes in a hydroponic greenhouse system. Normal data meteorological base and numerical fluid simulation (CFD) were used to feed computational models for analyzing the environment of two typical greenhouses in Mexico. The numerical models were evaluated through a one-way ANOVA analysis with $p \leq 0.5$. Results show that the temperature in the greenhouse is kept between the maximum and minimum threshold for tomato cultivation (10 to 30 °C). To accumulate 1 398.5 Degrees Heat Days (DHC) recommended per cycle, it is feasible to store heat to grow three short tomato cycles in that region. Critical periods are identified due to high temperatures in March to June, during which natural ventilation is required with front, overhead and side windows to improve the air renewal rate when there is a change in the prevailing wind direction.

Keywords: Computational fluid dynamics, degrees days heat, tomato, thermal comfort.

Recibido 08/02/2021

Aceptado 07/03/2022



Introducción

El abandono de tierras en el municipio de Los Reyes, Michoacán, México, se ha visto afectado principalmente por *Fusarium* spp., derivado de prácticas agrícolas inapropiadas y el cambio climático (Fernández-Pavía, Rodríguez-Alvarado, Gómez-Dorantes, Gregorio-Cipriano, & Fernández-Pavía, 2012, Contreras-Pérez *et al.*, 2019), por lo cual es necesario buscar alternativas que permitan la reutilización de dichos espacios.

En 2018, Michoacán fue el tercer lugar en producción de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) a nivel nacional, por debajo de Sinaloa y San Luis Potosí, con una producción anual de 281 848 ton, y el segundo lugar en superficie cultivada con 5 965 ha (SIAP & Sagarpa, 2019), donde destaca su capacidad para cosechar hortalizas.

El tomate bajo invernadero cultivado en sustrato puede ser empleado como cultivo alternativo de producción, con rendimiento de hasta 250 ton/ha (SIAP & Sagarpa, 2019), en función de condiciones ambientales, como rangos de temperaturas entre 10 y 30 °C (Tesi, 2001; Castilla, 2004). En 2018, México produjo 3 780 950 ton de tomate con un valor en el mercado de 31 151 millones (SIAP & Sagarpa, 2019), lo cual demuestra que el tomate sigue siendo uno de los alimentos más rentables y con mejor aceptación en el mercado.

En un invernadero de baja y media tecnología, el ambiente interno depende del microclima exterior, su diseño, el material de construcción y

el tipo de cultivo (Bartzanas, Boulard, & Kittas, 2004; Sethi, 2009; Mesmoudi, Meguallati, & Bournet, 2017; Baxevanou, Fidaros, Bartzanas, & Kittas, 2018). En la actualidad existen herramientas con la capacidad de predecir el ambiente del invernadero mediante la solución a las ecuaciones de transporte, discretizadas en ecuaciones algebraicas y calculadas mediante métodos numéricos. La dinámica de fluidos computacional (CFD) es útil en la toma de decisiones mediante el análisis y comprensión de los fenómenos físicos presentes en el invernadero (Bouhoun-Ali, Bournet, Cannavo, & Chantoiseau, 2017; Boulard, Roy, Pouillard, Fatnassi, & Grisey, 2017).

El uso de modelos computacionales ha sido ampliamente utilizado para caracterizar y modificar las variables que afectan la producción de los cultivos en los invernaderos. Los modelos computacionales han permitido simular el gradiente térmico derivado del diseño del invernadero y su orientación (Kuroyanagi, 2017; Ntinis, Shen, Wang, & Zhang, 2017); la velocidad del viento y su dirección pueden reducir la tasa de renovación de aire, afectando el transporte de calor y masa entre el exterior e interior del invernadero (Cemek, Atiş, & Küçüktopçu, 2017; Zeroual, Bougoul, & Benmoussa, 2018).

La integración diaria de temperatura local puede utilizarse de forma representativa para medir el desarrollo del tomate (Doorenbos & Pruitt, 1977; Trudgill, Honek, Li, & Van-Straalen, 2005). Ardila, Gustavo-Fischer y Balaguera-López (2011) estimaron que para cumplir el ciclo del cultivo de tomate bajo invernadero se requieren 1 398.5 grados días calor (GDC) después del trasplante hasta el periodo de cosecha. El cálculo de

GDC se evaluó mediante la fórmula utilizada por Rodríguez y Flores (2006), considerando como temperatura base la recomendada por Rangel y Silvas (1987), y Zotarelli, Scholberg, Dukes, Muñoz-Carpena e Icerman (2009), donde el proceso metabólico del tomate es mínimo (10 °C).

En 2020, Aguilar-Rodríguez, Flores-Velázquez, Rojano-Aguilar, Ojeda-Bustamante e Iñiguez-Covarrubias (2020a) estimaron mediante CFD la acumulación de GDC, con la finalidad de calcular la duración del ciclo de cultivo de tomate en dos regiones productoras de tomate en México. Los resultados que obtuvieron representan el comportamiento térmico espacial y pueden usarse para inferir la duración del ciclo y establecer la fecha de siembra del tomate bajo invernadero.

Ante el aumento en el abandono de tierras en Los Reyes, Michoacán, derivado de las afectaciones ocasionadas por el *Fusarium* spp. y las malas prácticas agrícolas, se plantea que mediante el uso de modelos numéricos, normales climatológicas y cambios en el diseño del invernadero, es posible establecer la viabilidad térmica para cultivar tomate en la región de Los Reyes, Michoacán.

El objetivo del estudio fue determinar la viabilidad térmica para cultivar tomate bajo invernadero durante todo el año; el análisis se realizó empleando normales climatológicas y CFD como herramienta de predicción de temperaturas, y para establecer condiciones de diseño del invernadero favorables para mantener un confort ambiental.

Materiales y métodos

Descripción del sitio experimental

Los invernaderos prototipo utilizados en la investigación son tipo cenital, de tres capillas y cuentan con sistema de ventilación pasiva (Figura 1). Para el análisis ambiental se usaron dos invernaderos, considerando el efecto que podría tener su diseño en la estratificación de temperatura cuando exista un cambio en la dirección del viento predominante. Se ajustaron los invernaderos validados por Aguilar-Rodríguez *et al.* (2020a); Aguilar-Rodríguez, Flores-Velázquez, Ojeda-Bustamante, Rojano-Aguilar e Iñiguez-Covarrubias (2020b), calibrándolos con datos de temperatura registrados por los sensores durante el mediodía.

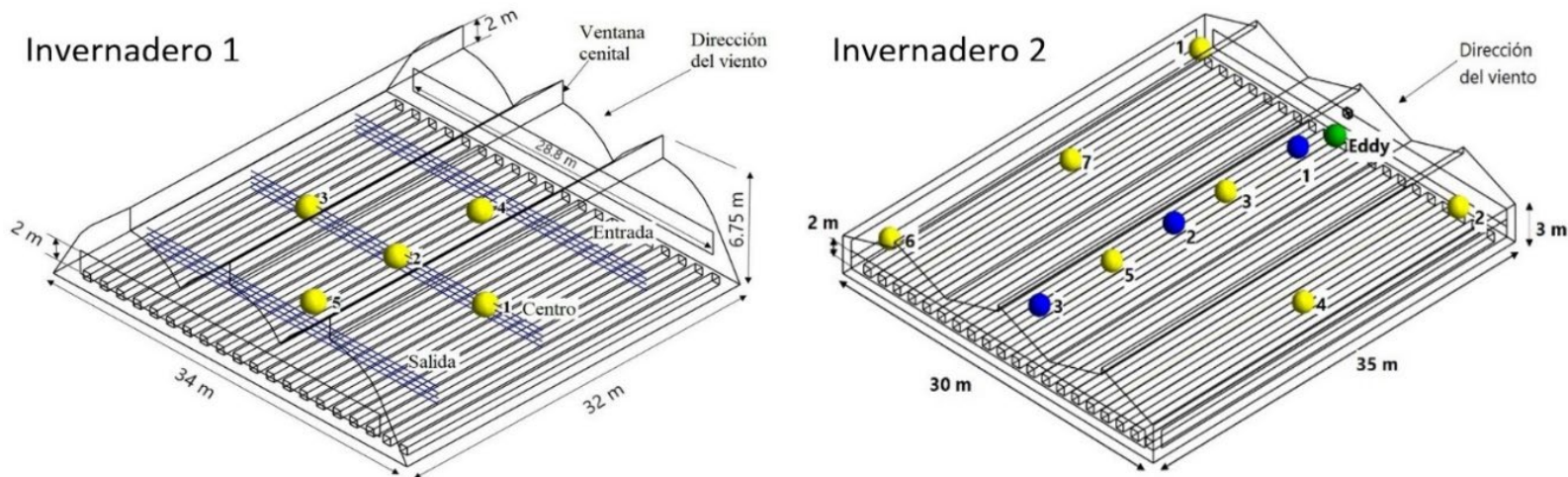


Figura 1. Dimensiones y ubicación de los sensores de temperatura (●), humedad (●) y Eddy (●) en los invernaderos experimentales.

Construcción de modelo computacional

La construcción y simulación de los modelos computacionales se llevó a cabo en ANSYS® Fluent®. Las geometrías se elaboraron en ANSYS® Workbench mediante SpaceClaim. El mallado se realizó en Meshing y cuenta con una calidad ortogonal de 0.96776 y una distorsión de $2.0639e^{-002}$ para el modelo 1. Para el modelo 2 se tiene una calidad ortogonal de 0.97283 y una distorsión de $1.9424e^{-002}$. Las condiciones aplicadas al flujo de aire dentro del invernadero se establecieron en función de los fenómenos físicos presentes y los datos registrados durante el periodo experimental (Tabla 1).

Tabla 1. Condiciones de frontera de los modelos computacionales.

Condiciones de frontera	Método
Solucionador	Basado en presión
Estado	Estacionario
Modelo de viscosidad	Estándar k- ϵ (dos ecuaciones)
Ecuación de energía	Activada
Dominio de entrada	Velocidad de entrada
Dominio de salida	Presión de salida
Temperatura del aire	Constante
Velocidad del viento	Constante
Fuente de calor	Constante desde el suelo, hipótesis de Boussinesq
Condición térmica del suelo	Temperatura

Bases conceptuales de la modelación

La ecuación general de transporte (Ecuación (1)) que se resuelve numéricamente mediante CFD para calcular de forma explícita el campo de velocidad y temperatura asociado con un flujo en tres dimensiones en estado estacionario se puede describir en los siguientes términos generales (Senhaji, Majdoubi, Mouqalid, De, & Meknès, 2017):

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \frac{\partial(U\phi)}{\partial x} + \frac{\partial(V\phi)}{\partial y} + \frac{\partial(W\phi)}{\partial z} = -\Gamma \Delta \phi^2 + S_{\phi} \quad (1)$$

Donde ϕ representa la concentración del término adimensional, es decir, momento, masa y energía; U , V y W son las componentes del vector de velocidad en las tres dimensiones (m s^{-1}); Γ , el coeficiente difusivo ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$), y S_{ϕ} es el término fuente de la variable de interés que representa el gasto de momento debido al efecto de arrastre ejercido por el cultivo. Esta fuerza de arrastre puede expresarse como unidad de volumen de cobertura utilizando la Ecuación (2):

$$S_{\phi} = -LC_D v^2 \quad (2)$$

Donde v es la velocidad del aire (m s^{-1}); L , la densidad del dosel, y C_D es el coeficiente de arrastre establecido por Haxaire (1999) como 0.32. Para incluir el efecto de arrastre, el cultivo se considera como un medio poroso y puede describirse mediante la ecuación de Darcy-Forchacimer (Ecuación (3)):

$$S_{\phi} = - \left[\frac{\mu}{K} U + \right] \rho \frac{C_f}{K} U^2 \quad (3)$$

Donde U es la velocidad del viento; μ , la viscosidad dinámica del fluido; K , la permeabilidad de la zona porosa, y C_f es el coeficiente de pérdida suponiendo un momento no lineal. Al interior del invernadero, la

turbulencia se consideró utilizando el modelo *k-e* (Launder & Spalding, 1974), que dio origen a dos ecuaciones suplementarias.

Evaluación del modelo computacional

La evaluación de los modelos computacionales se llevó a cabo mediante un análisis estadístico entre los datos de temperatura simulados y experimentales. Para la evaluación del invernadero 1 y 2 se consideró un intervalo de tiempo de 12:30 a 13:00 h y de 14:30 a 15:00 h, respectivamente. El estudio estadístico se efectuó por medio de un análisis de varianza (ANOVA), con $p \leq 0.05$, para contrastar paramétricamente la diferencia de las variables en diferentes factores (Fisher, 1971).

Escenarios de simulación

La simulación del flujo de calor se realizó utilizando normales climatológicas mensuales de la estación meteorológica 16077 de Los Reyes, Michoacán (19° 35' N y 102° 28' O) como condición de frontera inicial para los escenarios simulados del invernadero 1 y 2 (Tabla 2).

Tabla 2. Temperatura (°C) mensual de los escenarios simulados.

Mes	Mínima	Media	Máxima
Enero	10.81	18.30	25.67
Febrero	11.08	19.07	27.06
Marzo	12.35	21.00	29.72
Abril	13.58	22.42	31.32
Mayo	15.18	23.47	31.80
Junio	16.43	22.48	28.68
Julio	15.52	20.75	26.11
Agosto	14.88	20.25	25.71
Septiembre	15.00	20.21	25.57
Octubre	14.33	20.68	26.87
Noviembre	12.95	19.77	26.49
Diciembre	11.61	18.14	24.67

Cálculo de GDC

Los GDC se estimaron considerando para su cálculo el promedio de la temperatura simulada en el invernadero con datos de temperatura media mensual (Ecuación (4)):

$$GDC = T_{prom} - T_{base} \quad (4)$$

Donde el término T_{prom} es la temperatura promedio al interior del invernadero y T_{base} es la temperatura donde el proceso metabólico del tomate es mínimo de 10 °C (Zotarelli *et al.*, 2009).

La acumulación de GDC empleada para calcular la duración del ciclo de tomate bajo invernadero se estimó con los resultados de la investigación de Ardila *et al.* (2011), en donde son necesarios 1 398.5 GDC desde el trasplante hasta el inicio de cosecha. Cabe recordar que los GDC pueden ser usados como indicador numérico para manejar fechas de cultivo y dimensiones del invernadero, tal y como lo demostraron Aguilar-Rodríguez *et al.* (2020a), en donde es posible establecer la duración del ciclo del cultivo de tomate en función de la temperatura del invernadero.

Resultados y discusión

La evaluación del modelo computacional se llevó a cabo estadísticamente mediante la correlación de los datos de temperatura registrados por los sensores en el invernadero 1 y 2, y los datos simulados. En la Tabla 3 se observa que los valores de temperaturas registrados y simulados muestran una aproximación entre los valores. La correlación de los datos se midió utilizando un análisis estadístico ANOVA, con un nivel de significancia del 0.05, considerando que si el nivel de significancia es menor al valor de probabilidad P (nivel de significancia < valor P) no hay diferencia significativa entre las variables registradas y simuladas (Tabla

4). Por lo tanto, los modelos evaluados se pueden usar en las simulaciones.

Tabla 3. Datos de temperatura (°C) en los modelos evaluados.

Invernadero 1			Invernadero 2		
Sensor	Experimental	Simulado	Sensor	Experimental	Simulado
1	25.50	24.90	1	33.83	29.34
2	25.70	25.50	2	31.55	28.54
3	28.50	25.10	3	33.10	31.89
4	26.30	23.90	4	32.32	31.82
5	25.70	26.60	5	32.67	31.72
			6	33.81	33.06
			7	32.97	34.18
			Eddy	31.09	29.55

Tabla 4. Correlación de temperatura entre el nivel de significancia y el valor *P*.

Invernadero 1	Invernadero 2
0.050 < 0.146	0.050 < 0.090

Distribución espacial de temperatura de los escenarios simulados

La Figura 2a muestra que no existe diferencia significativa en la temperatura promedio simulada con datos de temperatura media mensual a 2 m de altura en el interior del invernadero 1 y 2, considerando la dirección de viento predominante obtenida durante el registro de datos (Figura 1). Sin embargo, cuando la dirección del viento cambia (Figura 2b) existe un gradiente térmico promedio de 1.2 °C entre ambos invernaderos. El cambio en la dirección del viento genera un aumento de 1.78 °C para el invernadero 1 y de 0.58 °C en el invernadero 2, en relación con los resultados de la Figura 2a. Los resultados coinciden con lo descrito por Ntinis *et al.* (2017); Kuroyanagi, (2017); Cemek *et al.* (2017), y Zeroual *et al.* (2018), en donde se establece que un factor clave en el desarrollo ambiental de un invernadero de media y baja tecnología es la velocidad del viento, su dirección y el diseño del invernadero.

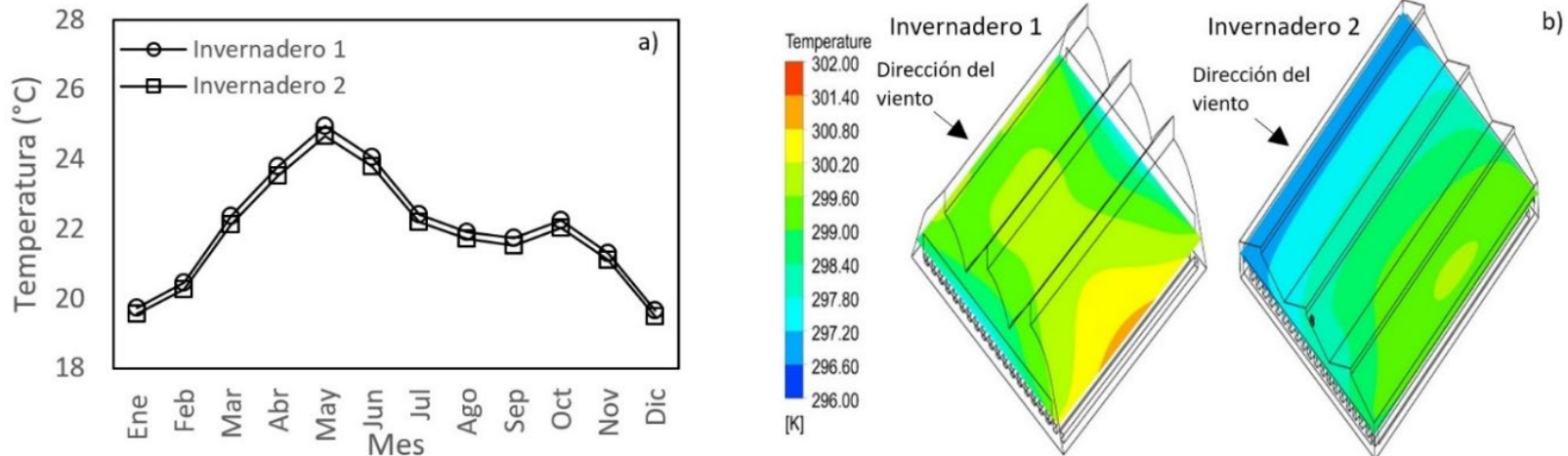


Figura 2. Distribución de temperaturas ($^{\circ}\text{C}$) a 2 m del suelo en el invernadero 1 y 2 durante: a) todo el año; b) mes de mayo con un cambio en la dirección del viento predominante.

El cambio en la dirección del viento predominante en el invernadero 1 ocasiona que el aire al interior del invernadero sea desplazado por la diferencia de densidades entre el aire caliente cercano al suelo y el aire dentro del invernadero, generando recirculaciones en cada nave (Figura 3a). En el invernadero 2, el desplazamiento de aire ocurre por el intercambio de aire entre el exterior y el interior (Figura 3b), mejorando la tasa de renovación de aire y la distribución de temperaturas en el invernadero (Santolini *et al.*, 2018).

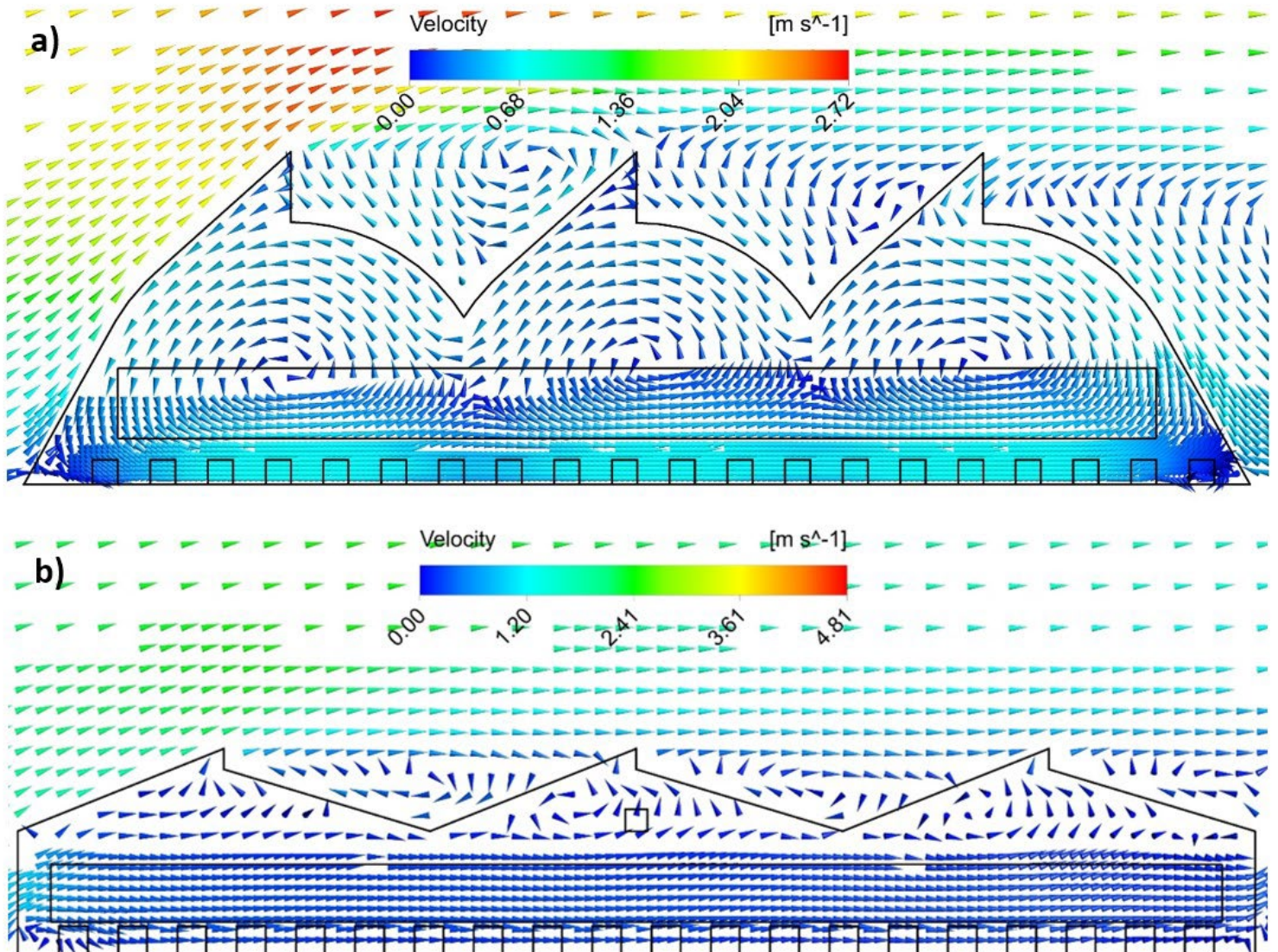


Figura 3. Velocidad del viento (m s^{-1}) en un plano longitudinal durante el mes de mayo en el invernadero 1 (a) y en el invernadero 2 (b).

Los resultados simulados del invernadero 2 presentaron mejores condiciones ambientales que en el invernadero 1 (Figura 2b y Figura 3).

Por tal motivo, se estableció que el modelo del invernadero 2 fuese utilizado para simular los diferentes escenarios (Tabla 2). Los resultados de las simulaciones con temperatura mínima mensual mostraron que durante el invierno es posible contar con un confort térmico para el tomate con temperaturas entre los 12.31 °C.

Las simulaciones con datos de temperatura media mensual para mayo y diciembre —considerados los meses con temperaturas medias más altas y bajas del año (Figura 4)— muestran que la temperatura en el invernadero no es homogénea, pues existe un gradiente térmico de hasta 4 °C entre la zona de barlovento y sotavento. No obstante, la temperatura promedio en el invernadero está dentro del umbral para el tomate (de 10 a 30 °C). Los resultados de la Figura 4 poseen correlación con lo descrito por Chu, Lan, Tasi, Wu y Yang (2017), y Tong, Christopher y Zhang (2018), sugiriendo que el gradiente térmico entre el exterior e interior del invernadero está en función de la tasa de renovación de aire, derivado de la obstrucción generada por la malla antiinsectos, el cultivo, la velocidad del viento y la longitud del invernadero.

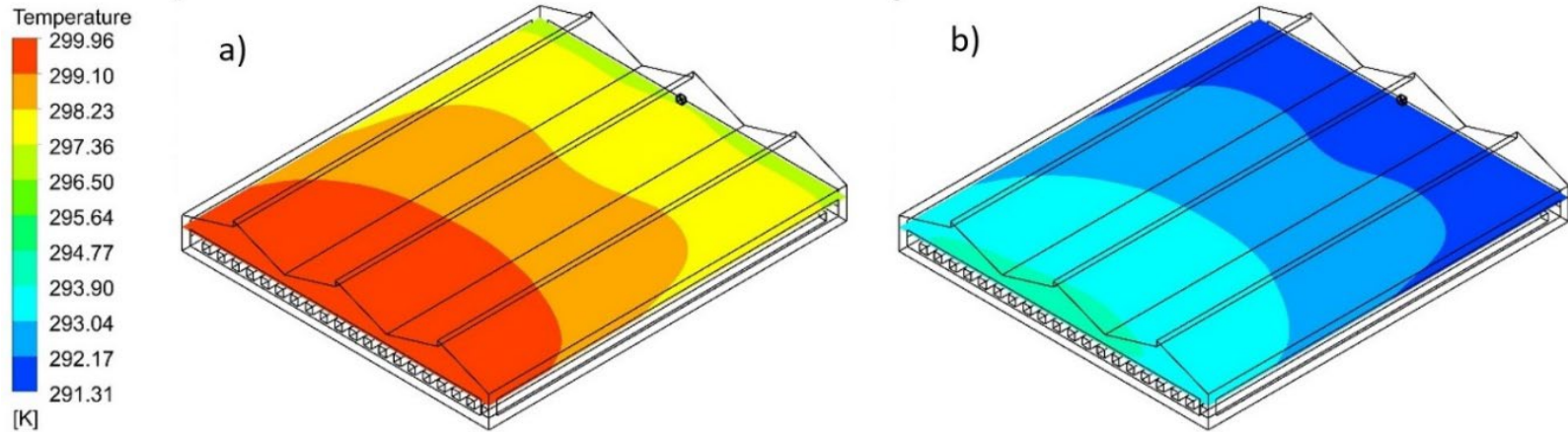


Figura 4. Distribución de temperatura (K) simulada a 2 m de altura en el invernadero 2, con datos de temperatura media mensual durante mayo (a) a diciembre (b).

Los resultados simulados con temperatura máxima mensual durante marzo, abril, mayo y junio presentan temperaturas en el invernadero superiores a los 30 °C (Figura 5), derivadas de las altas temperaturas exteriores y longitud mayor del invernadero a seis veces su altura (Teitel & Wenger, 2014; Chu *et al.*, 2017; Tong *et al.*, 2018); esto ocasiona una reducción de la tasa de renovación de aire y vuelve necesaria la evaluación de los costos energéticos para la implementación de sistemas de control climático durante ciertas horas del día (Bournet & Boulard, 2010; Lee, Lee, & Kim, 2018), a fin de producir todo el año y reducir los posibles problemas presentes por temperaturas fuera del umbral para el tomate.

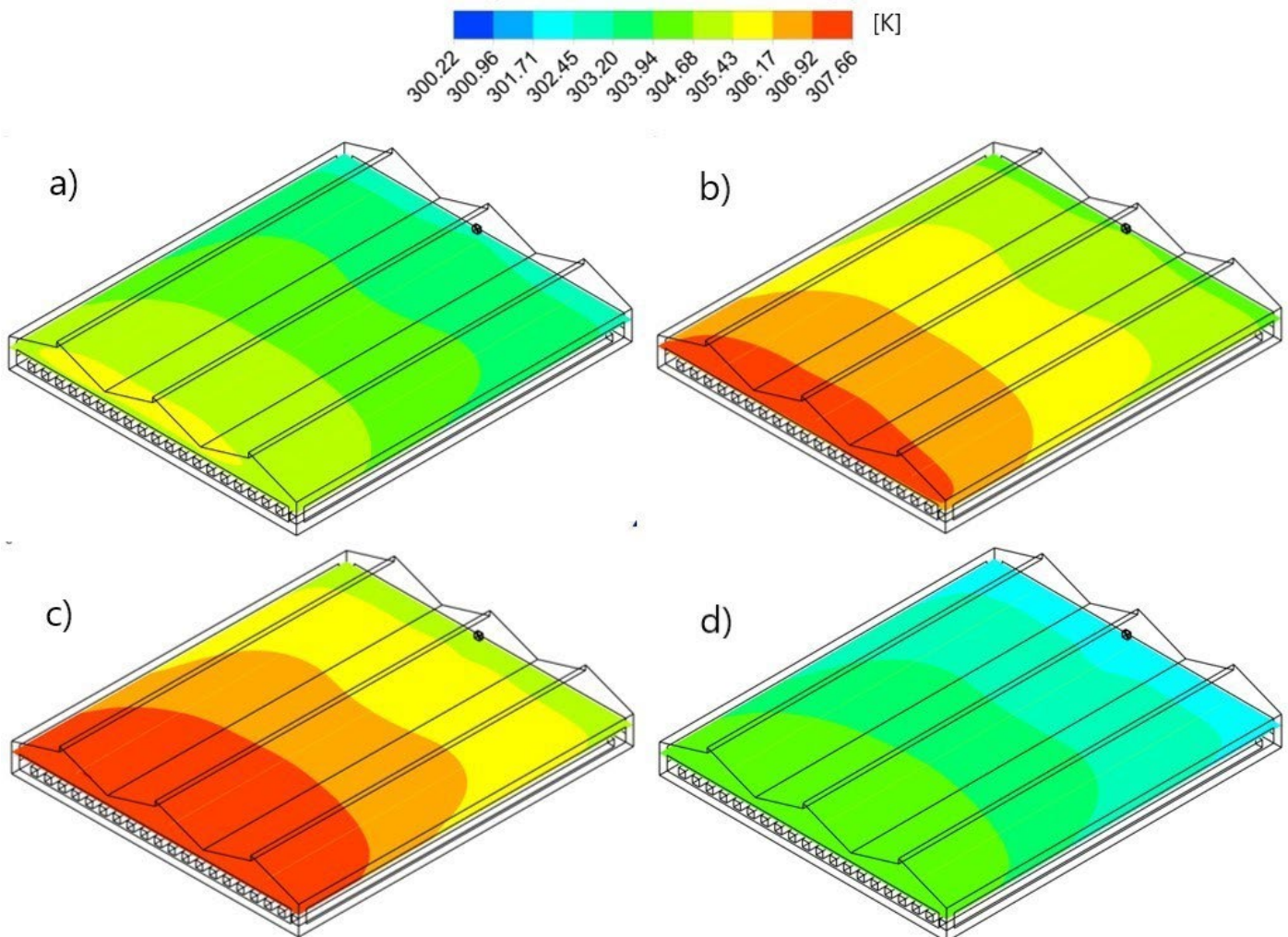


Figura 5. Distribución de temperatura (K) simulada a 2 m de altura en el invernadero 2 con datos de temperatura máxima mensual durante marzo (a), abril (b), mayo (c) y junio (d).

La estimación de GDC se hizo con datos de temperatura promedio de las simulaciones del invernadero 2, dado que presenta un menor gradiente térmico cuando la dirección del viento predominante cambia.

La acumulación de GDC se calculó mediante la ecuación utilizada por Aguilar-Rodríguez *et al.* (2020a). Los resultados de las simulaciones (Figura 6) muestran un gradiente de 6 GDC durante el mes con temperaturas más bajas y altas del año. Durante mayo, la acumulación de GDC es mayor que la de diciembre, manteniendo una acumulación promedio diaria de 14.5 GDC, mientras que en diciembre esta acumulación promedio no supera los 9.58 GDC.

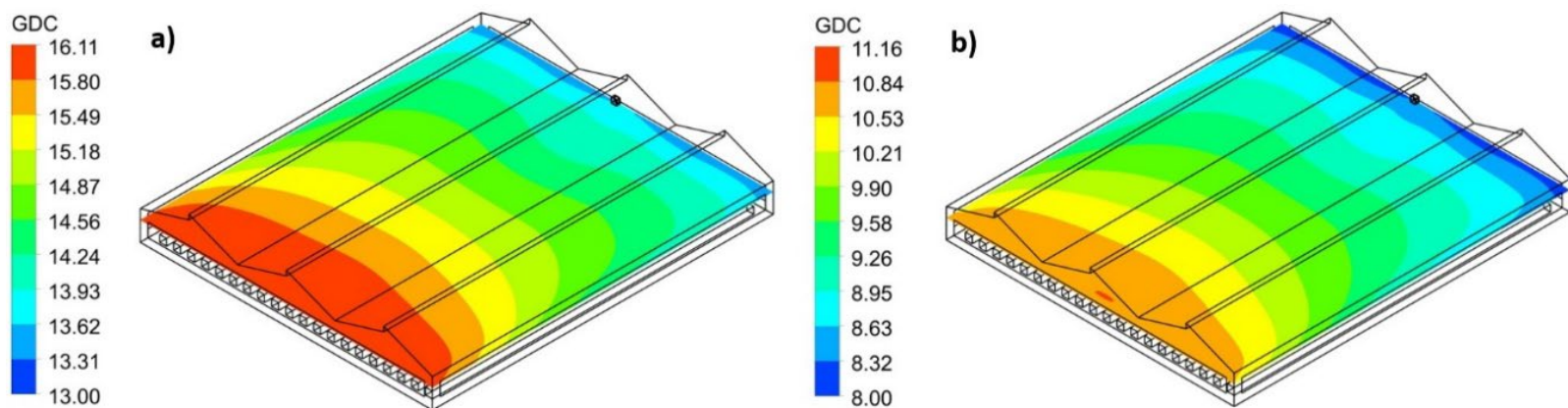


Figura 6. GDC simulados en el invernadero 2 con datos de temperatura media mensual durante mayo (a) y diciembre (b).

La estimación de GDC simulados en el invernadero 2 muestra que anualmente se tiene una acumulación de 4 322.17 GDC, suficiente para tres ciclos de tomate al año (Figura 7), según lo reportado por Ardila *et al.* (2011). El mes con mayor acumulación de GDC durante mayo, con 455 GDC; la mayor acumulación de GDC ocurre en primavera, donde la temperatura simulada al interior del invernadero supera los 30 °C y donde

se requiere mejorar la renovación de aire para reducir el gradiente térmico entre el exterior y el interior.

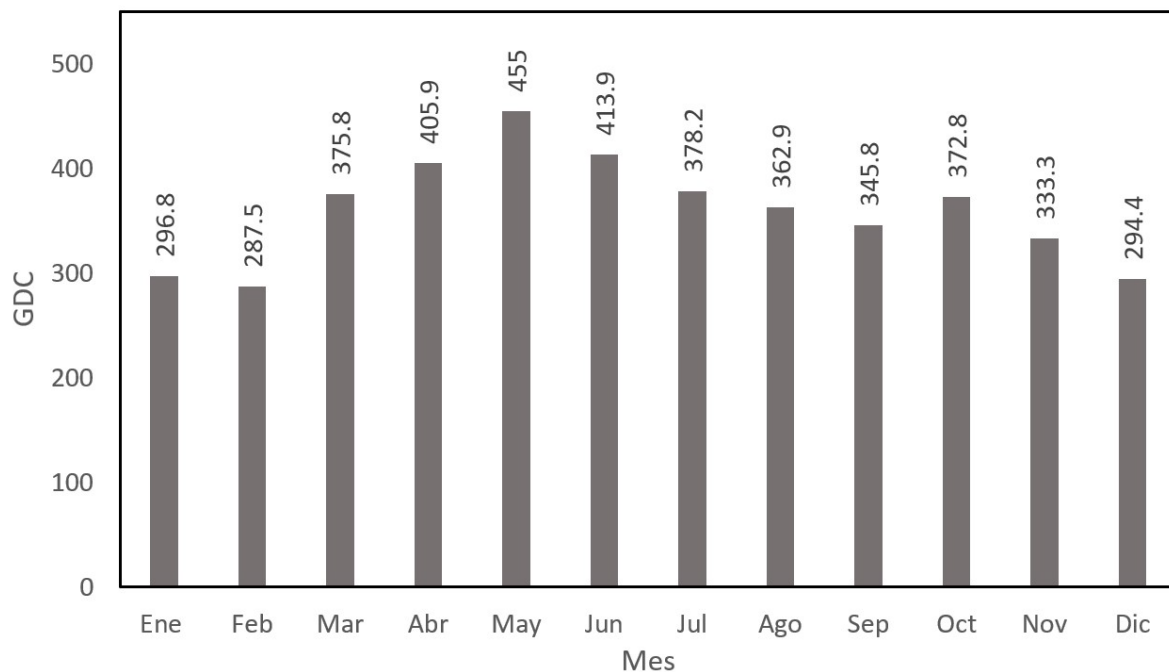


Figura 7. Acumulación de GDC mensual al interior del invernadero 2, simulado con datos de temperatura media mensual.

Sagarpa, en 2012, reportó que en Michoacán la temporada de trasplante más significativa para el tomate es en agosto y principios de septiembre, con tiempo de cosecha entre noviembre y diciembre (Sagarpa, 2012). El ciclo de primavera-verano en Michoacán comienza con el trasplante a partir de la segunda quincena del mes de febrero, con una variedad de tomate intermedia o tardía, y culminan en la última semana de febrero o en la primera de marzo con variedades más

precoces, a fin de cosechar a partir de la segunda quincena del mes de abril y culminar hasta la primera quincena del mes de julio. El ciclo de otoño-invierno comienza con el trasplante a partir de la tercera semana del mes de julio y hasta el mes de agosto, para iniciar cosecha a inicios de noviembre.

Los resultados de la acumulación de GDC obtenidos de las simulaciones muestran que dado los requerimientos térmicos es posible obtener un ciclo de cultivo de tomate en un promedio de cuatro meses. La Tabla 5 presenta la duración del ciclo del cultivo de tomate considerando la acumulación de GDC y los días necesarios para su desarrollo; muestra semejanza en cuanto a duración del ciclo de tomate, según lo reportado por Sagarpa en 2012. En los Reyes, dada la acumulación de GDC, es posible obtener dos ciclos de tomate sin problema alguno: uno durante primavera-verano y otro durante otoño-invierno, con tiempo suficiente para la cosecha y para la preparación del invernadero entre temporadas.

Tabla 5. Días necesarios por ciclo de cultivo de tomate en Los Reyes de acuerdo con la acumulación de GDC durante las fechas más representativas de siembra en el estado de Michoacán.

Mes	Otoño-invierno		Primavera-verano	
	Días	GDC	Días	GDC
Enero				
Febrero			14	143.75
Marzo			45	519.55
Abril			75	925.45
Mayo			106	1 380.45
Junio			107	1 398.5
Julio				
Agosto	31	362.9		
Septiembre	61	708.7		
Octubre	92	1 081.5		
Noviembre	121	1 398.5		
Diciembre				

En Los Reyes, Michoacán, la principal actividad económica es la agricultura; es primer lugar en producción de frutillas a nivel nacional. Sin embargo, derivado de los problemas presentes en la región y el abandono de tierras, es necesario buscar alternativas de producción para reutilizar las zonas abandonadas. Los resultados de las simulaciones y la acumulación de GDC muestran que el tomate bajo invernadero con mejora de sustrato es una opción viable como cultivo alternativo de

producción; es posible cultivar dos ciclos de tomate bajo invernadero. Este tipo de sistema de cultivo, conocido como hidropónico, además de incrementar la producción, permite la reutilización de tierras abandonadas, dado que el tomate no tiene contacto con la tierra enferma.

Conclusiones

Las simulaciones muestran que bajo las condiciones ambientales reportadas en las estaciones meteorológicas seleccionadas en Michoacán, se tiene un rango de temperatura media mensual dentro del invernadero que oscila entre los 19 y 25 °C durante el año. El salto térmico en esa región permite acumular más de 4 000 GDC, lo que permitiría dos ciclos de tomate al año, considerando el tiempo para la cosecha y la preparación del invernadero. Las simulaciones con temperatura máxima mensual muestran que durante los meses de marzo a junio es posible requerir sistema auxiliar de ventilación y un adecuado diseño del invernadero para mantener un confort térmico para el tomate.

Agradecimientos

Los autores agradecen al posgrado en Ciencias y Tecnología del Agua del Instituto Mexicano de Tecnología del agua (IMTA) por las facilidades otorgadas para el análisis de este trabajo durante la elaboración de la tesis del doctorando Cruz Ernesto Aguilar Rodríguez.

Referencias

- Aguilar-Rodríguez, C. E., Flores-Velázquez, J., Rojano-Aguilar, F., Ojeda-Bustamante, W., & Iñiguez-Covarrubias, M. (2020a). Estimación del ciclo de cultivo de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) en invernadero, con base en grados días calor (GDC) simulados con CFD. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(4), 38-68. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2020-04-02>
- Aguilar-Rodríguez, C. E., Flores-Velázquez, J., Ojeda-Bustamante, W., Rojano-Aguilar, F., & Iñiguez-Covarrubias, M. (2020b). Valuation of the energy performance of a greenhouse with an electric heater using numerical. *Processes*, 8(5), 1-13. DOI <https://doi.org/10.3390/pr8050600>
- Ardila, G., Gustavo-Fischer, G., & Balaguera-López, H. E. (2011). Caracterización del crecimiento del fruto y producción de tres híbridos de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) en tiempo fisiológico bajo invernadero. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícola*, 5(1), 44-56. DOI: <https://doi.org/10.17584/rcch.2011v5i1.1252>
- Bartzanas, T., Boulard, T., & Kittas, C. (2004). Effect of vent arrangement on windward ventilation of a tunnel greenhouse. *Biosystems Engineering*, 88, 479-490.

- Baxevanou, C., Fidaros, D., Bartzanas, T., & Kittas, C. (2018). Yearly numerical evaluation of greenhouse cover materials. *Computers and Electronics Agriculture*, 149, 54-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.12.006>
- Bouhoun-Ali, H., Bournet, P. E., Cannavo, P., & Chantoiseau, E. (2017). Development of a CFD crop submodel for simulating microclimate and transpiration of ornamental plants grown in a greenhouse under water restriction. *Computers and Electronics Agriculture*, 149, 26-40. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.06.021>
- Boulard, T., Roy, J. C., Pouillard, J. B., Fatnassi, H., & Grisey, A. (2017). Modelling of micrometeorology, canopy transpiration and photosynthesis in a closed greenhouse using computational fluid dynamics. *Biosystems Engineering*, 158, 110-133. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.04.001>
- Bournet, P., & Boulard, T. (2010). Effect of ventilator configuration on the distributed climate of greenhouses: A review of experimental and CFD studies. *Computer and Electronic Agriculture*, 74, 195-217.
- Castilla, N. (2004). *Invernaderos de plástico. Tecnología y manejo* (2^a ed.). Madrid, España: Editorial Mundiprensa.
- Cemek, B., Atiş, A., & Küçüktopçu, E. (2017). Evaluation of temperature distribution in different greenhouse models using computational fluid dynamics (CFD). *Anadolu Journal of Agricultural Sciences*, 32, 54-54. DOI: <https://doi.org/10.7161/omuanajas.289354>

- Chu, C. R., Lan, T. W., Tasi, R. K., Wu, T. R., & Yang, C. K. (2017). Wind-driven natural ventilation of greenhouses with vegetation. *Biosystems Engineering*, 164, 221-234. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.10.008>
- Contreras-Pérez, M., Santoyo-Pizano, G., De-los-Santos-Villalobos, S., Gutiérrez-García, M. A., Orozco-Mosqueda, M. C., & Rocha-Granados, M. C. (2019). First report of Lasiodiplodia on blackberry plants (*Rubus* subgenus *Eubatus*) in the Michoacan state, Mexico. *Mexican Journal of Phytopathology*, 37(3), 1-7.
- Doorenbos, J., & Pruitt, W. O. (1977). *Crop water requirements (paper 24)*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization.
- Fernández-Pavía, S. P., Rodríguez-Alvarado, G. R., Gómez-Dorantes, N., Gregorio-Cipriano, M. R., & Fernández-Pavía, Y. L. (2012). Enfermedades en plantas en el estado de Michoacán. *Biológicas*, 14(2), 75-89.
- Fisher, R. A. (1971). Statistical methods for research workers. *Biometrics*, 27, 1106. DOI: <https://doi.org/10.2307/2528855>
- Haxaire, R. (1999) *Caractérisation et Modélisation des écoulements d'air dans une serre* (Thèse de Docteur en Sciences de l'Ingénieur), Université de Nice, Sophia Antipolis, 148 pp.
- Kuroyanagi, T. (2017). Investigating air leakage and wind pressure coefficients of single-span plastic greenhouses using computational fluid dynamics. *Biosystems Engineering*, 163, 15-27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.08.004>

- Launder, B. E., & Spalding, D. B. (1974). The numerical computation of turbulent flows. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 3(2), 269-289.
- Lee, S. Y., Lee, I. B., & Kim, R. W. (2018). Evaluation of wind-driven natural ventilation of single-span greenhouses built on reclaimed coastal land. *Biosystems Engineering*, 171, 120-142. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.04.015>
- Mesmoudi, K., Meguallati, K. H., & Bournet, P. E. (2017). Effect of the greenhouse design on the thermal behavior and microclimate distribution in greenhouses installed under semi-arid climate. *Heat Transfer - Asian Research*, 46(8), 1294-1311. DOI: <https://doi.org/10.1002/htj.21274>
- Ntinias, G. K., Shen, X., Wang, Y., & Zhang, G. (2017). Evaluation of CFD turbulence models for simulating external airflow around varied building roof with wind tunnel experiment. *Building Simulation*, 11(5), 115-123. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12273-017-0369-9>
- Rangel, R. J., & Silvas, J. R. (1987). Fenología del tomate en tres fechas de siembra. *Avances de investigación en hortalizas en el estado de Sinaloa. SARH-INIFAP-CAEVACU*, 12, 45-47.
- Rodríguez, W., & Flórez, V. (2006). Comportamiento fenológico de tres variedades de rosas rojas en función de la acumulación de la temperatura. *Agronomía Colombiana*, 24, 247-257.

- Sagarpa, Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2012). *Sistema Producto Jitomate de Michoacán*. Recuperado de http://dev.pue.itesm.mx/sagarpa/estatales/EPT%20COMITE%20ISTEMA%20PRODUCTO%20TOMATE%20MICHOACAN/PLAN%20RECTOR%20QUE%20CONTIENE%20PROGRAMA%20DE%20TRABAJO%202012/PR_JITOMATE_MICHOACAN_2012.pdf
- Santolini, E., Pulvirenti, B., Benni, S., Barbaresi, L., Torreggiani, D., & Tassinari, P. (2018). Numerical study of wind-driven natural ventilation in a greenhouse with screens. *Computers and Electronics in Agriculture*, 149, 41-53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.09.027>
- Senhaji, A., Majdoubi, H., Mouqalid, M., De, E., & Meknès, E. (2017). Solar distribution in a greenhouse at different crops orientation during production season. *13ème Congrès de Mécanique*, 13-15.
- Sethi, V. P. (2009). On the selection of shape and orientation of a greenhouse: Thermal modeling and experimental validation. *Solar Energy*, 83, 21-38.
- SIAP & Sagarpa, Servicio de Información Agropecuaria y Pesquera-Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2019). *Atlas agroalimentario 2018*. Recuperado de https://nube.siap.gob.mx/gobmx_publicaciones_siap/pag/2018/Atlas-Agroalimentario-2018
- Teitel, M., & Wenger, E. (2014). Air exchange and ventilation efficiencies of a monospan greenhouse with one inflow and one outflow through longitudinal side openings. *Biosystems Engineering*, 119, 98-107.

- Tesi, R. (2001). *Medios de protección para la hortofloro-fruticultura y el viverismo*. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Tong, G., Christopher, D. M., & Zhang, G. (2018). New insights on span selection for Chinese solar greenhouses using CFD analyses. *Computers and Electronics in Agriculture*, 149, 3-15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.09.031>
- Trudgill, D. L., Honek, A., Li, D., & Van-Straaalen, N. M. (2005). Thermal time: Concepts and utility. *Annals of Applied Biology*, 146(1), 1-14. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2005.04088>
- Zeroual, S., Bougoul, S., & Benmoussa, H. (2018). Effect of radiative heat transfer and boundary conditions on the airflow and temperature distribution inside a heated tunnel greenhouse. *Journal of Applied Mechanics and Technical Physics*, 59(6), 1008-1014. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0021894418060068>
- Zotarelli, L., Scholberg, J. M., Dukes, M. D., Muñoz-Carpena, R., & Icerman, J. (2009). Tomato yield, biomass accumulation, root distribution and irrigation water use efficiency on a sandy soil, as affected by nitrogen rate and irrigation scheduling. *Agriculture Water Manage*, 96, 23-34.

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

Artículos

Rendimientos y eficiencia en el uso del agua de lechuga y tomate cherry en jardines urbanos

Yields and water use efficiency of lettuce and cherry tomatoes in urban gardens

Hugo Antonio Fernández¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5355-8476>

Raquel Salazar-Moreno², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6429-3824>

Efrén Fitz-Rodríguez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9212-8719>

Irineo L. López-Cruz⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0630-6257>

Uwe Schmidt⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1649-2057>

Dennis Dannehl⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5830-3704>

¹Posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México, México, uiem.haf@hotmail.com

²Posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México, México, rsalazarm@chapingo.mx



³Posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México, México, efitzr@chapingo.mx

⁴Posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México, México, ilopezc@chapingo.mx

⁵Humboldt Universität zu Berlin, Faculty of Life Sciences, Albrecht-Daniel-Thaer Institute of Agricultural and Horticultural Sciences, Division Biosystems Engineering, Berlin, Germany, u.schmidt@agrar.hu-berlin.de

⁶Humboldt Universität zu Berlin, Faculty of Life Sciences, Albrecht-Daniel-Thaer Institute of Agricultural and Horticultural Sciences, Division Biosystems Engineering, Berlin, Germany, dennis.dannehl@agrar.hu-berlin.de

Autora para correspondencia: Raquel Salazar-Moreno, rsalazarm@chapingo.mx

Resumen

La horticultura urbana y periurbana (HUP) presenta grandes desafíos, como la poca disponibilidad en el suministro del agua y de tierra. No existen datos sobre la cantidad de agua que se utiliza para la producción de hortalizas en la Ciudad de México (CDMX). Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue la estimación de los rendimientos y la productividad del agua para dos hortalizas representativas en jardines urbanos: lechuga

romana y tomate cherry en 13 huertos urbanos de la CDMX. Asimismo, se estimó el volumen de agua de lluvia que se puede almacenar en cada huerto, utilizando la estación meteorológica más cercana. El rendimiento y la eficiencia del uso del agua para la producción de lechuga oscilaron entre 0.10 y 1.20 kg m⁻², así como de 0.21 a 2.93 kg m⁻³ de agua, respectivamente. Estos indicadores, para el caso de tomate cherry, estuvieron entre 0.25 y 3.40 kg m⁻² y entre 0.32 y 5.52 kg m⁻³ de agua, respectivamente. El riego en los huertos se hace de manera empírica y utilizando agua potable; el exceso en el suministro de agua puede ir de 0.27 a 0.4 m³ m⁻² para un ciclo completo de lechuga y tomate cherry, respectivamente. Utilizando una probabilidad de excedencia del 80 %, se estimó la captación de agua de lluvia para todo el año, generando un almacenamiento acumulado entre 0.261 y 0.5215 m³ m⁻² en los huertos urbanos. Esta cantidad de agua podría suplir los requerimientos hídricos de lechuga (de 0.128 a 0.389 m³ m⁻²) o tomate cherry (de 0.145 a 0.569 m³ m⁻²) para un ciclo completo.

Palabras clave: Ciudad de México, agricultura urbana, agua de lluvia, uso del agua, megaciudades.

Abstract

Urban and peri-urban horticulture presents major challenges, such as low water and land availability for agricultural use. So far, there are no data on the amount of water needed for vegetable production in Mexico City (CDMX). Therefore, the objective of this study was to estimate the yield and water use efficiency of two representative crops in urban gardens,



including romaine lettuce and cherry tomato, for 13 urban gardens in CDMX. In addition, the rainwater storage capacity was estimated using data from the closest weather station from each orchard, in order to make statements about the coverage of the water demand for the plants. Yield and water use efficiency for lettuce production ranged between 0.10 and 1.20 kg m⁻² as well as 0.21 to 2.93 kg m⁻³ water, respectively. These indicators for the case of cherry tomato were between 0.25 and 3.40 kg m⁻² and between 0.32 and 5.52 kg m⁻³ water, respectively. Irrigation in the urban gardens was done in an empirical way and using fresh water. It was found, in most of the cases, an excess of water supply which can be up to 0.27 and 0.4 m³ m⁻² for a complete growth season of lettuce and cherry tomato. The rainwater storage capacity in a year was estimated using an 80 % probability of exceedance. The accumulated rainwater storage varies from 0.261 to 0.5215 m³ m⁻² in the orchards, which could supply the water requirements for a complete season of lettuce (0.128 to 0.389 m³ m⁻²) or cherry tomato (0.145 to 0.569 m³ m⁻²).

Keywords: Mexico City, urban farming, rainwater, water use, megacities.

Recibido: 24/03/2021

Aceptado: 07/03/2022



Introducción

De acuerdo con las Naciones Unidas (United Nations, Department of Economic and Social Affairs Population Division, 2019), la Ciudad de México (CDMX) y su área metropolitana es una de las megaciudades más importantes del mundo, con una población de 21 581 000 habitantes. Tiene los problemas asociados de todas las grandes urbes, entre ellos: contaminación, aumento de la demanda de alimentos, y reducción de la disponibilidad de agua, suelo y energía (Farfan, Lohrmann, & Breyer, 2019; Lupia & Pulighe, 2015). En este contexto, la agricultura urbana y periurbana (AUP) representan una solución alternativa para: 1) abastecer de alimentos frescos en las ciudades (Khumalo & Sibanda, 2019); 2) reducir el impacto sobre el medio ambiente mediante el aumento de la biodiversidad, la mitigación del "efecto isla de calor urbano", la baja de los riesgos de inundación y disminución del kilometraje empleado en transporte de alimentos (McEldowney, 2017); 3) ser una fuente importante de empleos e ingresos (Aubry & Nastaran, 2019). La horticultura urbana y periurbana (HUP) es una parte de la AUP que se enfoca en la producción de hortalizas, así como de plantas ornamentales cultivadas dentro y alrededor de las urbes. La expansión de la HUP está limitada por los requerimientos específicos de la planta, al igual que por una accesibilidad general de agua y suelo en las ciudades (Li, Wang, Liu, & Zhu, 2019; Pulighe & Lupia, 2019). El área disponible para uso agrícola y hortícola, así como las condiciones climáticas en las ciudades generalmente no son adecuadas, lo que limita la gama de cultivos que se pueden sembrar. En áreas tropicales y subtropicales de países en

desarrollo, la cantidad de agua requerida para cultivar tomate es de 400 a 800 L m⁻² durante todo el ciclo (van Veenhuizen, 2006) y el rendimiento puede ser de hasta 50 kg de producto fresco por metro cuadrado por año, que depende sobre todo de la tecnología aplicada (FAO, 2001). Por lo general, HUP utiliza el suministro de agua potable para el riego de cultivos, aumentando la presión de este recurso ya limitado en los centros urbanos. De ahí que sea necesario buscar fuentes de agua confiables en cantidad y calidad (Amos, Rahman, Karim, & Gathenya, 2018).

De acuerdo con Garcia (2018), el agua de lluvia de la CDMX contiene microorganismos, aluminio, plomo, zinc, mercurio, arsénico y níquel, entre otros, y solo puede ser usada para tareas como lavado de autos y ropa, o para riego, pero no como agua potable para humanos. Por lo tanto, el agua de lluvia es una fuente de agua alternativa para el riego de las plantas, que puede almacenarse en la estructura y arquitectura del edificio (Skara *et al.*, 2020). En particular, en México existen pocos estudios en cuanto al uso del almacenamiento de agua de lluvia para abastecer los requerimientos de agua para la producción de hortalizas en las ciudades (McDougall, Kristiansen, & Rader, 2019).

Algunas de las hortalizas más cultivadas en los huertos urbanos son lechuga y tomate; el consumo por persona al año en México es de 2.5 kg (Bobadilla, Rivera, & Del-Moral, 2010) y 13.8 kg, respectivamente (SIAP, 2016). En 2018, la producción de tomate fue de 1 948 millones de toneladas, con un rendimiento promedio de 76.8 toneladas ha⁻¹, siendo la hortaliza más importante del país. El tomate se produce en una superficie de 49 415.72 ha y aporta a México 31 150 millones de pesos. En el mismo año, la producción de lechuga fue de 486 439, toneladas con

un rendimiento promedio de 23.7 t·ha⁻¹ (SIAP, 2019). Dada la importancia actual de la horticultura urbana en el mundo, así como los problemas de disponibilidad de agua para uso hortícola, el objetivo de este trabajo fue estimar los rendimientos y la eficiencia en el uso del agua de lechuga y tomate cherry producidos en huertos urbanos en la CDMX. Además, se evaluaron los requerimientos de agua de estos cultivos y el volumen de agua de lluvia que se podría almacenar en cada huerto, a fin de satisfacer la demanda hídrica de estas hortalizas.

Materiales y métodos

Jardines urbanos y cultivos estudiados

De un total de 16 alcaldías en la CDMX, se seleccionaron 13 huertos urbanos, los cuales se evaluaron durante un ciclo de producción de lechuga romana (*Lactuca sativa* L.) y tomate cherry (*Solanum lycopersicum cerasiforme*) en 2018. La Figura 1 muestra la distribución espacial de los huertos escogidos, incluyendo las estaciones meteorológicas utilizadas para la estimación del almacenamiento de agua de lluvia.

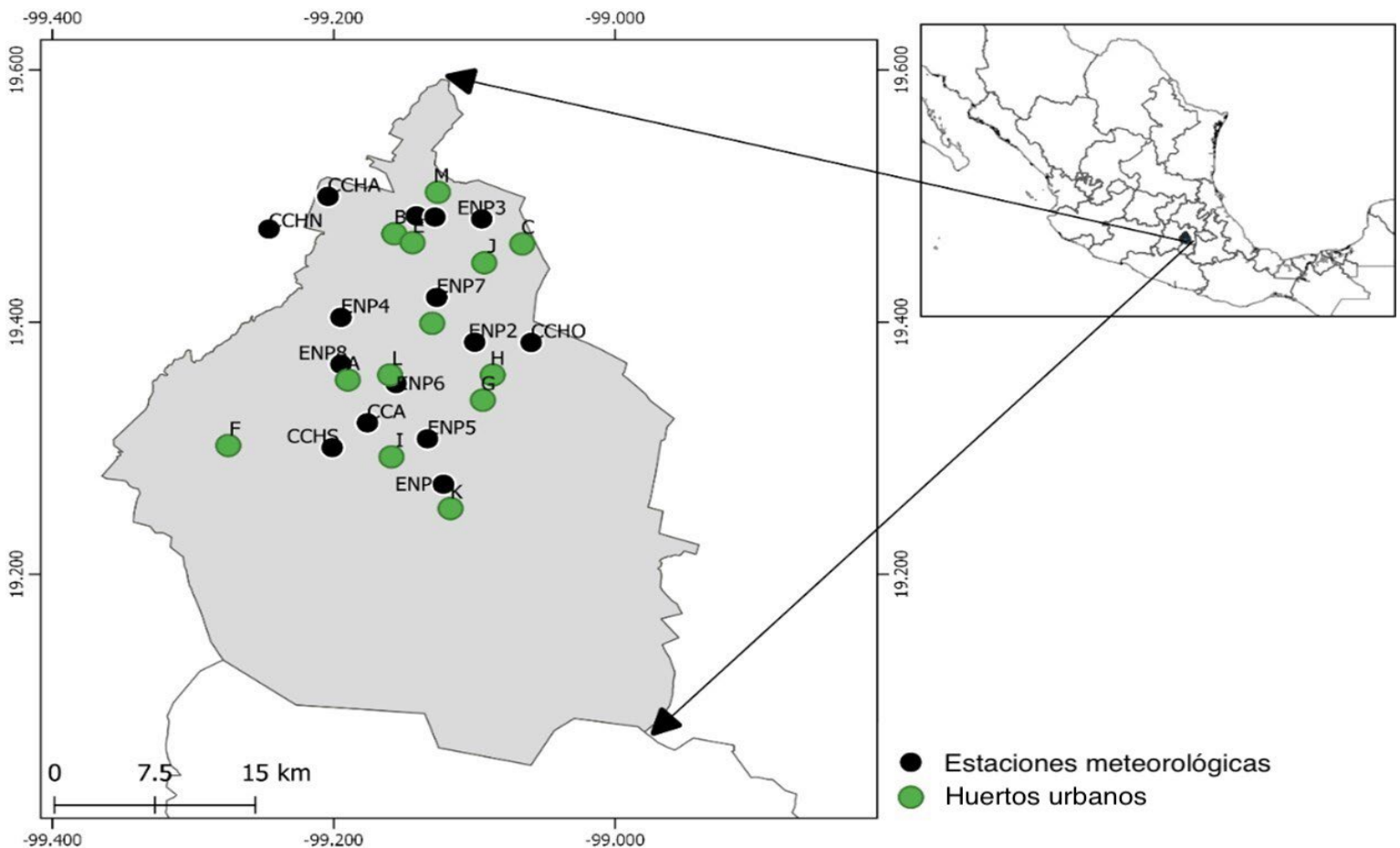


Figura 1. Ubicación geográfica de los huertos urbanos y las estaciones meteorológicas utilizadas en este estudio.

La mayoría de los huertos urbanos se dedican a la enseñanza y demostración de la agricultura urbana, y su producción es para autoconsumo, o venta a los vecinos y mercados locales. El huerto urbano A está ubicado en un hospital; B y C son jardines comunitarios dedicados a la enseñanza y recuperación de espacios públicos; D es para la integración de los adultos mayores a las actividades productivas y de

recreación; F, G son jardines ubicados en invernaderos privados; I es un huerto privado en la azotea; J y M son huertos privados; E, H y K son administrados por investigadores de la Universidad Autónoma Metropolitana; L está dedicado a la recreación de los empleados de la empresa Zimat. La Tabla 1 presenta las características de los huertos urbanos con el número de identificación (ID) asociado y las estaciones meteorológicas (EM) ubicadas cerca de los jardines.

Tabla 1. Características de los 13 huertos urbanos analizados en la Ciudad de México.

Huerto	ID	Alcaldía	Tipo de jardín urbano	Riego	Textura	AAS	P_{suelo}	EM
Asilo Mundet	A	Álvaro Obregón	Campo abierto/macetas	Manual	Ligera	60	40	ENP8
Azcapotzalco	B	Azcapotzalco	Campo abierto/suelo	Manual	Pesada	200	100	CCHV
Bosques de Aragón	C	Bosques de Aragón	Invernadero/macetas	Goteo	Mediana	290	30	ENP3
Iztacalco	D	Iztacalco	Campo abierto/suelo	Manual	Mediana	290	80	ENP7
Los Niños	E	Cuauhtémoc	Campo abierto/suelo	Manual	Mediana	290	100	ENP9
Magdalena Contreras	F	Magdalena Contreras	Invernadero /suelo	Goteo	Pesada	200	60	CCHS
Matlaloc	G	Iztapalapa	Invernadero /suelo	Goteo	Mediana	290	50	ENP2
San Miguel	H	Iztapalapa	Campo abierto /suelo	Manual	Mediana	290	50	CCHO
Tlalpan	I	Tlalpan	Techos verdes/ macetas	Manual	Ligera	60	30	CCA
Venustiano Carranza	J	Venustiano Carranza	Techos verdes / macetas	Manual	Ligera	60	20	ENP3
Xochimilco	K	Xochimilco	Campo abierto/suelo	Manual	Pesada	200	80	ENP1
Zimat	L	Coyoacán	Techos verdes/macetas	Manual	Pesada	200	40	ENP6
Tonantzin	M	Gustavo A. Madero	Campo abierto/suelo	Manual	Mediana	290	100	ENP9

AAS = capacidad de almacenamiento de agua en el suelo ($\text{mm agua m suelo}^{-1}$) (Smith, 1992)

P_{suelo} = profundidad de las raíces (cm)

EM = estación meteorológica

El área experimental fue de 1 m² por cada cultivo y por cada huerto urbano. Se tomaron muestras de suelo de 0.5 kg a una profundidad de 20 cm y se almacenaron en bolsas de polietileno a 4 °C hasta su análisis en el Laboratorio Nacional de Investigación y Servicio Agroalimentario y Forestal de la Universidad Autónoma Chapingo. Luego de la identificación de la textura del suelo, se utilizó el programa CROPWAT desarrollado por la FAO (Smith, 1992) para determinar la capacidad de almacenamiento de agua disponible del suelo (AAS) (mm agua m suelo⁻¹).

Las semillas de lechuga y tomate cherry se sembraron el 1 de abril de 2018, en un suelo preparado con composta en relación 1:1 y fertilizante ultrasol (15-30-15). Ambas hortalizas fueron trasplantadas el 30 de abril de 2018 en macetas para los sitios A, C, I, J, L y directamente en el suelo para el resto de los jardines, a una densidad de tres plantas m⁻². Las plantas de tomate cherry se dejaron con tres tallos principales con tres racimos cada uno. Los cultivos se cosecharon el 4 de julio y el 23 de agosto de 2018, a los 95 y 143 días después de la siembra (DDS), para lechuga y tomate cherry, respectivamente. En cada huerto urbano se midió el agua aplicada a los cultivos y el producto cosechado para calcular los rendimientos (Y, kg m⁻²) y la eficiencia en el uso del agua (EUA, kg m⁻³) para el ciclo de producción, siguiendo la expresión citada por Salazar, Rojano y López (2014).

$$EUA = \frac{\text{Producción (kg)}}{\text{Uso del agua (m}^3\text{)}} \quad (1)$$

Balance hídrico del suelo en los huertos urbanos

El déficit de agua en el suelo es un factor limitante para la germinación y el crecimiento de las plantas. Para estimar los requerimientos hídricos de los cultivos se realizó un balance hídrico del suelo, de acuerdo con Pratt, Allen, Rosenberg, Keller, & Kopp (2019) (Ecuación (2)):

$$ADT_i = ADT_{i-1} + E_{pi} + R_i - ET_{ci} \quad (2)$$

Donde:

ADT_i = almacenamiento de agua en el suelo en el día i (mm).

ADT_{i-1} = almacenamiento de agua en el suelo en el día $i - 1$ (mm).

E_{pi} = precipitación efectiva día i (mm).

R_i = riego en el día i (mm).

ET_{ci} = evapotranspiración del cultivo en el día i (mm).

El almacenamiento de agua en el suelo en el día i (ADT_i , mm) representa la cantidad de agua que un cultivo puede extraer de su zona radicular, y cuya magnitud depende del tipo de suelo y la profundidad radicular (día i). ADT_{i-1} (mm) se determinó usando la Ecuación (3) (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006; Ministry of Agriculture, 2015):

$$ADT_{i-1} = AAS * P_{suelo} \quad (3)$$



Donde:

AAS = capacidad de almacenamiento de agua en el suelo (mm m^{-1})
(depende de la textura, Tabla 1).

P_{suelo} = profundidad de las raíces (m) (Tabla 1).

La precipitación efectiva se estimó usando un porcentaje fijo de la precipitación diaria sugerida por la FAO (1992) (Ecuación (4)):

$$E_{pi} = aP_i \quad (4)$$

Donde:

a = coeficiente constante (0.8).

P_i = precipitación en el día i (mm).

El suministro total de agua de riego al cultivo para todo el ciclo de producción está dado por la Ecuación (5):

$$R = \sum_i R_i \quad (5)$$

Los datos climatológicos se obtuvieron de la Red de Estaciones Meteorológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM &

PEMBU, 2022). En cada huerto existe una estación meteorológica en un radio de 5 km (Tabla 1).

Se calculó la evapotranspiración de referencia para cada cultivo y huerto urbano, utilizando la ecuación de Penman-Monteith descrita en Allen *et al.* (2006); se implementó en Matlab v. 2018a con los siguientes datos diarios: temperatura mínima y máxima, humedad relativa máxima y mínima, velocidad del viento, y radiación solar de los años 2007-2018.

La evapotranspiración del cultivo (mm d^{-1}) se obtuvo multiplicando la evapotranspiración de referencia por el coeficiente del cultivo, teniendo en cuenta las diferentes etapas del cultivo descritas en la Figura 2.

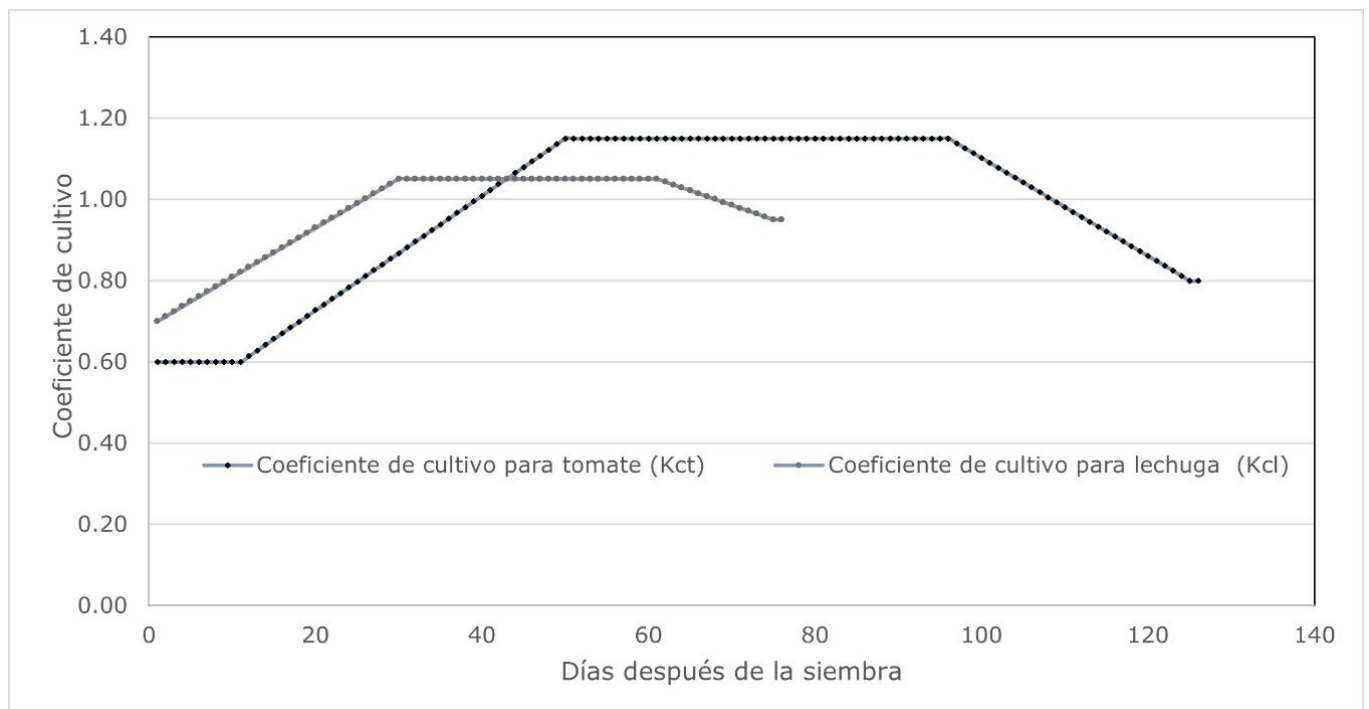


Figura 2. Coeficientes de cultivo de lechuga y tomate cherry.
Elaboración propia, valores tomados de Allen *et al.* (2006).

En todos los huertos urbanos, el riego de los cultivos se lleva a cabo de forma empírica. Uno de los propósitos de este estudio fue encontrar la cantidad de agua que se puede ahorrar si se aplica el riego de acuerdo con los requerimientos del cultivo.

El riego diario R_i aplicado a la lechuga y tomate cherry en cada huerto fue proporcionado por los encargados de cada huerto, quienes hicieron un registro diario de la cantidad de agua aplicada al cultivo. En 10 huertos, el agua se aplicó mediante regaderas manuales y tres huertos utilizaron sistema de riego por goteo (Tabla 1).

La fracción de ADT que un cultivo puede extraer de la zona radicular sin experimentar estrés hídrico es denominada agua fácilmente aprovechable en el suelo (AFA_i , mm) y se calculó con la Ecuación (6) (Angella & Salgado, 2016; Allen *et al.*, 2006):

$$AFA_i = ADT_i * \rho \quad (6)$$

Donde:

ρ = fracción promedio del total de agua disponible en el suelo (ADT), que puede ser agotada de la zona radicular antes de presentarse estrés.

En cada huerto urbano se registró el número de días posteriores a la siembra en el que el cultivo presentó estrés hídrico ($DDSE$), lo que puede tener un efecto directo en los rendimientos del cultivo.

El requerimiento total de riego del cultivo (RR_{ct} mm) en el ciclo se presenta en la Ecuación (7). Para el caso de los huertos urbanos en invernadero (C, F y G) $P_i = 0$ y por lo tanto $E_{pt} = 0$:

$$RR_{ct} = ET_{ct} - E_{pt} \quad (7)$$

Donde:

ET_{ct} = evapotranspiración total del cultivo durante el ciclo (mm).

E_{pt} = precipitación total efectiva durante el ciclo (mm).

Debido a que el riego se realiza de forma empírica, la diferencia entre los requerimientos totales de riego del cultivo (RR_{ct} , mm) y el riego total aplicado a los cultivos (R)(mm) proporciona el déficit o exceso de agua aplicada a los cultivos.

Almacenamiento de agua de lluvia en los huertos urbanos

La cantidad de agua de lluvia que es posible recolectar en cada huerto se estimó asumiendo un techo de lámina, siguiendo el procedimiento descrito en FAO (2013) (Ecuación (8)):

$$\text{Almacenamiento} = \frac{P80\% \cdot A \cdot C}{1000} \quad (8)$$

Donde:

Almacenamiento = agua de lluvia recolectada en m³.

A = área de captación en m².

C = coeficiente de escorrentía (0.7).

P80% = probabilidad de excedencia al 80% de ocurrencia (mm).

La probabilidad de excedencia se obtuvo utilizando la Ecuación (9) sugerida en FAO (2013):

$$P\% = \frac{m-0.375}{N+0.25} * 100 \quad (9)$$

Donde:

m = número de orden.

N = número total de observaciones.

Se utilizaron registros de precipitación (2007-2018) de 11 estaciones meteorológicas para calcular el 80 % de probabilidad de excedencia (el 80 % de los años de precipitación excede el valor considerado).

Resultados y discusión

Balance de agua en el suelo

En todos los huertos urbanos se hizo un balance hídrico diario para cada cultivo utilizando la Ecuación (1). La Tabla 2 presenta un resumen para un ciclo completo de producción de lechuga y tomate cherry. Desde la siembra hasta la cosecha se realizó una comparación diaria entre el agua disponible para los cultivos ($ADT_i - ADT_{i-1}$) y AFA_i (Ecuación (6)), que es similar al término agotamiento máximo permisible (AMP). Cuando se produce la extracción del agua a través de la evapotranspiración, aumentará el agotamiento de humedad y se iniciarán situaciones de estrés. El número de días en los que $ADT_i - ADT_{i-1} < AFA_i$ y el cultivo estuvo bajo estrés hídrico se muestra en la Tabla 2. Solo los jardines A, I y J registraron muchos días en los que las plantas tuvieron estrés hídrico ($DDSE > 0$).

Tabla 2. Balance de agua del suelo para los 13 jardines urbanos.

HU	Lechuga						Tomate cherry					
	E_{pt}	ET_{ct}	RR_{ct}	R	$R - RR_{ct}$	$DDSE$	E_{pt}	ET_{ct}	RR_{ct}	R	$R - RR_{ct}$	$DDSE$
A	158	350	192	250	58	48, 56-75	374	522	148	380	232	60-74, 116-117
B	147	360	213	245	32	0	242	539	297	330	33	0
C	0	389	389	415	26	0	0	569	569	915	346	0
D	138	318	180	265	85	0	243	477	234	345	111	0
E	147	360	213	220	7	0	242	539	297	360	63	0
F	0	339	339	545	206	0	0	508	508	895	387	0
G	0	350	350	400	50	0	0	522	522	665	143	0
H	137	326	189	240	51	0	261	488	227	420	193	0
I	104	334	230	218	-12	44-93	278	504	226	322	96	48, 54-104, 106-108, 112-126
J	114	382	268	330	62	44-73	217	569	352	538	186	46, 56, 58-72, 110, 112-124
K	82	328	246	265	19	0	237	505	268	490	222	0
L	169	356	187	410	223	0	275	544	269	670	401	0
M	175	303	128	355	227	0	312	457	145	530	385	0

HU= huerto urbano

E_{pt} = precipitación total efectiva durante el ciclo (mm)

ET_{ct} = evapotranspiración del cultivo durante el ciclo completo (mm)

RR_{ct} = requerimientos de agua del cultivo (mm)

R = riego durante el ciclo completo (mm)

$DDSE$ = número de días después de la siembra en que el cultivo estuvo estresado.

Considerando todo el ciclo de producción, el huerto urbano I presenta un caso extremo en el que el riego estuvo por debajo de los requerimientos hídricos del cultivo de lechuga ($R - RR_{ct} < 0$).

Aunque todos los huertos urbanos están ubicados en el centro y norte de la CDMX, existen variaciones importantes en la precipitación efectiva total (E_{pt}) y la evapotranspiración total del cultivo (ET_{ct}) en el ciclo de producción de lechuga y tomate cherry, como se describe en la Tabla 3, las cuales tienen una gran influencia en la estimación de los requerimientos de agua de los cultivos.

Tabla 3. Variaciones de la precipitación efectiva total y de la evapotranspiración.

	Lechuga		Tomate cherry	
	E_{pt}	ET_{ct}	E_{pt}	ET_{ct}
Promedio	137.10	345.77	268.10	518.69
SD	29.35	24.53	45.84	33.60
Rango	93.00	86.00	157.00	112

SD = desviación estándar.

Rendimiento de cultivo y eficiencia en el uso del agua

Los huertos urbanos muestran una gran diferencia en el rendimiento y en la eficiencia del uso del agua para ambos vegetales, a pesar de que se utilizó la misma composta y fertilizante NPK (14-10-34) para la preparación del suelo y las plántulas.

Lechuga

Considerando todos los huertos urbanos, el rendimiento de lechuga varió entre 0.10 y 1.20 kg m⁻², y la eficiencia en el uso del agua (EUA) osciló entre 0.21 y 2.93 kg·m⁻³ (Figura 3). El mayor rendimiento y EUA se obtuvieron para las plantas cultivadas en el huerto urbano H. Sin embargo, estos hallazgos están por debajo de los reportados por Sammis, Kratky y Wu (1988) en un experimento con diferentes aplicaciones de agua y fechas de trasplante. Los autores cosecharon entre 1.23 y 4.38 kg m² de lechuga producida en Hawái en condiciones de campo abierto. Michelin *et al.* (2020) estudiaron dos variedades de lechuga en Brasil con dos tratamientos de CE (1.2 y 1.8 dS m⁻¹) para un clima semiárido y obtuvieron rendimientos por arriba (1.8 kg m⁻²) de los encontrados en el presente estudio.

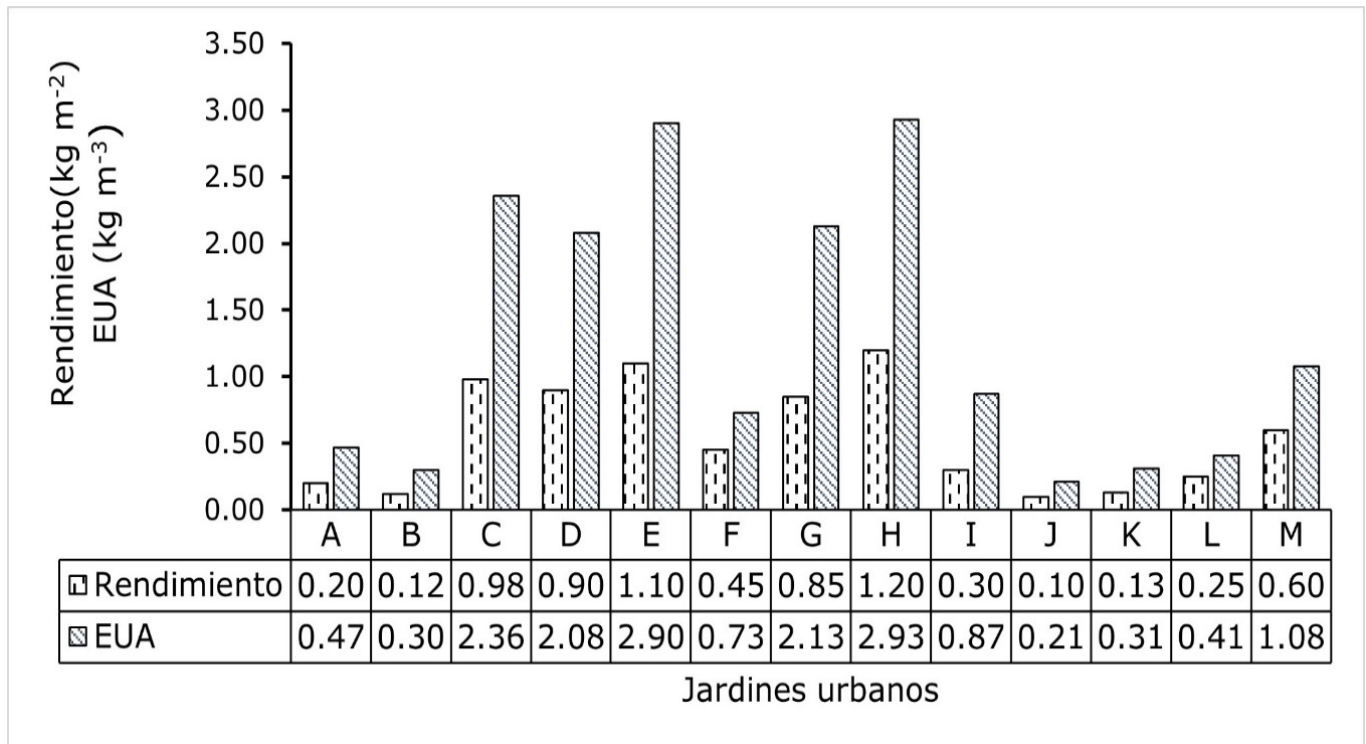


Figura 3. Rendimiento y uso eficiente del agua para lechuga en jardines urbanos.

La EUA reportada por Michelin *et al.* (2020) estuvo entre 8.54 y 38.4 kg m⁻³. Asimismo, Nederhoff y Stanghellini (2010) encontraron una EUA de 7.5 kg m⁻³ para lechuga con base en un promedio de 65 países; estos resultados están muy por encima de los reportados en este estudio.

En contraste, Diansari (2019) calculó eficiencias en el uso del agua que oscilan entre 1.04 y 1.63 kg m⁻³ para lechuga cultivada bajo diferentes composiciones de turba en condiciones de campo abierto en Indonesia, que están dentro del rango de las obtenidas de este estudio.

Tomate cherry

Los rendimientos de tomate cherry oscilaron entre 0.25 y 3.4 kg m⁻² (Figura 4). Se midieron rendimientos menores a 1 kg m⁻² en seis huertos urbanos (A, B, I, J, K y L). Es posible que diferentes factores hayan influido en estos resultados: 1) la textura del suelo que afecta la capacidad de retención de agua y, en consecuencia, el rendimiento del cultivo (He & Wang, 2019); 2) la profundidad del suelo que influye en el suministro de nutrientes y la humedad del suelo (Murata *et al.*, 2012); 3) el suministro de agua al cultivo, ya que las plantas con estrés hídrico pueden reducir los rendimientos (Sadras, Villalobos, Orgaz, Fereres, & Villalobos, 2016); y 4) la salinidad en el suelo (Kumar, Wani, Suprasanna, & Tran, 2018).

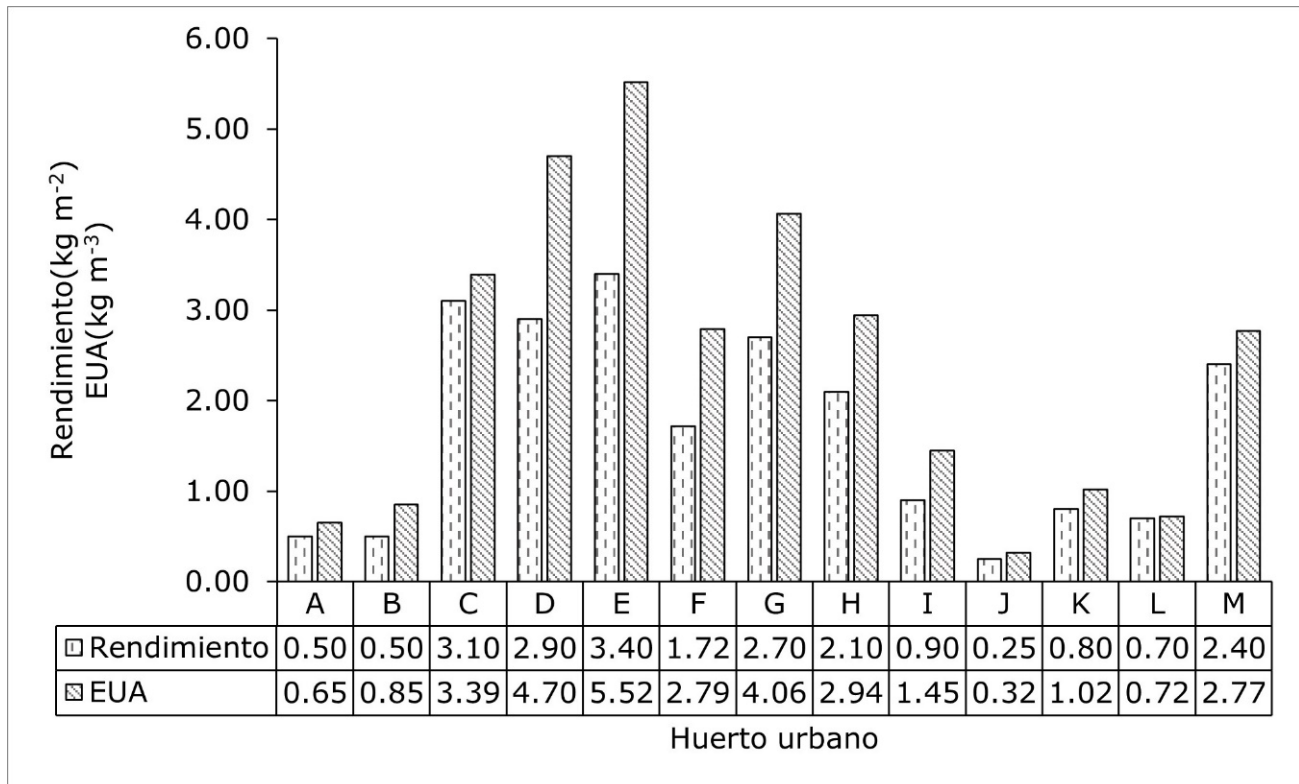


Figura 4. Rendimientos y eficiencia en el uso del agua para tomate cherry en los huertos urbanos.

La textura del suelo en los huertos A, I, J es ligero (arenoso grueso) y con una densidad aparente de 2.65 g cm^{-3} . El ADT es la misma en los tres huertos (60 mm). Sin embargo, existen dos diferencias entre ellos: la profundidad del suelo (40, 30 y 20 cm) y el número de días en que las plantas sufrieron estrés hídrico (15, 67, 15). Aunque los huertos A y J tuvieron el mismo número de días con estrés hídrico, la profundidad de la raíz en A es mayor que en J, lo que da como resultado un mayor rendimiento de las plantas cultivadas en A en comparación con J. La profundidad del suelo es un factor crítico para el crecimiento de las plantas

y puede limitar físicamente la penetración de las raíces y crear problemas de riego (Abd-Elmabod *et al.*, 2019). Según Lu *et al.* (2021), sería posible que se formen menos raíces en los medios de crecimiento con bajo volumen de suelo, lo que se asocia con una menor absorción de agua y captación de nutrientes y, por tanto, una menor producción de biomasa. Estos hallazgos concuerdan con el hecho de que las plantas de tomate producidas en el huerto urbano E, con una profundidad de suelo de 100 cm, tuvieron el mayor rendimiento y eficiencia en el uso del agua, pues las raíces pueden expandirse mejor y absorber más nutrientes.

Liu *et al.* (2019), por ejemplo, afirman que la escasez de agua es la principal limitación para obtener altos rendimientos de los cultivos en muchas zonas áridas; en particular, el nivel de humedad del suelo tuvo un efecto significativo en el rendimiento del tomate. Sin embargo, no se encontró explicación para los bajos rendimientos y EUA en los jardines B y K, debido a que los cultivos no sufrieron estrés hídrico y la profundidad del suelo fue de 100 y 80 cm, respectivamente. La cuarta razón de un cambio en el rendimiento podría ser la salinidad del suelo. Venkateswarlu (2012) afirma que la concentración de sal reduce el potencial osmótico de la solución del suelo, lo que genera estrés hídrico en la raíz, incluso con suficiente disponibilidad de agua en el suelo. Esta suposición es confirmada por Huang *et al.* (2015), y Mohamed, El-Mogy y Stevens (2018), quienes mencionan que los rendimientos de tomate cherry disminuyeron con valores crecientes de CE en China y Egipto, respectivamente; es necesario llevar a cabo más estudios en los suelos de los huertos urbanos para conocer estos parámetros.

Considerando todos los huertos urbanos estudiados en CDMX, la eficiencia en el uso del agua para la producción de tomate cherry estuvo entre 0.32 y 5.52 kg m⁻³ (Figura 4). Tales resultados están muy por debajo de los mostrados por van Veenhuizen (2006) (de 7.14 a 16.66 kg m⁻³), y Nederhoff y Stanghellini (2010) (5.4 kg m⁻³) para el cultivo de tomate.

Suponemos que algunos de estos bajos valores en términos de rendimiento y EUA se deben al estrés hídrico, como se muestra para las plantas cultivadas en los huertos urbanos A, I y J. Sin embargo, existen más factores que deben estudiarse en los vegetales cultivados en las ciudades, como la contaminación.

Planeación futura en los jardines urbanos

Los huertos urbanos estudiados se ubican en el centro y norte de la CDMX. La temporada de lluvias es de junio a septiembre, con una variación considerable en la cantidad de lluvia. La Figura 5 brinda una estimación del agua de lluvia por mes con una probabilidad de excedencia del 80 %, lo que significa que a partir de un año representativo entre 2007 y 2018, la cantidad de lluvia por mes varía entre 0 y 138 mm. La posible probabilidad de excedencia del almacenamiento de agua de lluvia (P80 %) depende de la precipitación y del área disponible dedicada al almacenamiento de agua en cada jardín urbano.

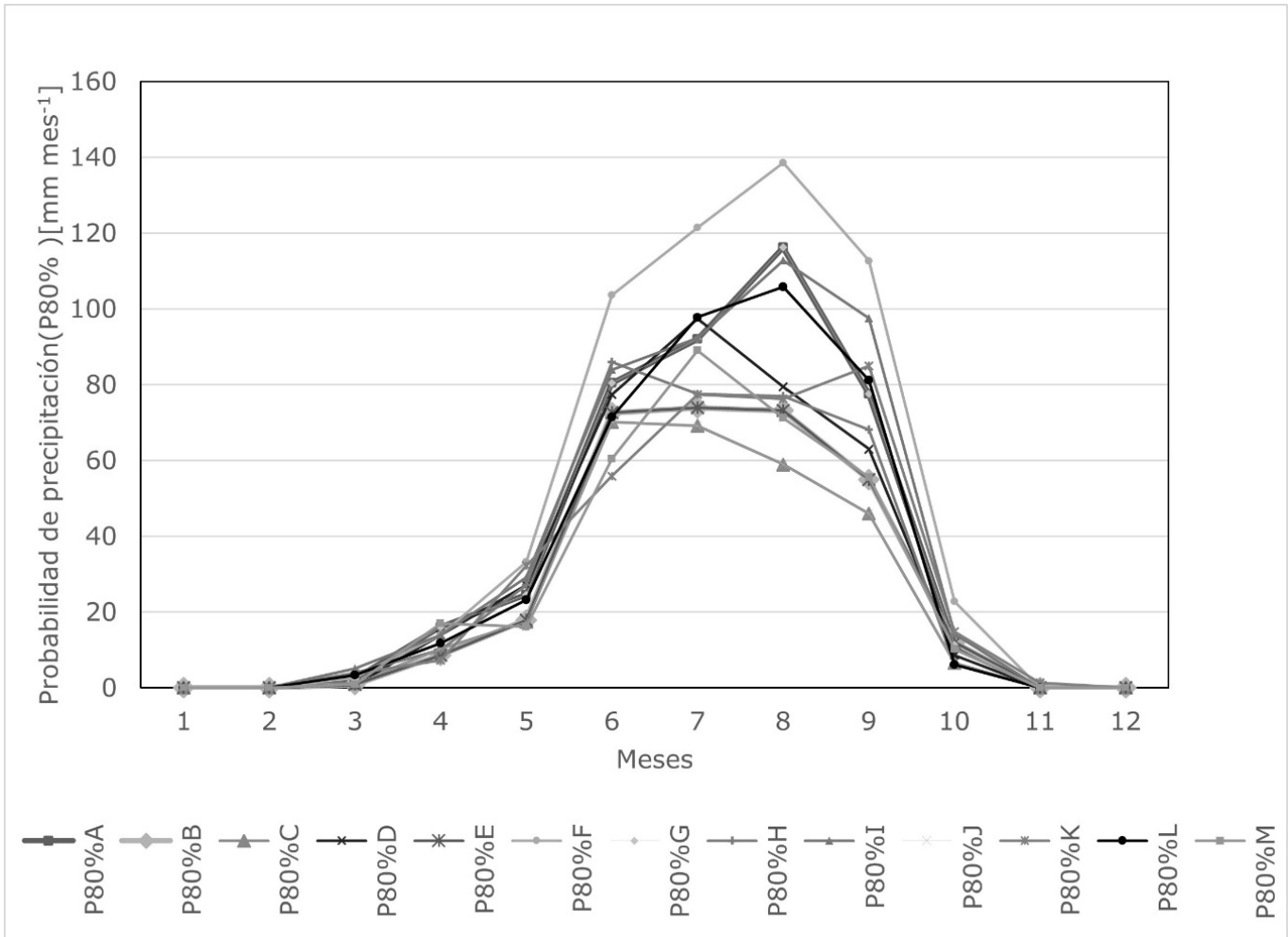


Figura 5. Estimación del agua de lluvia por mes utilizando una probabilidad de excedencia del 80 % para el periodo 2007-2018.

El P80 % máximo registrado para los 13 huertos urbanos varía entre 70 y 138 mm mes⁻¹; es posible generar un almacenamiento acumulado de agua de lluvia entre 0.261 y 0.5215 m³ m⁻² (Figura 6). Se recomienda almacenar el agua de lluvia en los huertos urbanos; este volumen de agua podría ser suficiente para cubrir la mayor parte de los requerimientos

hídricos para cultivar lechuga ($0.128-0.389 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$) o tomate cherry ($0.145-0.569 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$) (Tabla 2).

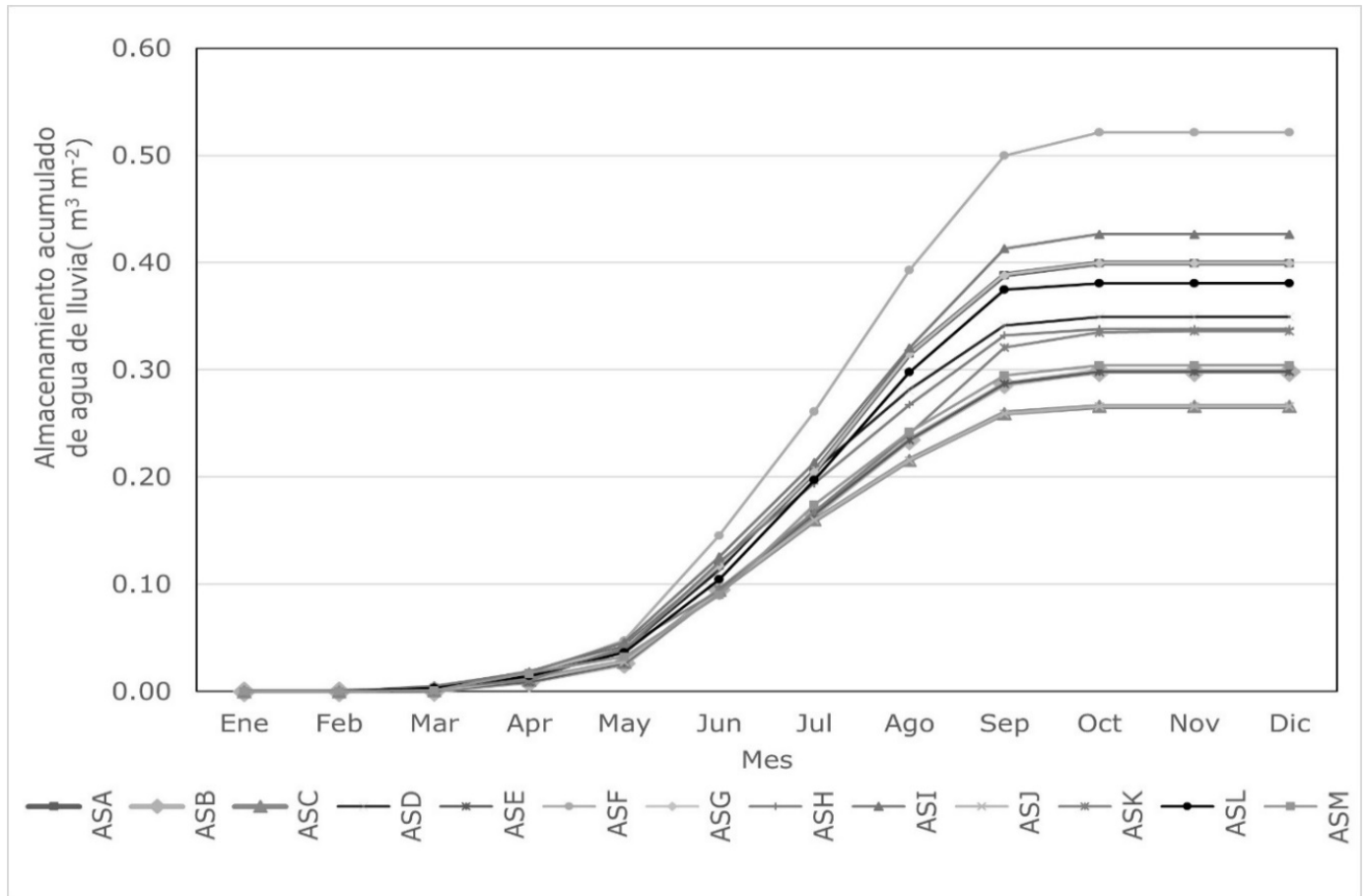


Figura 6. Almacenamiento acumulado de agua de lluvia (AS) para 13 huertos urbanos (A-M) para un año representativo utilizando la estimación de agua de lluvia (P80 %).

Conclusiones

En el presente estudio, los rendimientos y la eficiencia en el uso del agua de lechuga y tomate cherry variaron entre los huertos urbanos en la CDMX debido principalmente a diferentes condiciones de crecimiento, condiciones del suelo y disponibilidad de agua.

Hasta el momento, el riego de hortalizas en los huertos urbanos se realiza de manera empírica y utilizando agua potable. Los requerimientos de agua para los cultivos se estimaron con base en la precipitación efectiva y la evapotranspiración de los cultivos, estimada con datos climatológicos de la estación meteorológica más cercana a cada huerto urbano. Se encontró que se pueden lograr grandes ahorros de agua si los productores riegan de acuerdo con los requerimientos de agua de los cultivos. La cantidad máxima de agua aplicada en exceso para un ciclo de crecimiento de lechuga y tomate cherry fue de 227 mm ($0.227 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$) y 401 mm ($0.401 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$), respectivamente, lo que genera una baja eficiencia en el uso del agua.

La recolección de agua de lluvia se propone como una solución para aliviar la demanda de agua en la agricultura urbana. El agua de lluvia almacenada ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2}$) puede ser suficiente para cumplir con la mayoría de los requerimientos de agua del cultivo en la producción de un ciclo completo de lechuga o tomate cherry.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Proyecto de Cooperación Bilateral entre México y la BMBF en Alemania: 267655 Horticultura Urbana en Ambientes de Controlados. Asimismo, fue financiado por el Ministerio Federal de Educación e Investigación/Agencia de Gestión de Proyectos DLR (Código de financiación 01DN16032).

Referencias

- Abd-Elmabod, S. K., Jordán, A., Fleskens, L., Phillips, J. D., Muñoz-Rojas, M., van-der-Ploeg, M., Anaya-Romero M., El-Ashry, S., & De-la-Rosa, D. (2017). Chapter 7. Modeling agricultural suitability along soil transects under current conditions and improved scenario of soil factorsb. In: Brevik, E., & Muñoz-Rojas, M. (eds.). *Soil mapping and process modeling for sustainable land use management* (pp. 193-219). Ámsterdam, The Netherlands: Elsevier Inc. DOI: 10.1016/B978-0-12-805200-6.00007-4
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Recuperado de <http://www.fao.org/3/x0490s/x0490s.pdf>
- Amos, C. C., Rahman, A., Karim, F., & Gathenya, J. M. (2018). A scoping review of roof harvested rainwater usage in urban agriculture: Australia and Kenya in focus. *Journal of Cleaner Production*, 202, 174-190. DOI:10.1016/j.jclepro.2018.08.108

- Angella, G. F., & Salgado, R. (2016). *Conceptos básicos de las relaciones agua-suelo-planta*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/322888562_Conceptos_basicos_de_las_relaciones_agua-suelo-planta/stats
- Aubry, C., & Nastaran, M. (2019). Urban agriculture and health: Assessing risks and overseeing practices. *Field Actions Science Reports*, Special Issue 20(2019), Urban Agriculture: Another Way to Feed Cities. Recuperado de <http://journals.openedition.org/factsreports/5536>
- Bobadilla, S. E. E., Rivera H. G., & Del-Moral, B. L. E. (2010). Factores de competitividad del cultivo de lechuga en Santa María Jajalpa, Estado de México. *Análisis Económico*, 25(59), 143-154. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=41315994009>
- Diansari, L. E. (2019). Water and land productivity of lettuce (*Lactuca sativa*) at floating on wetland. *Sriwijaya Journal of Environment*, 4(2), 104-108. DOI:10.22135/sje.2019.4.2.104-108
- García, M. R. (2018). El agua de lluvia de la CDMX, no apta para consumo humano directo. *Boletín UNAM-DGCS-670*. Recuperado de https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2018_670.html
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (1992). Cropwat. Programa de ordenador para planificar y manejar el riego. FAO. *Estudios Riegos y Drenajes*, 46, 23-24. Recuperado de https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/gestion-sostenible-regadios/precipitacionefectiva05_tcm30-82980.pdf

- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2001). *Urban and periurban agriculture*. The special program for food security. Handbook Series Volume III. SPFS/DOC/27.8. Recuperado de <https://www.fao.org/unfao/bodies/coag/coag15/docs/X0076E>
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2013). *Captación y almacenamiento de agua de lluvia*. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/captacion-y-almacenamiento-de-agua-de-lluvia/>
- Farfan, J., Lohrmann, A., & Breyer, C. (2019). Integration of greenhouse agriculture to the energy infrastructure as an alimentary solution. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110, 368-377. DOI: 10.1016/j.rser.2019.04.084
- He, D., & Wang, E. (2019). On the relation between soil water holding capacity and dryland crop productivity. *Geoderma*, 353, 11-24. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.06.022
- Huang, C., Peng, F., You, Q., Xue, X., Wang, T., & Liao, J. (2015). Growth, yield and fruit quality of cherry tomato irrigated with saline water at different developmental stages. *Acta Agriculturae Scandinavica. Section B, Soil and Plant Science*, 66(4), 317-324. Recuperado de <https://scihub.tw/10.1080/09064710.2015.1111931>

- Khumalo, N., & Sibanda, M. (2019). Does Urban and Peri-Urban Agriculture Contribute to Household Food Security? An Assessment of the Food Security Status of Households in Tongaat, eThekweni Municipality. *Sustainability*, 11(4), 1082-1082. DOI: 10.3390/su11041082
- Kumar, V., Wani, S. H., Suprasanna, P., & Tran, L. S. P. (eds.). (2018). *Salinity responses and tolerance in plants*. Vol. 2. Exploring RNAI, genome editing and systems biology. Berlin, Germany: Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-90318-7
- Li, W., Wang, D., Liu, S., y Zhu, Y. (2019). Measuring urbanization-occupation and internal conversion of peri-urban cultivated land to determine changes in the peri-urban agriculture of the black soil region. *Ecological Indicators*, 102, 328-337. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.02.055
- Liu, J., Hu, T., Feng, P., Wang, L., Yang, S., & Aroca, R. (2019). Tomato yield and water use efficiency change with various soil moisture and potassium levels during different growth stages. *Plos One*, 14(3), 0213643. DOI: 10.1371/journal.pone.0213643
- Lu, J., Shao, G., Gao, Y., Zhang, K., Wei, Q., & Cheng, J. (2021). Effects of water deficit combined with soil texture, soil bulk density and tomato variety on tomato fruit quality: A meta-analysis. *Agricultural Water Management*, 243. DOI: 10.1016/j.agwat.2020.106427

- Lupia, F., & Pulighe, G. (2015). Water use and urban agriculture: Estimation and water saving scenarios for residential kitchen gardens. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4, 50-58. DOI: 10.1016/j.aaspro.2015.03.007
- McDougall, R., Kristiansen, P., & Rader, R. (2019). Small-scale urban agriculture results in high yield but requires judicious management of inputs to achieve sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(1), 129-134. DOI: 10.1073/pnas.1809707115
- McEldowney, J. (2017). L'agriculture urbaine en Europe. *Service the Recherche Por Les Députés. EPRS*. Recuperado de [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2017/614641/EPRS_IDA\(2017\)614641_FR.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2017/614641/EPRS_IDA(2017)614641_FR.pdf)
- Michelon, N., Pennisi, G., Myint, N. O., Dall'Olio, G., Batista, L. P., Salviano, A. A. C., Gruda, N. S., Orsini, F., & Gianquinto, G. (2020). Semi-arid climate. *Agronomy*, 10(1379). DOI: 10.3390/agronomy10091379
- Ministry of Agriculture. (2015). Soil water storage capacity and available soil moisture. *Water Conservation. Factsheet 619.000-1*. Ministry of Agriculture British Columbia. Recuperado de https://www.droughtmanagement.info/literature/BC_MA_Soil_Water_Storage_Capacity_2005.pdf

- Mohamed, M., El-Mogy, C. G., & Stevens, R. (2018). Irrigation with salt water affects growth, yield, fruit quality, storability and marker-gene expression in cherry tomato. *Acta Agriculturae, Scandinavica, Section B. Soil & Plant Science*. DOI: 10.1080/09064710.2018.1473482
- Murata, N., Ohta, S., Ishida, A., Kanzaki, M., Wachirinrat, C., Artchawakom, T., & Sase, H. (2012). Soil depth and soil water regime in a catchment where tropical dry evergreen and deciduous forests coexist. *Journal of Forest Research*, 17(1), 37-44. DOI: 10.1007/s10310-010-0248-z
- Nederhoff, E., & Stanghellini, C. (2010). *Practical hydroponics & greenhouses*. Recuperado de <https://www.wur.nl/en/Publication-details.htm?publicationId=publication-way-333937333231>
- Pratt, T., Allen, L. N., Rosenberg, D. E., Keller, A. A., & Kopp, K. (2019). Urban agriculture and small farm water use: Case studies trends from Cache Valley, Utah. *Agricultural Water Management*, 213, 24-35. DOI: 10.1016/j.agwat.2018.09.034
- Pulighe, G., & Lupia, F. (2019). Multitemporal geospatial evaluation of urban agriculture and (Non)-sustainable food self-provisioning in Milan, Italy. *Sustainability*, 11(7), 1846. DOI: 10.3390/su11071846
- Sadras, V. O., Villalobos, F. J., Orgaz, F., Fereres, E., & Villalobos, F. J. (2016). Principles of agronomy for sustainable agriculture. In: *Effects of water stress on crop production* (pp. 189–204). Berlin, Germany: Springer International Publishing. DOI:10.1007/978-3-319-46116-8_14

- Salazar, M. R., Rojano, A. A., & López, C. I. (2014). La eficiencia en el uso del agua en agricultura controlada. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(2), 177-183. Recuperado de <http://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/472/pdf>
- Sammis, T. W., Kratky, B. A., & Wu, I. P. (1988). Effects of limited irrigation on lettuce and chinese cabbage yield. *Irrigation Science*, (9), 187-198. DOI: 10.1007/BF00275431
- SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2016). *Anuario estadístico de la producción agrícola*. Recuperado de <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>
- SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2019). *Anuario estadístico de la producción agrícola*. Recuperado de <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>
- Skara, S. L. G., Pineda, M. R., Timpec, A., Pölling, B., Bohne, K., Külvikf, M., Delgado, C., Pedras, C. M. G., Paço, T. A., Čujić, M., Tzortzakis, N., Chrysargyris, A., Peticila, A., Alencikiene, G., Monsees, H., & Junge, R. (2020). Urban agriculture as a keystone contribution towards securing sustainable and healthy development for cities in the future. *Blue-Green Systems*, 2(1), 1-27. DOI: 10.2166/bgs.2019.931

- Smith, M. (1992). CROPWAT, a computer program for irrigation planning and management. *FAO Irrigation and Drainage* (Paper 46). Rome, Italy: Food and Agriculture Organisation. Recuperado de <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=SO2005100017>
- UNAM & PEMBU, Universidad Nacional Autónoma de México & Programa de Estaciones Meteorológicas del Bachillerato Universitario. (2022). *Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos* (RUOA). Recuperado de <https://www.ruoa.unam.mx/pembu/>
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs Population Division. (2019). *World Population Prospects 2019: Ten key findings*. Recuperado de <https://population.un.org/wpp>
- van Veenhuizen, R. (2006). Chapter 11. Urban horticulture. In: *Cities Farming for the Future, Urban Agriculture for Green and Productive Cities*. Recuperado de <https://www.idrc.ca/en/book/cities-farming-future-urban-agriculture-green-and-productive-cities>
- Venkateswarlu, B. (2012). *Crop stress and its management: Perspectives and strategies* (Ser. Life sciences). Recuperado de <https://epdf.pub/crop-stress-and-its-management-perspectives-and-strategies>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-06

Artículos

**Caracterización hidroquímica de una subcuenca
altoandina en el departamento de Moquegua, Perú**
**Characterization of the hydrochemistry in a high
Andean sub-basin in the region of Moquegua, Peru**

Kimberly Visitación-Bustamante¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2531-413X>

Lia Ramos-Fernandez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3946-7188>

Lizardo Visitación-Figueroa³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9625-2066>

¹Universidad Nacional Agraria La Molina, La Molina, Perú,
kvisitacionb@gmail.com

²Universidad Nacional Agraria La Molina, La Molina, Perú,
liarf@lamolina.edu.pe

³Universidad Nacional Agraria La Molina, La Molina, Perú,
lvisitacion@lamolina.edu.pe

Autora para correspondencia: Kimberly Visitación-Bustamante,
kvisitacionb@gmail.com



Resumen

El presente estudio evalúa la variabilidad hidroquímica del río Asana por influencia de la quebrada Millune en Moquegua, Perú. Se analizó la información de monitoreos de calidad de agua durante el periodo 2010-2018 a través de los diagramas de Gibbs, las relaciones molares, el diagrama de Piper, el diagrama de Stiff y el modelo hidrogeoquímico PHREEQC para la identificación de los índices de saturación de los principales minerales a los que están expuestos los cuerpos de agua en evaluación. El análisis por componentes principales permitió la identificación de la variabilidad de la hidroquímica en función de la naturaleza de la fuente y su estacionalidad. Los resultados obtenidos muestran que las aguas de la quebrada Millune, afluente del río Asana, son de naturaleza ácida con presencia de iones de aluminio y manganeso en concentraciones elevadas respecto a lo establecido en el ECA agua (estándar de calidad ambiental de agua), a diferencia del río Asana, que presenta concentraciones bajas; ambos ríos son de naturaleza sulfatada cálcica. Se determinó que los iones aluminio y manganeso se deben a la meteorización del mineral alunita y erosión del suelo, aporte mineral, por el deshielo paulatino del nevado Arundani, ubicado en la cabecera de cuenca del río Asana. Finalmente, el río Asana, por su capacidad de amortiguamiento, neutraliza las aguas ácidas y disminuye la solubilidad de los cationes disueltos.

Palabras clave: aluminio, hidroquímica, calidad del agua, erosión, Moquegua.



Abstract

This study evaluates the hydrochemical variability of the Asana River affected by the influence of the Millune Creek in Moquegua, Peru. The water quality monitoring data from 2010 to 2018 were analyzed using Gibbs diagrams, molar ratios, Piper diagrams, Stiff diagrams, and the PHREEQC hydrogeochemical model for the identification of water saturation indices and the main minerals to which the bodies of water were exposed. Principal component analysis enabled the identification of the variability of the hydrochemistry as a function of the source and its seasonality. The results showed that the waters of Millune Creek, a tributary of the Asana River, were acidic in nature and had high concentrations of aluminum and manganese ions with respect to what was established in the ECA water (Environmental Quality Standard for Water), while the Asana River had low concentrations. Both rivers naturally have calcium sulfate. The aluminum and manganese ions were from the weathering of the mineral alunite and the erosion of the soil mineral contribution by the gradual thawing of the Arundani Mountains, which are located at the origin of the Asana River basin. Finally, the Asana River, due to its buffering capacity, neutralizes acidic waters and decreases the solubility of dissolved cations.

Keywords: Aluminum, hydrochemistry, water quality, erosion, Moquegua.

Recibido: 22/04/2021

Aceptado: 15/03/2022

Introducción

El agua es un recurso vital e indispensable (Vörösmarty *et al.*, 2010; Qin, Liu, Yan, & Huang, 2019), que forma parte de los ecosistemas naturales; su composición hidroquímica es influenciada por factores naturales, como el ciclo hidrológico, las condiciones climáticas, el suelo, contaminación de origen geológico (Hamzah, Aris, Ramli, Juahir, & Sheikhy-Narany, 2017; Devic, Djordjevic, & Sakan, 2014; De-Andrade, Palácio, Souza, De-Oliveira-Leão, & Guerreiro, 2008; Helena *et al.*, 2000), factores antrópicos y por efecto del cambio climático.

El Perú, por su naturaleza mineralógica debida a la presencia del sistema montañoso de los Andes, genera condiciones que propician la dispersión de metales en los cursos de agua (Villena-Chávez, 2018). Por ello, son necesarios estudios sobre la variación hidroquímica de las aguas superficiales para brindar información acerca del cambio ambiental, la relación entre la meteorización química regional, las reacciones hidrogeoquímicas y los mecanismos que la controlan (Jiang *et al.*, 2020).

Los suelos de naturaleza volcánica en zonas áridas como Moquegua influyen sobre la composición química del agua (Ece, Schroeder, Smilley, & Wampler, 2008; GRM, 2011; Luque-Poma, Pari-Pinto, Dueñas-Olivera, Huamán-Nieto, 2020). Asimismo, el deshielo de glaciares puede liberar

contaminantes a los cuerpos de agua, ya que exponen cobertura de la tierra que son fácilmente erosionables por las escorrentías generadas por efecto del deshielo y las elevadas pendientes (Ban, Lei, Chen, & Liu, 2016); estos suelos contienen diversos minerales, como la alunita y caolinita, entre otros (Carrino, Crosta, Toledo, Silva, & Silva, 2015), que aportan al agua metales como aluminio, manganeso, hierro y aniones como sulfatos.

La quebrada Millune y el río Asana, afluentes del río Ilo-Moquegua, se encuentran al extremo sur occidental del Perú, en el departamento de Moquegua, y nacen de los nevados de naturaleza volcánica Arundani y Chuquiananta (GRM, 2011; ANA, 2018). Estudios previos informan de la principal química iónica de los ríos más grandes del mundo, como el Amazonas (Gibbs, 1970). Sin embargo, en el Perú, la mayoría de estudios se centran en el diagnóstico del cumplimiento de los estándares de calidad ambiental, mas no en la naturaleza y variabilidad hidroquímica, por lo que se requiere un análisis exhaustivo de la variación espacio-temporal de la calidad del agua y los cambios ambientales que se dan en la cuenca. Para esto último, es importante identificar los mecanismos que controlan la composición del agua, información que permite identificar las fuentes naturales o antrópicas de contaminación de metales al agua; estos mecanismos pueden ser por meteorización de roca, precipitación, evaporación o ingreso de aguas residuales (Gibbs, 1970; Gao *et al.*, 2017).

La integración de las investigaciones hidroquímicas, que implican análisis químicos y estadísticos, se llevan a cabo para evaluar los factores

que controlan la hidroquímica y contaminación potencial (El-Alfy, Aref, Fathy, & Abdulaziz, 2017) debido a que el estudio de la hidroquímica de aguas naturales puede proporcionar información importante sobre el cambio ambiental (Han & Liu, 2000; Gao *et al.*, 2017). Por este motivo, identificar los factores y procesos a través de los cuales las actividades naturales y/o humanas afectan la variabilidad hidroquímica de los ríos proporciona una base científica para la protección ambiental, el desarrollo económico y el avance académico. En este estudio se caracteriza la variabilidad hidroquímica de la quebrada Millune y del río Asana para identificar los mecanismos que controlan la composición química, a fin de evaluar la influencia en la calidad del agua.

Área de estudio

La zona de estudio comprende la subcuenca del río Asana (Figura 1), específicamente el área de confluencia de la quebrada Millune con el río Asana, misma que se extiende en una altitud que varía de 3 071 a 5 492 msnm, en el distrito de Torata, al noreste de la ciudad de Moquegua, Perú. La cuenca alta del río Asana está formada por laderas de pendientes menores al 36 %, con factor de forma de 0.27 y coeficiente de compacidad de 1.51, que sugieren una respuesta rápida frente a la escorrentía; en tanto que la quebrada Millune tiene un área drenante de 23.645 km² y un caudal medio anual de 0.143 m³/s (Knight Piésold Consultores, S. A., 2008). El basamento rocoso está constituido por la unidad lito estratigráfica "Súper Unidad Yarabamba" (KsP-ya/di) y la

formación Huaylillas (Nm-hu). Presenta un clima templado subhúmedo y boreal frío, según la clasificación de Köppen, con lluvias anuales estacionales de 243 a 460 mm/año, sobre todo de enero a marzo (Montesinos, Cleef, & Sykora, 2012; Rau, 2017), y época seca de mayo a diciembre.

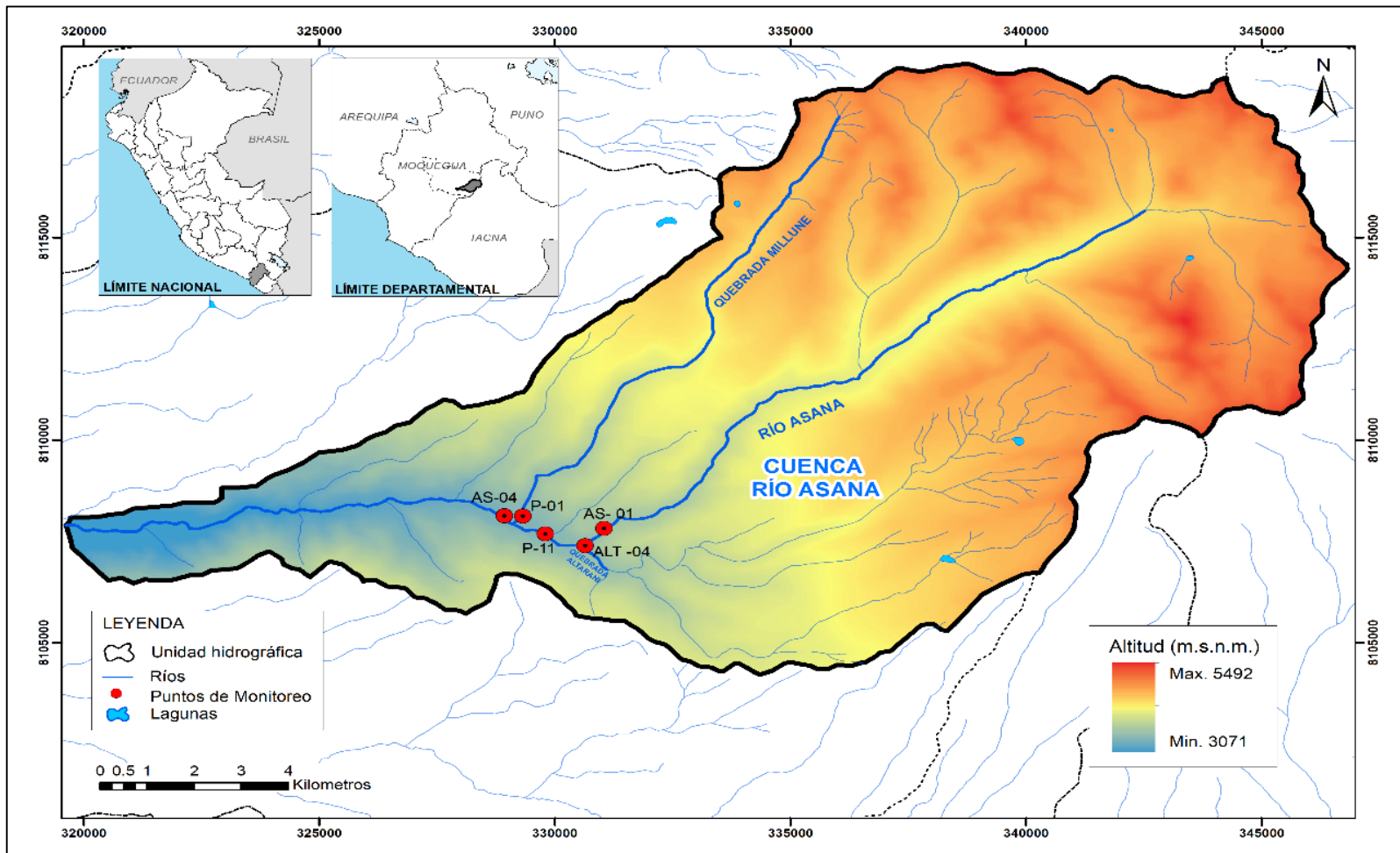


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Asana y su confluencia con la quebrada Millune.

Materiales y métodos

Información de calidad de agua

Las estaciones de monitoreo seleccionadas para la investigación fueron las siguientes: en el río Asana, aguas arriba de la confluencia con el quebrada Altarani (AS-01), aguas abajo de la confluencia con el quebrada Altarani (P-11) y aguas abajo de la confluencia con la quebrada Millune (AS-04); la estación en la quebrada Altarani aguas arriba, en confluencia con el río Asana ALT-04; y la estación en la quebrada Millune, aguas arriba de la confluencia con el río Asana (P-1). Se dispuso de información mensual de parámetros físico-químicos del periodo 2010-2018 tanto en época húmeda como seca.

Procesos que controlan la hidroquímica

La determinación de los procesos que controlan la hidroquímica se evaluó utilizando los diagramas de Boxplot, diagramas de Gibbs y las relaciones molares Mg/Ca-Mg/Na, Ca/Na-Mg/Na, Ca/Na-HCO₃/Na y Na-Cl (Gibbs, 1970; Gao *et al.*, 2017); la evaluación hidroquímica se evaluó utilizando el diagrama de Piper y el diagrama de Stiff (Stiff, 1951), los cuales se graficaron en el *software* AquaChem (Waterloo Hydrogeologic, 2020). Por último, se empleó la modelización geoquímica en el *software* PHREEQC

(Parkhurst & Appelo, 1999), para identificar de los índices de saturación que brindan información de la disolución y/o precipitación de los principales minerales a los que están expuestos los cuerpos de agua en evaluación.

Susceptibilidad a movimientos en masa

Los resultados hidroquímicos se representaron sobre el mapa de susceptibilidad a movimientos en masa (Villacorta, Fidel, & Zavala, 2012), con la finalidad de entender los procesos que puedan estar involucrados. Este mapa expresa el grado de susceptibilidad en la escala muy baja, baja, media, alta y muy alta con base en los siguientes criterios: presencia de fallas, grado de meteorización, y existencia de depósitos superficiales y pendientes (Villacorta *et al.*, 2012).

Análisis por componentes principales

Se utilizó el análisis por componentes principales (ACP), técnica estadística de análisis multivariado, para evaluar la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua mediante la correlación de parámetros con factores que se asocian con una fuente u origen de la variabilidad, como escorrentía, precipitación, ingreso de agua subterránea y contaminación antrópica, entre otros (Ouyang, 2005; Jiang *et al.*, 2020).

Resultados y discusiones

La distribución de los resultados de los parámetros fisicoquímicos en el área de estudio en las épocas húmeda y seca (Figura 2) confirma que se tiene mayor lluvia en el periodo enero-abril (época húmeda) por efectos de la lluvia con respecto al resto del año (época seca), como se ha registrado históricamente en el periodo 1969-1999 (Ng, Peña, & Acosta, 2019). Las concentraciones de oxígeno disuelto toman valores máximos entre 6.8 y 7.9 mg/l, lo que indica que las principales fuentes de agua son superficiales, provenientes del deshielo de los nevados; sin embargo, al observar los valores mínimos que se encuentran entre 4.0 y 5.2 mg/l en las estaciones ALT-04, AS-01, P-11 y P-1, estaría relacionado con el aporte de aguas subterráneas (Schreier, Erlebach, & Albright, 1980) proveniente de las infiltraciones de rocas volcánicas fracturadas (Ng *et al.*, 2019). Los valores de pH en el río Asana y quebrada Altarani presentan valores entre 7.1 y 7.8. Del otro lado en la quebrada Millune los valores de pH fueron de naturaleza ácida 4.6 a lo largo del año, esto se debe a la baja capacidad buffer del agua y a la disolución de minerales sulfatados de aluminio como la alunita, provenientes del suelo rocoso de origen volcánico (Carrino *et al.*, 2015), que reducen el pH del agua por el consumo de iones hidroxilo, liberación de iones sulfatos y potasio (Acero, Hudson-Edwards, & Gale, 2015). Los valores de conductividad eléctrica en el río Asana y quebrada Altarani (84.8-174.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$) son menores a los reportados para la quebrada Millune (342.4-369.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en temporada seca; los valores son más altos que los de temporada húmeda

por procesos de evaporación y reducción del caudal, así como por la mayor oxidación de metales que son liberados desde el suelo (Saarinen & Kløve, 2012). De igual forma, el contenido de sólidos disueltos totales fue mayor en la quebrada Millune en época seca. La dureza total en el río Asana y quebrada Altarani tiene valores entre 11.4 y 54.6 mg CaCO₃/l debido a la presencia de iones Ca y Mg en forma de bicarbonato y sulfato; sin embargo, en la quebrada Millune, los valores más altos de dureza total varían de 94.0 a 98.7 mg CaCO₃/l, en especial en época seca; esto posiblemente se debe a la presencia de Ca y Mg en forma de sulfato proveniente de la disolución de minerales sulfatados, como la alunita o jarosita (Acero *et al.*, 2015).

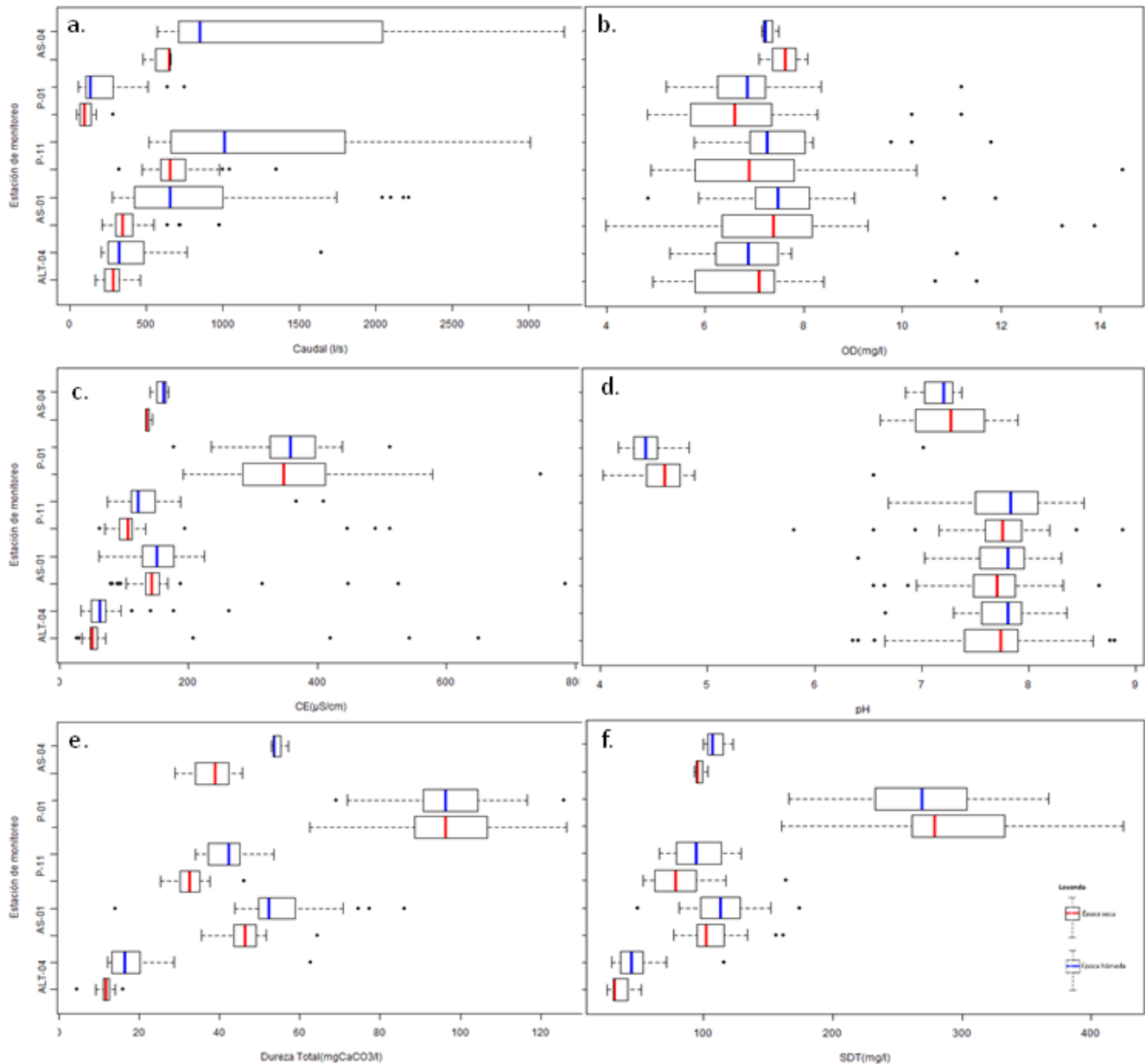


Figura 2. Diagrama de Boxplot de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua en época húmeda y seca: caudal (a); oxígeno disuelto (b); conductividad eléctrica(c); pH (d); dureza total (e), y sólidos disueltos totales (f) de los ríos Asana (AS-01 y P-11), Altarani (ALT-04) y Millune (P-1).

Por lo general, el análisis de cationes y aniones mayoritarios se realiza con los cationes calcio, magnesio, sodio y potasio, así como con los aniones bicarbonato, sulfato y cloruros (Thomas, Joseph, & Thrivikramji, 2015; Gao *et al.*, 2017). En nuestro estudio, con la finalidad de reducir el error en el balance iónico, se consideraron también como cationes mayoritarios al aluminio, hierro y manganeso debido a sus altas concentraciones (Fritz, 1994).

Los cationes mayoritarios en el área de estudio (Figura 3) indican que la concentración de los iones calcio, magnesio, potasio, aluminio, hierro y manganeso en el río Asana y quebrada Altarani fue mayor en época húmeda en comparación con la época seca. Esto se debe a que por efectos de las escorrentías, los cationes son arrastrados o solubilizados desde el material de suelo (Silas, Wuana, & Augustine, 2018); en el caso del sodio para la estación P-11 se da una dilución del catión, lo que sugiere que la fuente del sodio en esta zona es de naturaleza subterránea; situación similar ocurre en AS-04 (Cardona & Hernández, 1995). Por otro lado, las concentraciones de los cationes calcio, magnesio, sodio, potasio, aluminio, hierro y manganeso fue mayor en la quebrada Millune en temporada seca, la cual presenta valores diferenciados para los iones aluminio (9-5-10.7 mg/l) y manganeso (0.348-0.352 mg/l), en comparación con los valores que presentaron los iones aluminio (0.034-1.543 mg/l) y manganeso (0.004-0.075 mg/l) encontrados en los ríos Asana y Altarani. Los óxidos de manganeso y aluminio son los componentes más reactivos en suelos ácidos. Liberan los cationes por la

meteorización ácida de suelos minerales, que son reprecipitados como óxidos hidratados localmente o luego de una translocación; dichos precipitados pueden ser rápidamente removilizados, produciendo concentraciones altas de estos iones en el agua (Paterson, Goodman, & Farmer, 1991); situación similar a lo que sucede en la quebrada Millune. Los aniones mayoritarios del área de estudio (Figura 4) detallan que la concentración de iones bicarbonato en el río Asana y quebrada Altarani se encontró entre 15 y 22.4 mg HCO_3/l ; por otro lado, debido a los bajos valores de pH en la quebrada Millune, la concentración de bicarbonatos fue menor al valor detectable $< 0.1 \text{ mg HCO}_3/\text{l}$, siendo el dióxido de carbono disuelto la forma principal de carbono (Vega & Mustain, 2010). La concentración de iones sulfatos fue mayor en la quebrada Millune (159.8-171.3 mg/l), en comparación con las concentraciones encontradas en el río Asana y quebrada Altarani (5.1-51.8 mg/l) debido a la disolución de minerales sulfatados como la alunita (Carrino *et al.*, 2015). Por otro lado, la concentración de sulfatos fue mayor en época seca en la quebrada Millune a diferencia de los ríos Asana y Altarani, donde fue mayor en época húmeda; esto se debe al ingreso de agua subterránea y erosión de nuevos suelos del nevado de origen volcánico por incremento del deshielo en época seca (Grab, Linde, & De-Lemos, 2016).

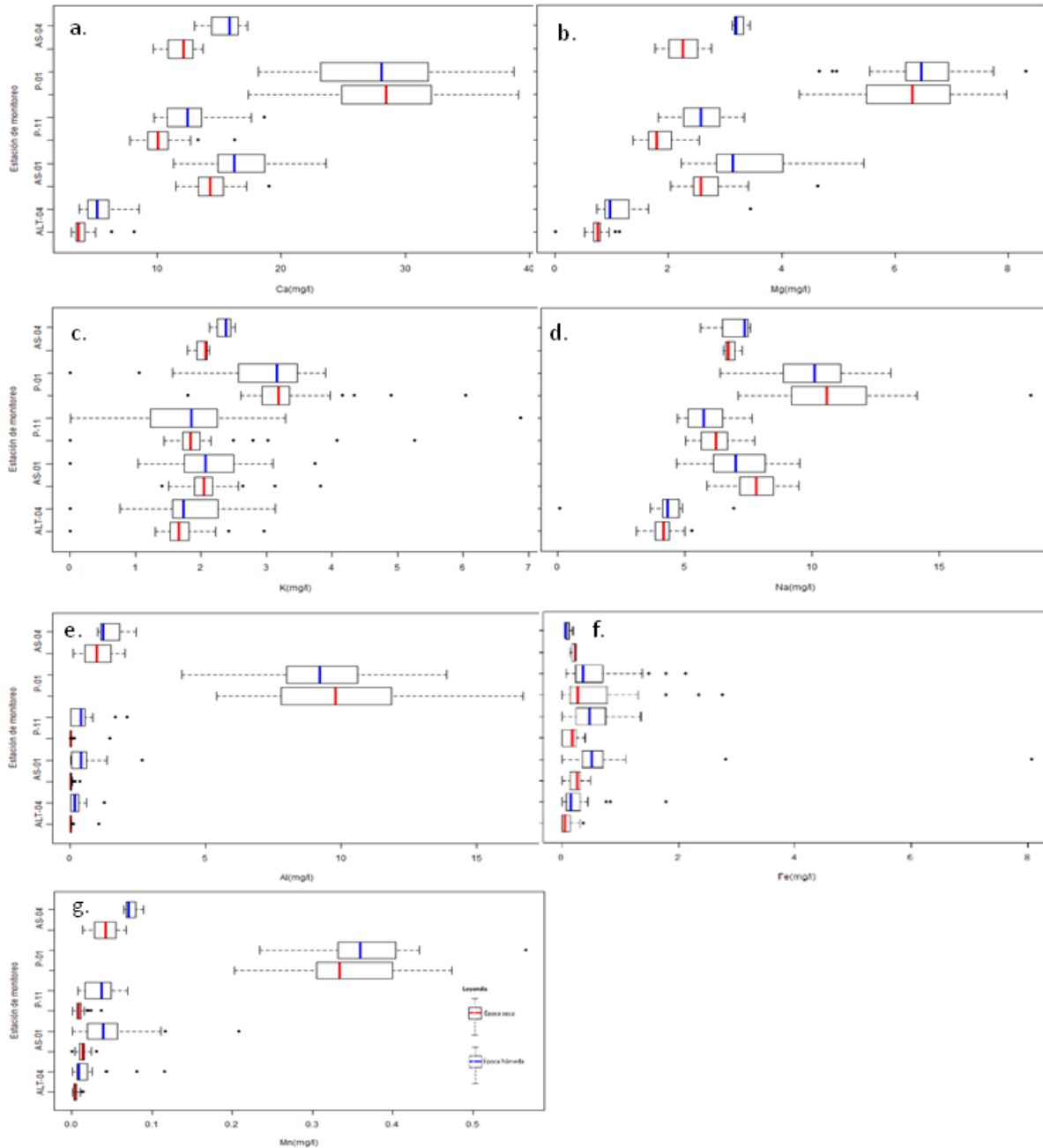


Figura 3. Diagrama de Boxplot de los cationes mayoritarios en época húmeda y seca: calcio (a), magnesio (b), potasio (c), sodio (d), aluminio (e), hierro (f) y manganeso (g) en el agua del río Asana, quebrada Altarani y quebrada Millune.

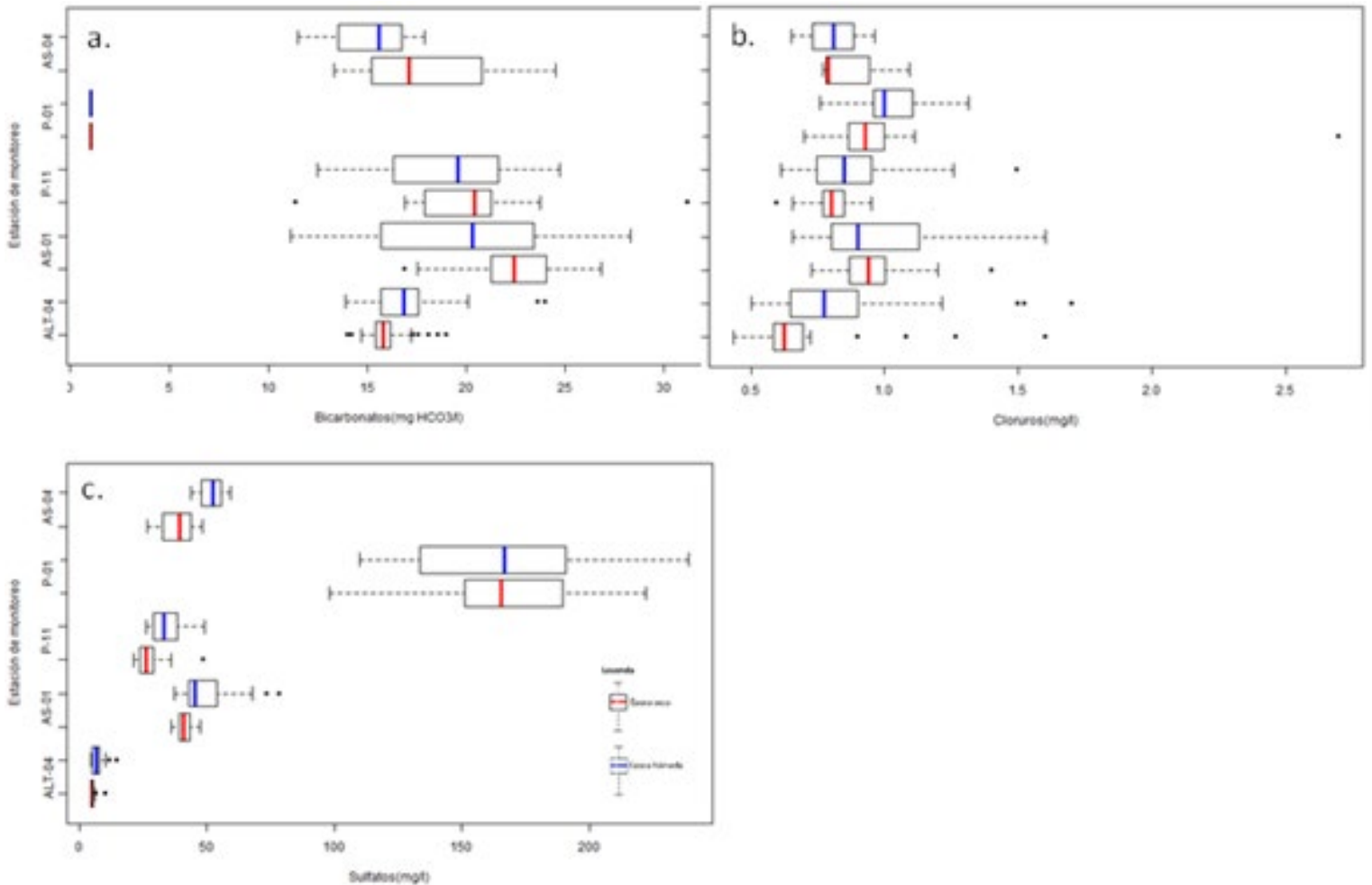


Figura 4. Diagrama de Boxplot de los aniones mayoritarios en época húmeda y seca: bicarbonatos (a), cloruros (b) y sulfatos (c) en el agua del río Asana, quebrada Altarani y quebrada Millune.

Mecanismos que controlan la hidroquímica

En el diagrama de Piper (Figura 5) se observa que la hidroquímica de las aguas de la zona de estudio se encuentra en dos grupos bien definidos: el agua en el quebrada Altarani en la estación ALT-04 presenta una clasificación de aguas bicarbonatadas cálcicas Ca-HCO_3 , mientras que las aguas en el río Asana (AS-01, P-11 y AS-04) y la quebrada Millune (P-1), presentan aguas sulfatadas cálcicas Ca-SO_4 . La influencia de las aguas alcalinas de la quebrada Altarani neutraliza la acidez del río Asana en la estación AS-01, la influencia de las aguas ácidas de la quebrada Millune (P-1) son neutralizadas por la capacidad buffer del río Asana, como se observa en la estación AS-04.

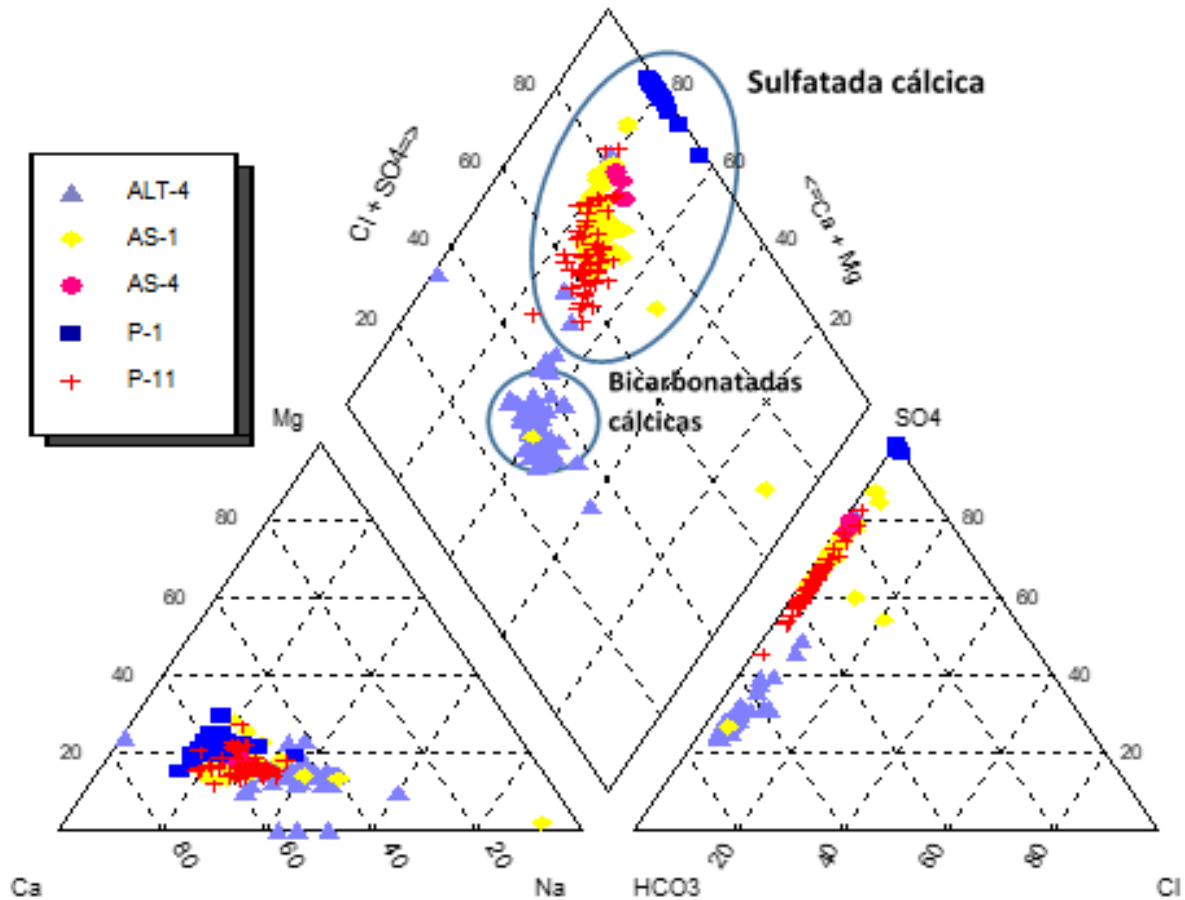


Figura 5. Diagrama de Piper de las aguas del río Asana y Quebrada Millune.

Las muestras de agua de las estaciones ALT-04, AS-01, P-11, P-1 y AS-04 se caracterizan por presentar concentraciones moderadas de sólidos totales disueltos (STD) y bajos valores de relaciones de $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ y $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$, que indican que el agua está dominada por productos de meteorización de rocas, en especial en la

quebrada Millune (P-1), tal como se observa en el diagrama de Gibbs (Gibbs, 1970) (Figura 6).

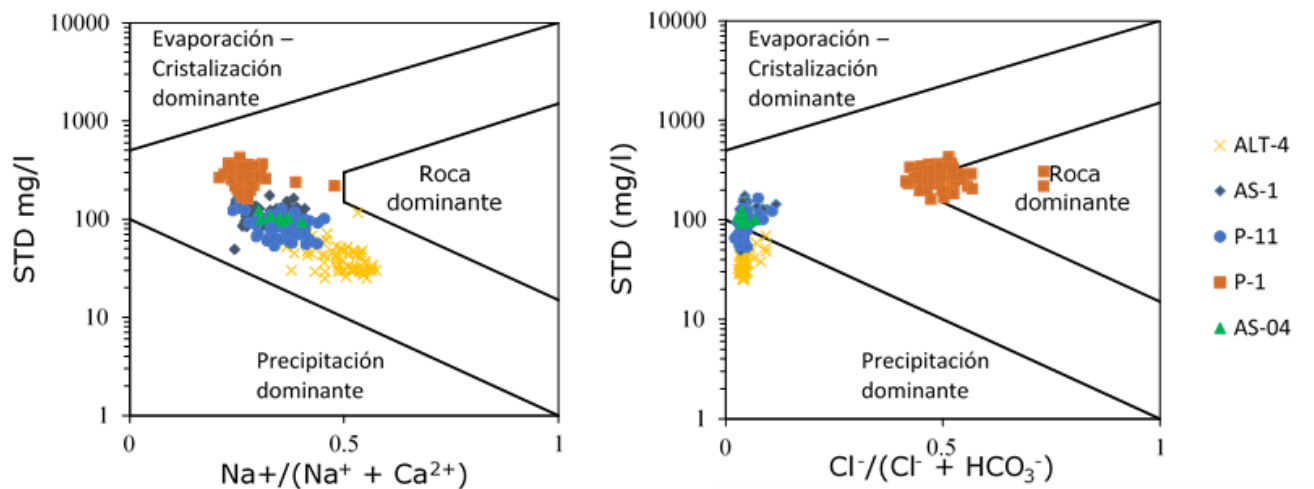


Figura 6. Química del agua de la quebrada Millune y el río Asana trazada en el diagrama de Gibbs: a) relación de cationes, (b) relación de aniones.

En el diagrama de las relaciones molares Mg^{2+}/Na^{+} vs. Mg^{2+}/Ca^{2+} (Figura 7) se verifica que en la quebrada Millune (P-1) las interacciones rocosas sean las que regulan las características de la química del agua, causadas por la erosión del suelo nuevo, producto del deshielo del glaciar aguas arriba y erosión de las riberas. Mientras que en el río Asana (AS-01, P-11 y AS-04) y en la quebrada Altarani (ALT-04), la disolución de sales solubles del suelo (lixiviación) es el proceso predominante.

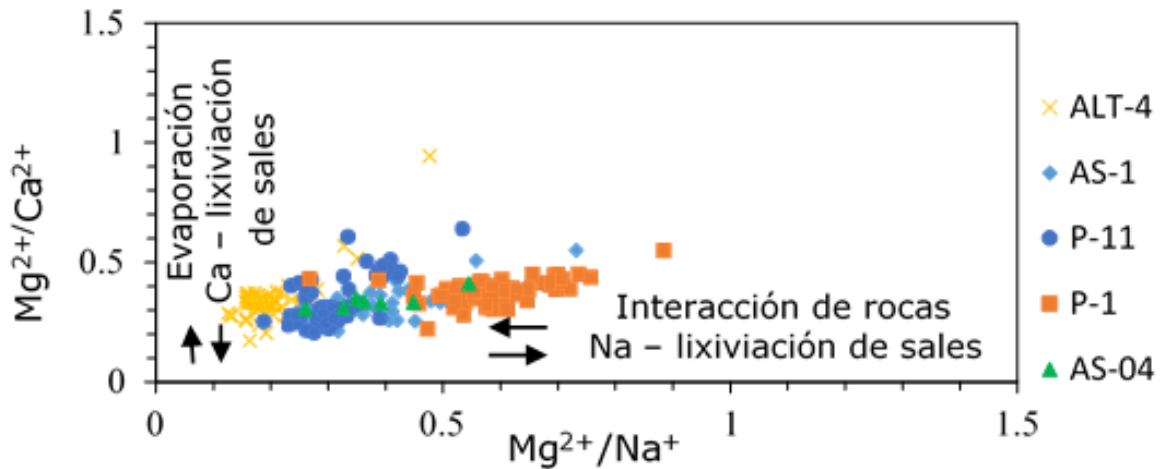


Figura 7. Diagrama de las relaciones molares de Mg^{2+}/Ca^{2+} vs. Mg^{2+}/Na^{+} .

El diagrama bivariado Mg^{2+}/Na^{+} vs. Ca^{2+}/Na^{+} y HCO_3^{-}/Na^{+} vs. Ca^{2+}/Na^{+} (Figura 8) muestra que las estaciones ALT-04, AS-01, P-11, P-1 y AS-04 están principalmente dominadas por la meteorización del silicato; también se observa una baja relación de HCO_3^{-}/Na^{+} debido a que los bicarbonatos son consumidos por la acidez generada por la disolución de minerales sulfatados, confirmando la presencia de minerales aluminosilicatados y sulfatados, como la alunita ($KAl_3(SO_4)_2(OH)_6$).

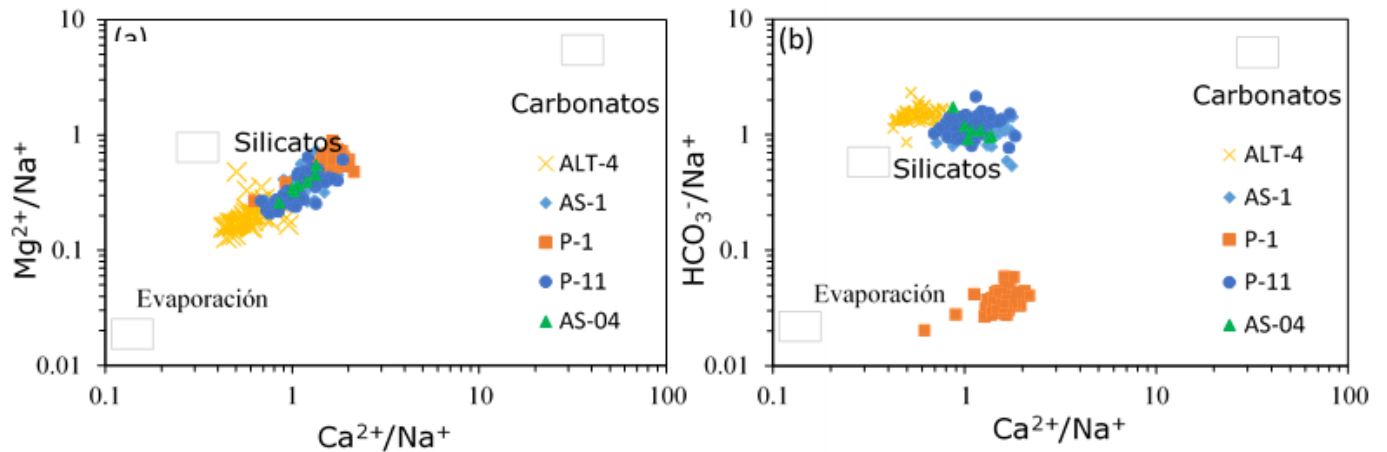


Figura 8. Diagrama bivariado de las relaciones molares de (a) Mg^{2+}/Na^{2+} vs. Ca^{2+}/Na^{+} y (b) HCO_3^{-}/Na^{+} vs. Ca^{2+}/Na^{+} .

Los resultados del modelamiento hidroquímico en PHREEQC (Figura 9) para los minerales más comunes en el agua de las estaciones de monitoreo evaluadas muestra que los valores de índices de saturación siguen la tendencia biotita > caolinita > alunita > jarosita > gibbsita > aragonita > anhidrita > manganita (Carrino *et al.*, 2015). Se tiene que los minerales biotita, caolinita, alunita, jarosita y gibbsita están súper saturados y se encuentran generalmente precipitados en las estaciones ALT-04, AS-01, P-11y AS-04. Sin embargo, su índice de saturación disminuye en la estación P-1 debido al bajo valor de pH, lo que promueve la disolución del aluminio y sulfatos. Por otro lado, minerales como la anhidrita y manganita no están saturados, por lo que se encuentran disueltos, lo cual incrementa la concentración de sulfatos y manganeso (Gao *et al.*, 2017) en las estaciones de monitoreo.

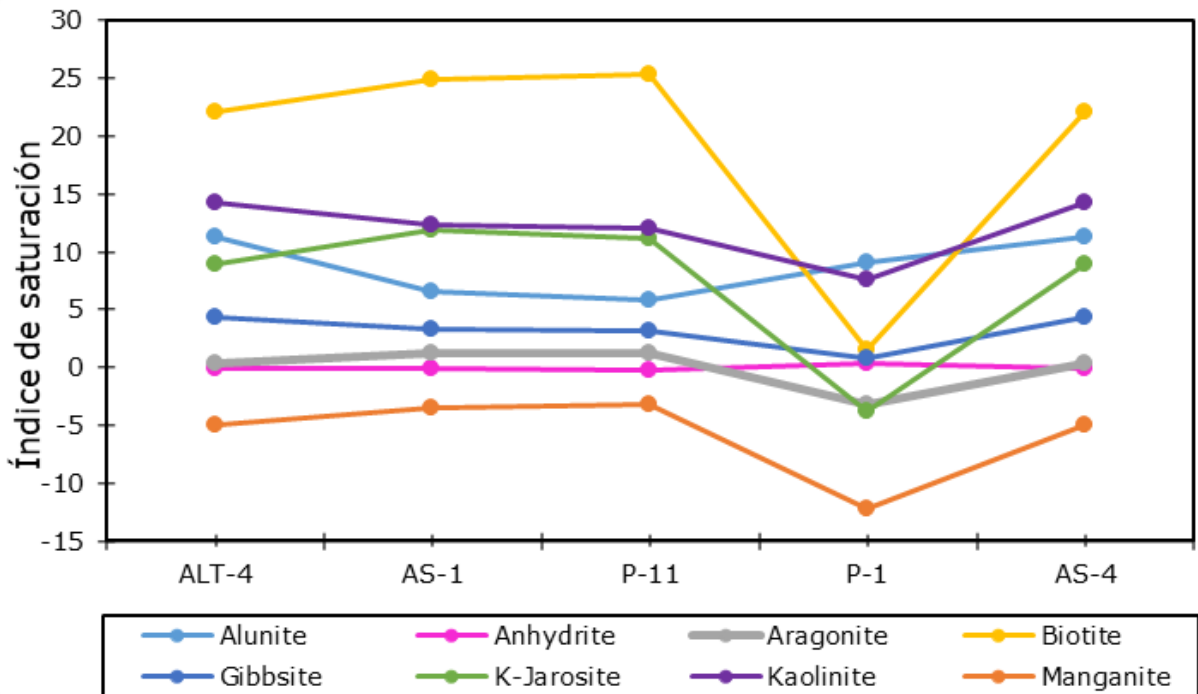


Figura 9. Índice de saturación (SI) para minerales comunes en la confluencia de la quebrada Millune y el río Asana.

Susceptibilidad a movimientos en masa

El área de confluencia de la quebrada Millune y el río Asana presenta alta susceptibilidad a movimientos en masa (Villacorta *et al.*, 2012) (Figura 10) debido a la alta meteorización, así como a la presencia de depósitos superficiales y altas pendientes, indicando que el área es muy propensa a procesos erosivos. En ese sentido se confirma que la erosión del suelo descubierto, por efecto del deshielo acelerado del glaciar Arundani (GRM,

2011; ANA, 2018), que da origen a la quebrada Millune, sería una razón por la que las reacciones en la cuenca dominan la composición química de las aguas superficiales.

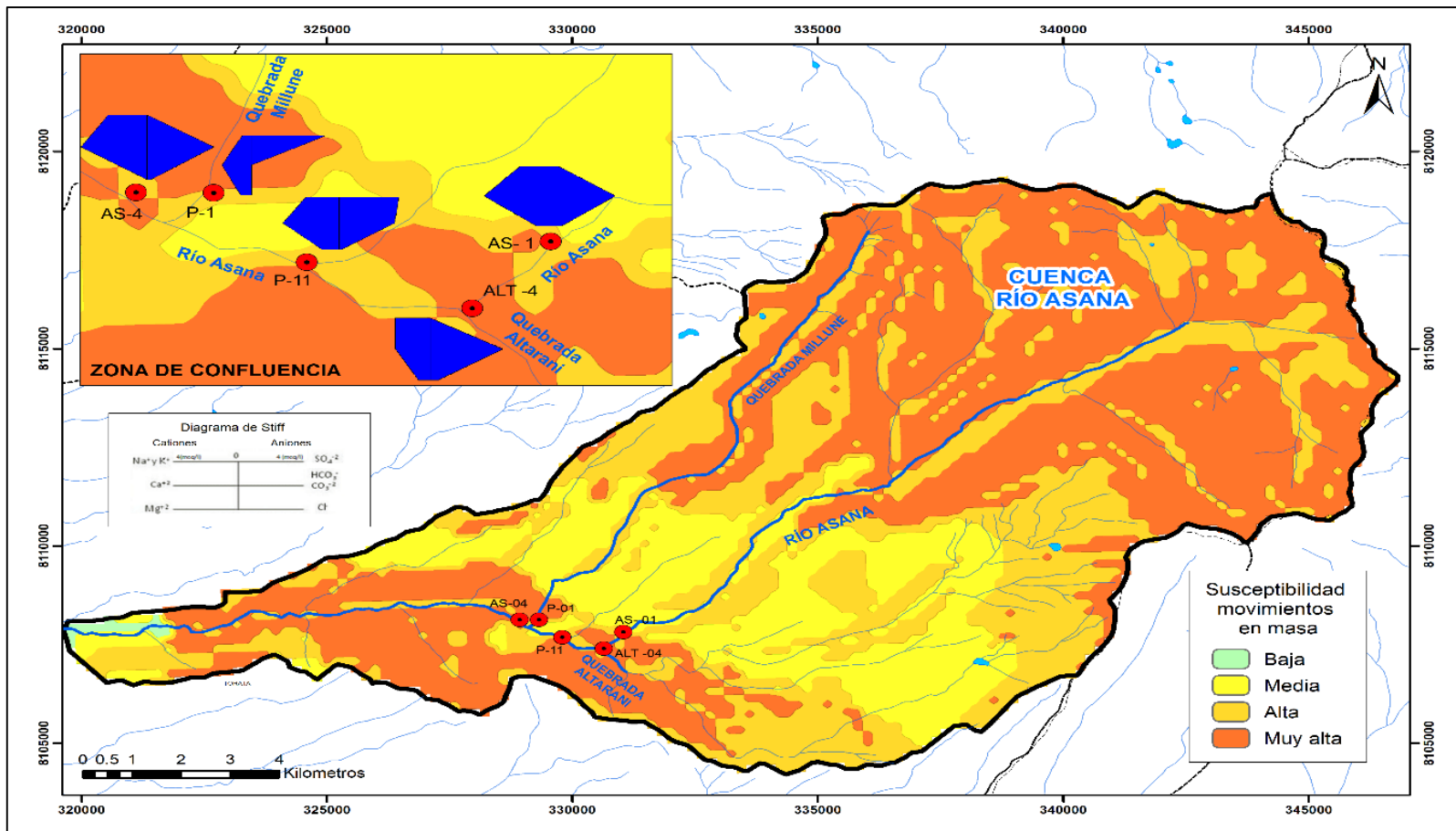


Figura 10. Mapa de susceptibilidad de movimientos en masa, confluencia de la quebrada Millune con el río Asana.

Análisis por componentes principales

En la Tabla 1 se detallan las correlaciones entre los principales factores asociados con la variabilidad espaciotemporal de la calidad del agua en los ríos evaluados; en la quebrada Altarani (ALT-04), el factor 1 se correlaciona positivamente con el caudal, dureza total, sólidos disueltos totales, cloruros, sulfatos, aluminio, calcio, hierro, magnesio y manganeso; esto se debe a la influencia de las lluvias sobre las escorrentías que transfieren los aniones y cationes por disolución desde el material de suelo o desprendimientos de suelo sobre el río (Silas *et al.*, 2018). El factor 2 se correlaciona con el potasio y nitrato, lo cual se debe tal vez a las actividades de naturaleza antrópica y disolución de material silicatado, como la biotita. El factor 3 se correlaciona positivamente con el incremento de la conductividad eléctrica por evaporación y disolución de metales con la disminución del pH en época seca (Saarinen & Kløve, 2012). En el río Asana, en las estaciones AS-01 y P-11, el factor 1 se correlaciona de modo positivo con el caudal, dureza total, sulfatos, aluminio, calcio, hierro, magnesio, manganeso y estroncio, pues en época húmeda, el efecto de la lluvia sobre las escorrentías disuelven metales y sulfatos del material de suelo o hay desprendimiento de suelo sobre el agua. El factor 2 se correlaciona de manera negativa con el caudal, lo que indica comportamiento diferenciado en época seca en el caso de AS-01, correlacionado con el bicarbonato y sodio por la influencia de agua subterránea, y en caso de P-11, correlacionado con menor contenido de aluminio.

Tabla 1. Análisis por componentes principales de la calidad del agua en la zona de estudio.

Parámetro	ALT-04			AS-01			P-11			P-1			AS-04		
	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Flujo	0.66	0.08	-0.33	0.63	-0.53	-0.08	0.50	-0.57	-0.44	-0.47	0.55	-0.07	0.14	0.95	-0.17
OD	-0.01	0.37	0.33	0.15	-0.21	0.52	0.33	-0.01	-0.41	-0.41	0.45	-0.02	0.12	-0.11	0.77
CE	0.04	0.26	0.75	0.141	-0.04	0.68	0.35	0.68	-0.17	0.40	0.18	0.23	0.46	-0.33	-0.74
pH	-0.04	-0.39	-0.65	-0.05	0.36	-0.39	-0.15	-0.28	0.60	-0.41	0.48	0.29	-0.26	0.30	0.68
HCO ₃	0.30	-0.03	-0.35	-0.68	0.59	0.005	-0.46	-0.23	0.46				-0.59	-0.61	-0.13
Dureza total	0.76	-0.47	0.23	0.78	0.40	-0.02	0.85	0.02	0.36	0.94	0.06	-0.07	0.97	0.19	-0.10
TDS	0.73	-0.31	0.46	0.41	0.29	0.43	0.62	0.52	-0.01	0.70	-0.002	-0.22	0.79	-0.19	-0.09
Cl ⁻	0.64	0.43	-0.08	0.48	0.42	0.15	0.64	0.01	0.21	-0.05	0.02	0.59	-0.77	0.41	-0.35
NO ₃ -N	0.68	0.52	-0.19	0.71	-0.35	0.13	0.71	-0.24	-0.21	-0.43	-0.25	0.54	0.17	0.90	-0.07
SO ₄	0.79	0.42	-0.13	0.85	0.13	-0.11	0.88	0.22	0.27	0.95	0.10	-0.05	0.92	-0.25	-0.21
Al	0.75	0.13	-0.13	0.78	-0.16	-0.20	0.58	-0.54	-0.12	0.77	0.36	0.11	0.77	-0.38	0.05
Ca	0.76	0.14	-0.09	0.72	0.29	-0.05	0.74	0.20	0.497	0.89	0.002	-0.02	0.93	-0.14	0.19
Fe	0.74	-0.14	-0.14	0.78	0.12	-0.17	0.74	-0.45	0	-0.13	0.68	0.19	-0.49	-0.69	-0.27
Mg	0.81	-0.47	0.11	0.85	0.05	-0.08	0.88	-0.19	0.03	0.85	0.15	0.07	0.94	0.23	-0.01
Mn	0.88	0.13	-0.141	0.89	-0.11	-0.21	0.86	-0.35	0.03	0.88	0.18	-0.02	0.92	0.04	0.05
K	0.34	0.57	0.21	0.41	0.19	0.45	0.37	0.63	-0.34	0.24	-0.04	0.55	0.74	0.65	-0.07
Na	0.43	-0.31	0.26	-0.12	0.85	-0.004	-0.20	0.10	0.49	0.55	-0.31	0.49	0.44	-0.85	0.26
Sr	0.86	-0.42	0.18	0.66	0.29	0.05	0.75	0.38	0.09	0.87	0.02	0.05	0.98	-0.17	0.03
%	40.73	52.98	63.37	38.78	51.83	59.93	39.87	53.9	64.34	42.31	51.64	60.08	49.1	73.83	85.02
	Fuertes				Moderadas				Débiles						

En la quebrada Millune (P-1), el factor 1 se correlaciona de forma positiva con la dureza total, sólidos disueltos totales, sulfatos, aluminio, calcio, magnesio, manganeso, sodio y estroncio, esto se debe a que en época seca, por mayor oxidación del material de suelo sulfatado, los valores bajos de pH disuelven los metales del lecho de la quebrada, así como por efecto de la fusión del hielo de los nevados, que lixivian metales del suelo nuevo. El factor 2 se correlaciona de modo positivo con el caudal, y el hierro, pues en época húmeda, la concentración de los metales se diluye por incremento del caudal; sin embargo, la correlación positiva con el hierro indica que la fuente de éste en la quebrada se debe al ingreso por escorrentías en época húmeda (Silas *et al.*, 2018). En el río Asana, en la estación AS-04, ubicada aguas abajo de la confluencia con la quebrada Millune, el factor 1 se correlaciona positivamente con la dureza, sólidos disueltos totales, sulfatos, aluminio, calcio, magnesio, manganeso, potasio y estroncio; dicha correlación es independiente del caudal. El factor 2 correlaciona de manera positiva el caudal, nitratos y potasio; esto, probablemente se asocia con actividades antrópicas; también se tiene una correlación negativa con bicarbonatos, hierro y sodio, lo cual indica que en época de lluvias la concentración de éstos disminuye por dilución; el factor 3 correlaciona de forma positiva con el oxígeno disuelto y el pH, y negativamente con la conductividad debido a que el incremento del pH reduce la disolución de metales del suelo, por lo que baja la conductividad; el incremento de oxígeno disuelto cuando baja el pH está relacionado con procesos fotosintéticos.

Liu, Lin y Kuo (2003) clasificaron las correlaciones como “fuertes”, “moderadas” y “débiles”, que corresponden al valor absoluto de las cargas mayores a 0.75, entre 0.75-0.50 y 0.50-0.30, respectivamente.

Conclusiones

La hidroquímica del río Asana y la quebrada Millune se caracterizan por tener aguas sulfatadas cálcicas; sin embargo, esta última presenta bajos valores de pH, altas concentraciones de aluminio, manganeso y sulfatos, al estar dominada por procesos de meteorización de rocas con minerales aluminosulfatados como la alunita, e incrementa la concentración de iones aluminio y manganeso en el río Asana en la confluencia. La capacidad amortiguadora del río Asana reduce la disolución de metales y favorece la alcalinidad de las aguas de la quebrada Altarani; además, neutraliza los bajos valores de pH de la quebrada Millune.

El deshielo de los nevados por efecto del cambio climático descubre suelos erosionables que aportan minerales al cauce de la quebrada Millune, siendo una razón por la que las reacciones en la cuenca hidrográfica son el principal mecanismo de control responsable de la variabilidad hidroquímica en la quebrada Millune; esta última, al desembocar en el río Asana, influye en su composición hidroquímica.

Los resultados obtenidos proporcionan una base científica sobre la variabilidad hidroquímica y los cambios ambientales en la cuenca Asana, que puede ser de utilidad en la gestión y toma de decisiones referente al

área de estudio, que permitirá una mejor comprensión de la dinámica hidroquímica y los mecanismos que la controlan para evaluar medidas de adaptación, alternativas de tratamiento del agua e identificación de las zonas de potencial contaminación natural.

Agradecimientos

Al Centro de Investigación en Química, Toxicología y Biotecnología Ambiental de la Universidad Nacional Agraria La Molina (CIQTOBIA-UNALM) por su asesoría en la discusión de los resultados obtenidos en la investigación. Se agradecen las observaciones y sugerencias de los revisores anónimos que permitieron la mejora del artículo.

Referencias

- Acero, P., Hudson-Edwards, K. A., & Gale, J. D. (2015). Influence of pH and temperature on alunite dissolution: Rates, products and insights on mechanisms from atomistic simulation. *Chemical Geology*, 419, 1-9. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2015.10.018
- ANA, Autoridad Nacional del Agua del Perú. (2018). *Clasificación de los cuerpos de agua continentales superficiales, Lima, Perú*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/2439>
- Ban, Y., Lei, T., Chen, C., & Liu, Z. (2016). Study on the facilities and procedures for meltwater erosion of thawed soil. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(2), 142-147. DOI: 10.1016/j.iswcr.2016.04.003

- Cardona, A., & Hernández, N. (1995). Modelo geoquímico conceptual de la evolución del agua subterránea en el valle de México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 10(3), 71-90.
- Carrino, T. A., Crosta, A. P., Toledo, C. L. B., Silva, A. M., & Silva, J. L. (2015). Geology and hydrothermal alteration of the Chapi Chiara prospect and nearby targets, southern Peru, using ASTER data and reflectance spectroscopy. *Economic Geology*, 110(1), 73-90. DOI: 10.2113/econgeo.110.1.73
- De-Andrade, E. M., Palácio, H. A. Q., Souza, I. H., De-Oliveira-Leão, R. A., & Guerreiro, M. J. (2008). Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. *Environmental Research*, 106(2), 170-177. DOI: 10.1016/j.envres.2007.10.008
- Devic, G., Djordjevic, D., & Sakan, S. (2014). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of the Total Environment*, 468-469, 933-942. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.011
- Ece, Ö. I., Schroeder, P. A., Smilley, M. J., & Wampler, J. M. (2008). Acid-sulphate hydrothermal alteration of andesitic tuffs and genesis of halloysite and alunite deposits in the Biga Peninsula, Turkey. *Clay Minerals*, 43(02), 281-315. doi:10.1180/claymin.2008.043.2.10

- El-Alfy, M., Aref, L., Fathy, A., & Abdulaziz, A.-B. (2017). Assessing the hydrogeochemical processes affecting groundwater pollution in arid areas using an integration of geochemical equilibrium and multivariate statistical techniques. *Environmental Pollution*, 229(2017), 760-770. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.05.052
- Fritz, S. J. (1994). A survey of charge-balance errors on published analyses of potable ground and surface waters. *Ground Water*, 32(4), 539-546. doi:10.1111/j.1745-6584.1994.tb00888.x
- Gao, Z., Lin, Z., Niu, F., Luo, J., Liu, M., & Yin, G. (2017). Hydrochemistry and controlling mechanism of lakes in permafrost regions along the Qinghai-Tibet Engineering Corridor, China. *Geomorphology*, 297, 159–169. doi: 10.1016/j.geomorph.2017.09.020
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170(3962), 1088-1090. DOI: 10.1126/science.170.3962.1088
- Grab, S., Linde, J., & De-Lemos, H. (2017). Some attributes of snow occurrence and snowmelt/sublimation rates in the Lesotho Highlands: environmental implications. *Water SA*, 43(2), 333-342.
- GRM, Gobierno Regional de Moquegua. (2011). *Estudio de diagnóstico y zonificación para fines de demarcación territorial de la provincia Mariscal Nieto*. Moquegua, Perú: Gobierno Regional de Moquegua.

- Hamzah, Z., Aris, A. Z., Ramli, M. F., Juahir, H., & Sheikhy-Narany, T. (2017). Groundwater quality assessment using integrated geochemical methods, multivariate statistical analysis, and geostatistical technique in shallow coastal aquifer of Terengganu, Malaysia. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(2). DOI: 10.1007/s12517-016-2828-5
- Han, G., & Liu, C. (2000). Hydrogeochemistry of Wujiang River water in GuiZhou province. *Carsologica Sinica*, 19, 35-43.
- Helena, B., Pardo, R., Veja, M., Barrado, E., Fernandez, J. M., & Fernandez, L. (2000). Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research*, 34(3), 807-816. DOI: 10.1016/s0043-1354(99)00225-0
- Jiang, J., Tang, S., Han, D., Fu, G., Solomatine, D., & Zheng, Y. (2020). A comprehensive review on the design and optimization of surface water quality monitoring networks. *Environmental Modelling & Software*, 104792. DOI: 10.1016/j.envsoft.2020.104792
- Knight Piésold Consultores, S. A. (2008). *Modificación del estudio de impacto ambiental – Proyecto Quellaveco*. Recuperado de <http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGAAM/ estudios/quellaveco/1.%20Texto.pdf>
- Liu, C. W., Lin, K. H., & Kuo, Y. M. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1-3), 77-89.

- Luque-Poma, G., Pari-Pinto, W., Dueñas-Olivera, K. L., Huamán-Nieto, M. (2020). Peligro geológico en la región. *Boletín Ingemmet. Serie C: Geodinámica e Ingeniería Geológica*, 75, 252. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12544/2565>
- Montesinos, D. B., Cleef, A. M., & Sykora, K. V. (2012). Andean shrublands of Moquegua, South Peru: Prepuna plant communities. *Phytocoenologia*, 42(1-2), 29-55. DOI: 10.1127/0340-269x/2012/0042-0516
- Ng, W., Peña, N., & Acosta, H. (2019). Hidrogeología de la cuenca del río Ilo- Moquegua, Región Moquegua, INGEMMET. *Boletín Ingemmet. Serie H: Hidrogeología*, 6, 292.
- Ouyang, Y. (2005). Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Research*, 39(12), 2621-2635. DOI: 10.1016/j.watres.2005.04.024
- Parkhurst, D. L., & Appelo, C. A. J. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *U.S. Geological Survey*, 99-4259. Recuperado de <https://doi.org/10.3133/wri994259>
- Paterson, E., Goodman, B. A., & Farmer, V. C. (1991). The chemistry of aluminium, iron and manganese oxides in acid soils. *Soil Acidity*, 97-124. DOI: 10.1007/978-3-642-74442-6_5

- Qin, K., Liu, J., Yan, L., & Huang, H. (2019). Integrating ecosystem services flows into water security simulations in water scarce areas: Present and future. *Science of the Total Environment*, 670, 1037-1048. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.263
- Rau, P. (2017). *Precipitation runoff and water balance regimes variability along the Peruvian Pacific slope and coast: ENSO influence and sensitivity to hydroclimatic change* (tesis doctoral). Université Paul Sabatier-Toulouse III, ffNNT: 2017TOU30249ff, fftel-01925488ff
- Saarinen, T. S., & Kløve, B. (2012). Past and future seasonal variation in pH and metal concentrations in runoff from river basins on acid sulphate soils in Western Finland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47(11), 1614-1625. DOI: 10.1080/10934529.2012.680783
- Schreier, H., Erlebach, W., & Albright, L. (1980). Variations in water quality during winter in two Yukon rivers with emphasis on dissolved oxygen concentration. *Water Research*, 14(9), 1345-1351. DOI: 10.1016/0043-1354(80)90195-5
- Silas, I., Wuana, R. A., & Augustine, A. U. (2018). Seasonal variation in water quality parameters of river Mkomon Kwande local government Area, Nigeria. *International Journal of Recent in Physics and Chemical Sciences*, 5(1), 42-62.
- Stiff, H. A. (1951). The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. *Journal of Petroleum Technology*, 3(10), 15-17. Recuperado de <https://doi.org/10.2118/951376-G>

- Thomas, J., Joseph, S., & Thirvikramji, K. P. (2015). Hydrochemical variations of a tropical mountain river system in a rain shadow region of the southern Western Ghats, Kerala, India. *Applied Geochemistry*, 63, 456-471.
- Vega, J, A., & Mustain, W. E. (2010). Effect of CO₂, HCO₃⁻ and CO₃⁻² on oxygen reduction in anion exchange membrane fuel cells. *Electrochimica Acta*, 55(5), 1638-1644. DOI: 10.1016/j.electacta.2009.10.041
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561. DOI: 10.1038/nature09440
- Villena-Chávez, J. A. (2018). Calidad del agua y desarrollo sostenible. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 35(2), 304. Recuperado de <https://doi.org/10.17843/rpmesp.2018.352.3719>
- Villacorta, S., Fidel, L., & Zavala, B. (2012). Mapa de susceptibilidad por movimientos en masa del Perú. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 69(3), 393-399.
- Waterloo Hydrogeologic. (2020). *User's Manual AquaChem 9.0, Water Quality Analysis Software*. Waterloo, Canada: Waterloo Hydrogeologic.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-07

Artículos

**Calidad del agua en ríos urbanos: caso del río Fucha,
Bogotá, Colombia**

**Water quality in urban rivers: Fucha River case, Bogotá,
Colombia**

Luisa F. Uribe L.¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8283-6722>

Andrea Reyes², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9959-0693>

Leonardo Hernández³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0276-3522>

¹Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Bogotá D.C., Colombia,
luisa.uribe@unad.edu.co

²Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Bogotá D.C., Colombia,
areyegar@unadvirtual.edu.co

³Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Bogotá D.C., Colombia,
jlhernandezra@unadvirtual.edu.co

Autora para correspondencia: Luisa F. Uribe L., luisa.uribe@unad.edu.co



Resumen

Bogotá es la capital de Colombia y cuenta con cuatro ríos que la atraviesan de oriente a occidente: Tunjuelito, Fucha, Salitre y Torca, los cuales se han subdividido en cuatro tramos para su estudio, por lo que se planificó la metodología para conocer la calidad hídrica del tramo 3 del río Fucha con base en el Índice de Calidad General para Aguas Superficiales (ICACOSU), en relación con el cumplimiento de los objetivos de calidad hídrica establecidos en la Resolución 5731 de 2008 para los ríos de la ciudad. Para dar cumplimiento al objeto de investigación, se realizó una revisión bibliográfica de la zona de estudio; se determinaron seis puntos de medición hídrica de los parámetros: OD, SST, DQO, CE, pH, CT, DBO y Q, teniendo en cuenta representatividad y accesibilidad. Obtenidos los resultados del laboratorio se hicieron los cálculos y el análisis para establecer el ICACOSU de 5 y 7 variables, y comparar los resultados de los parámetros con los objetivos de calidad hídrica establecidos para el río Fucha. Se deduce que la calidad del río Fucha para el ICACOSU de siete variables es muy malo para los puntos de monitoreo 5 y 6, por la disminución en la concentración de OD (0.35 y 0.17 mg/l O₂, respectivamente) y el aumento de la concentración de DBO₅ en el punto de monitoreo 6 (112 mg/l O₂); sólo los puntos de monitoreo 2 y 3 cumplen con un valor superior al 50 % en el cumplimiento de los objetivos de calidad hídrica.

Palabras clave: ICACOSU, vertimientos, monitoreo, objetivos de calidad, carga contaminante, parámetro.

Abstract

Bogota is the capital city of Colombia, which has four bodies of water that cross it from east to west, the Fucha River being a neighbor of UNAD, for which reason the COBIDES research group, from UNAD, planned a set of methodological activities to know the water quality of section three of the Fucha River based on the General Quality Index for Surface Waters ICACOSU, concerning the fulfillment of Resolution 5731 of 2008, which specifies the water quality objectives for the city. To fulfill the objective of the research detailed bibliographic review of the study area was carried out, six (6) water measurement points were determined considered: representativeness, accessibility, and safety of the location. Once the results were obtained by the laboratory, the necessary calculations and analyzes were carried out to establish the ICACOSU of 5 and 7 variables and the results of the sampling were compared with the quality objectives established by Resolution 5731 of 2008; thus, it follows that the water quality of the Fucha River for the ICACOSU of seven variables is very bad. Due to the concentration of fecal coliforms, so it is not suitable to establish the biological balance of self-purification on its way to the Bogotá River mouth, about quality objectives, they are only met in two monitoring points with a compliance value of less than 85 %.

Keywords: ICACOSU, dumping, monitoring, quality objectives, pollutant load, parameter.

Recibido: 26/02/2021

Aceptado: 17/03/2022



Introducción

La gestión del recurso hídrico urbano cada vez toma más fuerza en las ciudades capitales y Bogotá D.C., Colombia, no es la excepción. Dado que los ríos urbanos son parte del equilibrio ambiental de la ciudad, facilitan gran parte del drenaje de las aguas residuales de la urbe; la protegen de posibles inundaciones, recibiendo escorrentías generadas por la lluvia y dando hábitat a diferentes especies nativas o migrantes; en muchos casos, el río es utilizado para satisfacer la demanda de consumo, y además es fuente de desarrollo social, pues en su ronda se gestan relaciones humanas de convivencia, y es fuente de desarrollo económico (CAR, 2011).

La ciudad de Bogotá D.C. cuenta con 7 181 469 habitantes (DANE, 2020) y se divide administrativamente en 20 localidades para ofrecer redes de servicios públicos; a su vez, se subdivide en 117 unidades de planeación zonal (UPZ), con el propósito definir y precisar el planeamiento del suelo urbano, respondiendo a la dinámica productiva de la ciudad. La urbe es atravesada de oriente a occidente por cuatro ríos urbanos (Tunjuelito, Fucha, Salitre y Torca), que alimentan la cuenca del río Bogotá, cuerpo de agua de interés nacional por su estado de degradación. A su vez, el río Bogotá vierte sus aguas al río Magdalena, uno de los más importantes del país, que lo atraviesa de sur a norte, siendo su cuenca

responsable de cerca del 80 % del PIB de Colombia (The Nature Conservancy, 2019).

El río Fucha, con una longitud de 17.30 km y un área total de drenaje de 17.536 ha, nace en la cordillera de los Andes, como consecuencia de la confluencia de las quebradas La Osa y Upata (SDA, 2015). El río se divide en cuatro tramos ubicados en las siguientes coordenadas: tramo uno (1), con posición inicial en 4° 33' 31.29" N y 74° 03' 42.97" O; tramo dos (2), con posición inicial en 4° 34' 51.64" N y 74° 5' 25.10" O; tramo tres (3), con posición inicial en 4° 36' 22.24" N y 74° 7' 8.68" O, y finalmente el tramo cuatro (4), con posición inicial en 4° 38' 51.04" N y 74° 7' 41.41" O, desembocando en el río Bogotá, en la posición final 4° 39' 44.7" N y 74° 09' 33.5" O (Pérez & Zamora, 2015) (Figura 1).

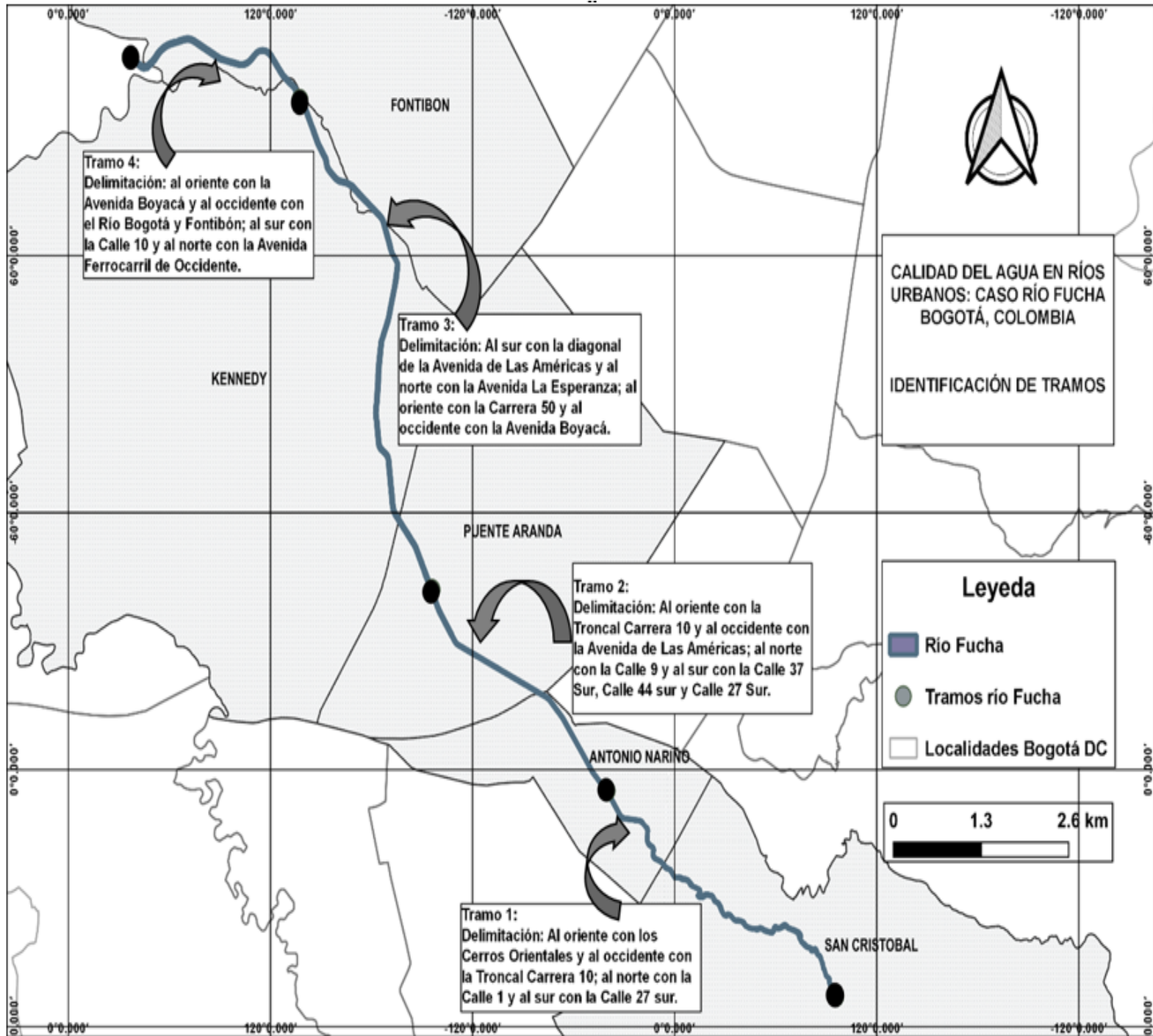


Figura 1. Mapa del río Fucha, Bogotá, D.C.

La autoridad ambiental competente en la ciudad de Bogotá es la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), que desde el año 2006 plantea objetivos de calidad hídrica para el río Fucha para 4 y 8 años, y que fue actualizada por última vez en el año 2015 con la Resolución 3116. Igualmente, la Red de Calidad Hídrica de Bogotá (RCHB), mediante el convenio 005 de 2006 entre la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) y la SDA implementó puntos de monitoreo para todas las cuencas hidrográficas de la ciudad, correspondiéndole al río Fucha seis puntos distribuidos en los cuatro tramos.

Es claro que el uso de mediciones y cálculo de indicadores le permite a las autoridades ambientales la toma de decisiones, como lo confirman Romanelli y Massone (2016) al mencionar que los indicadores ambientales representan un instrumento de utilidad para organizar, sistematizar, cuantificar, simplificar y comunicar información relativa a aspectos ambientales, que resulta básica para la toma de decisiones en el marco de la gestión ambiental. Asimismo, Peña-Guzmán, Melgarejo-Moreno y Prats-Rico (2016) argumentan que conocer los componentes y el comportamiento del ciclo urbano del agua permite gestionar de manera adecuada los recursos ambientales y económicos de una ciudad.

Por su parte, el río Fucha cambia en su calidad hídrica en poco menos de 9 kilómetros al salir de la reserva natural El Delirio e ir atravesando la ciudad; a la altura del kilómetro 2 es canalizado; a la altura del kilómetro 3 está rodeado de zonas residenciales, y a la altura del kilómetro 7 se encuentra con la zona industrial de Puente Aranda, donde

recibe vertimientos con alta carga contaminante, y deja de ser un río para convertirse en un canal de aguas residuales hasta desembocar en el río Bogotá (Alcaldía Local de Puente Aranda, 2016).

El objetivo del estudio fue determinar la calidad del agua en el tramo tres (3) del río Fucha por medio del cálculo del ICACOSU con la finalidad de determinar el cumplimiento de los objetivos establecidos en la Resolución No. 5731 de 2008 por parte de la SDA en la ciudad de Bogotá D.C. (SDA, 2008a).

El cumplimiento de los objetivos de calidad planteados en la resolución No. 5731 de 2008 es todo un reto, que trae consigo el seguimiento continuo a las industrias que vierten sobre el río; la posible implementación de proyectos de tratamiento de aguas en el cauce, y la conciencia de la ciudadanía frente a esta problemática local con impacto regional (SDA, 2008a; SDA, 2008b).

En este sentido, en el año 2010, el país generó la política para la gestión integral del recurso hídrico, que fue diseñada para un periodo de 12 años (2010-2022) a través del desarrollo de seis objetivos específicos: oferta, demanda, calidad, riesgo, fortalecimiento institucional y gobernabilidad (Múnera, 2015). Entre los instrumentos técnicos para la Gestión Integral del Recurso Hídrico se tienen el Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico (MinAmbiente, 2014), que orienta y da el soporte técnico para abordar y aplicar otros instrumentos, tales como: la reglamentación y los permisos de vertimientos, los planes de saneamiento y manejo de vertimientos, concesiones de agua, la reglamentación del

uso de las aguas, y los programas de uso eficiente y ahorro del agua (MinAmbiente, 2014).

La calidad del agua a nivel mundial es una problemática que afrontan muchos gobiernos en el mundo, La UNESCO, en su informe mundial sobre el "Desarrollo de los recursos hídricos", afirma que la calidad hídrica es un indicador de salud en la población y los factores calidad del agua y saneamiento básico hacen parte de los derechos humanos reconocidos por las Naciones Unidas, por eso es deber de los mandatarios garantizar dichos derechos a la población, así como es un deber mantener y preservar el recurso hídrico en todo el orbe.

Materiales y métodos

El grupo de investigación determinó el índice de calidad general en corrientes superficial (ICACOSU) para cinco variables (oxígeno disuelto, OD; sólidos suspendidos totales, SST; demanda química de oxígeno, DQO; conductividad eléctrica, CE, y pH) y siete variables (OD, SST, DQO, CE, pH, coliformes totales, CT, y demanda biológica de oxígeno, DBO₅), y analizó el estado de cumplimiento de los objetivos de calidad respecto a la Resolución 5731 de 2008, para lo cual tuvo que revisar fuentes confiables en cuanto a la justificación de la problemática; determinó las variables a analizar con respecto a las condiciones actuales del río Fucha; realizó el reconocimiento del tramo 3 del río para evidenciar y ubicar los principales puntos de vertimientos; y llevó a cabo un muestreo con un

laboratorio acreditado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) en seis puntos estratégicos durante la temporada seca de septiembre de 2020, para calcular el índice y comparar los resultados para establecer su cumplimiento en relación con los objetivos de calidad hídrica.

La metodología empleada se dividió básicamente en tres fases: reconocimiento de la zona de estudio, recolección de muestras y cálculo del ICACOSU, como se describe en la Figura 2.

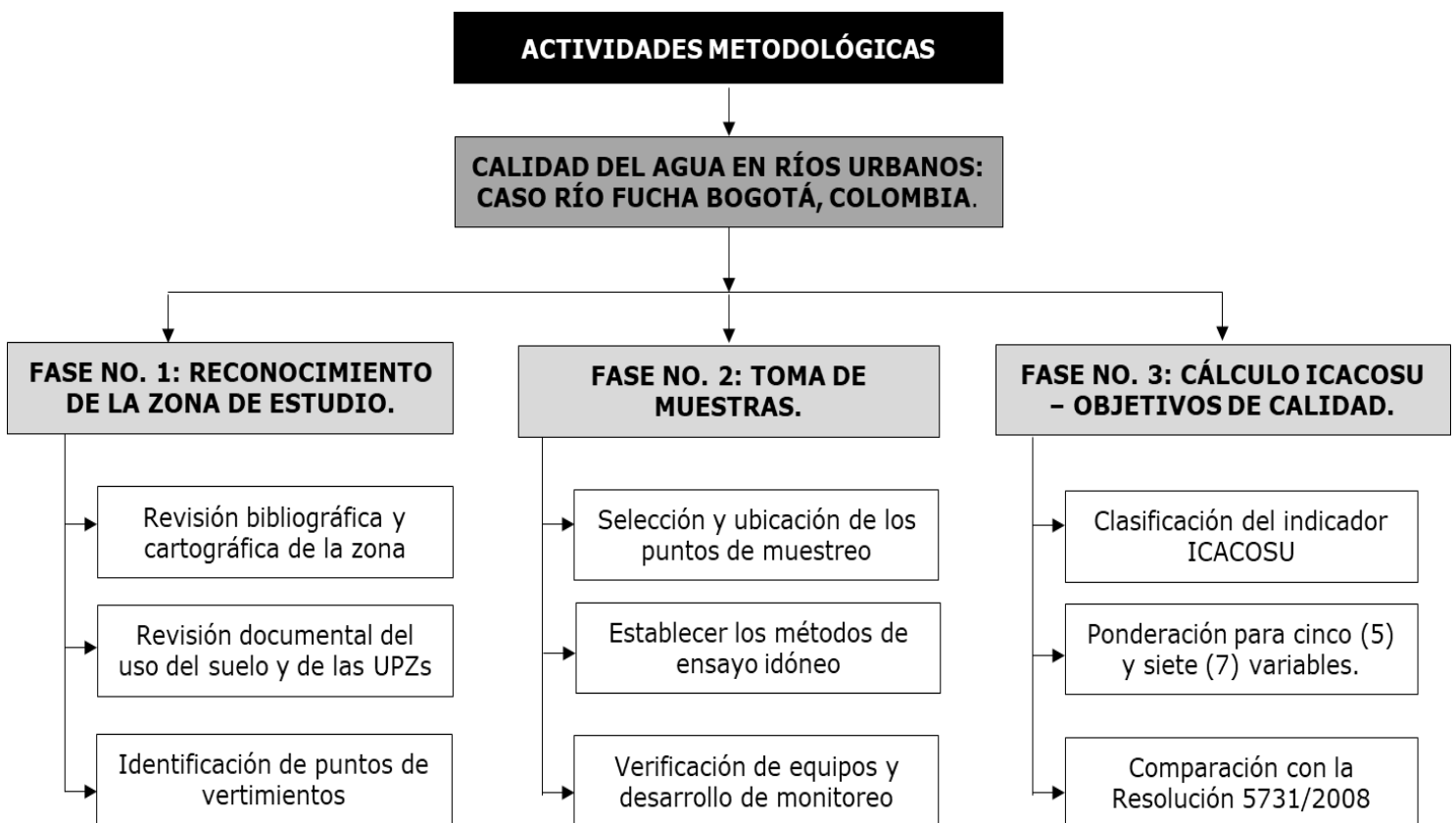


Figura 2. Metodología empleada.

Fase 1. Reconocimiento de la zona de estudio

La zona de estudio es el tramo 3 del río Fucha, que se extiende desde la posición inicial en 4° 36' 22.24" N y 74° 7' 8.68" O, y cuenta con una longitud de 4.89 km; durante este recorrido atraviesa tres localidades y cinco UPZ (véase la Figura 3) (SDP, 2015). La primera localidad con la que tiene contacto el río es la 16, Puente Aranda, en la que el uso del suelo se distribuye así: residencial, 38.68 %; industrial, 12.70 %; dotacional, 8.96 %; comercio, 7.96 %; servicios, 21.64 %; otros, 10.06 % (SDP, 2012); se presenta invasión en la ronda del río y la zona de manejo y preservación ambiental (ZMPA) del río por parte de industrias y parqueaderos que generan vertimientos. Se presentan descargas por la interceptación con los canales Comuneros y San Francisco, que reúnen aguas lluvias y residuales (SDP, 2015).

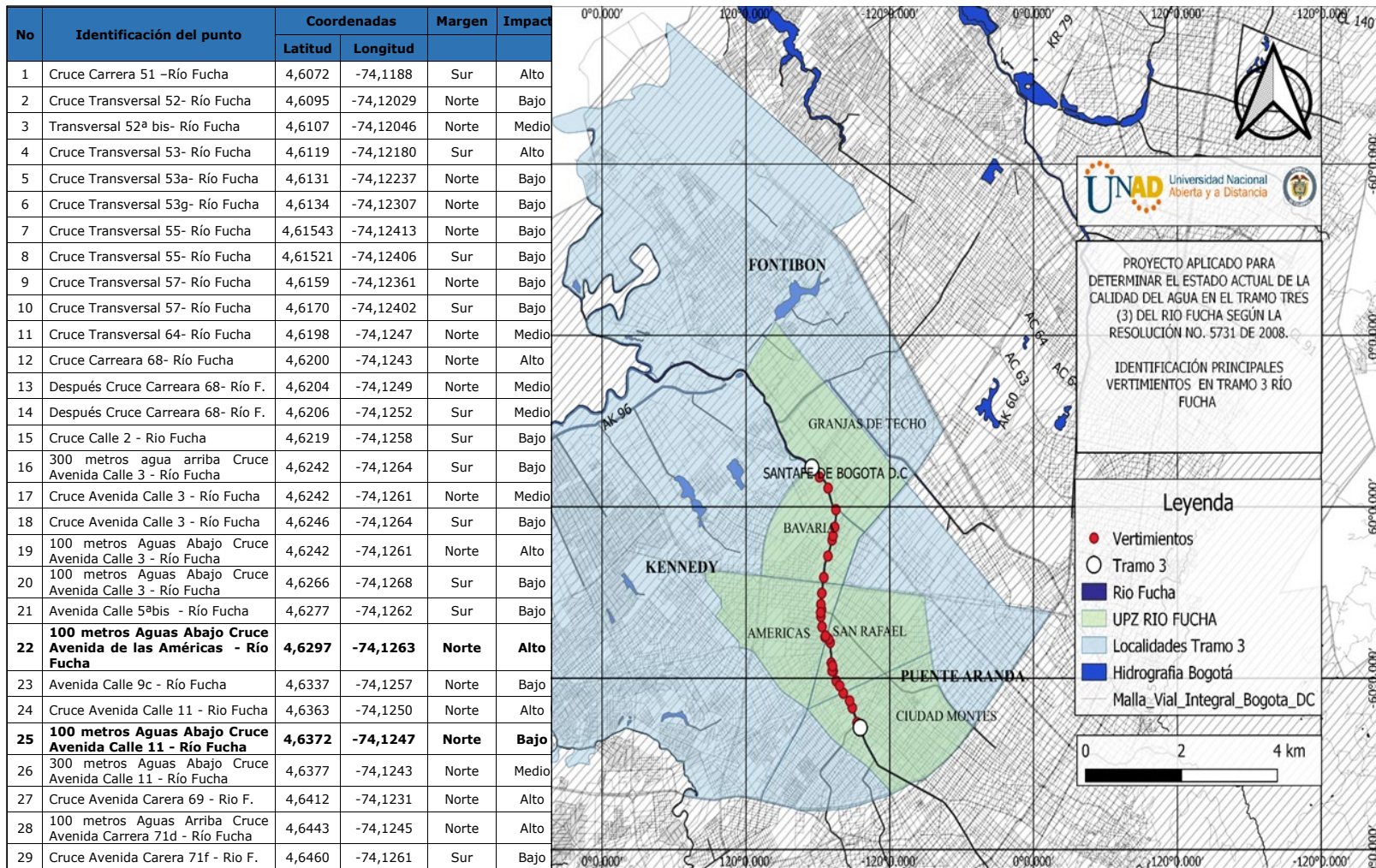


Figura 3. Mapa de puntos de vertimientos tramo 3, río Fucha (QGIS V. 3.0).

Las dos UPZ de la localidad 16 son las siguientes: 40, Ciudad Montes y 4, San Rafael. El territorio de la UPZ 40 no tiene áreas sin desarrollar en suelo urbano y cuenta con la mayor área protegida (27 ha) en razón a que se ubica el parque zonal Ciudad Montes, parte del canal río Fucha y parte de los canales Albina y Río Seco (Secretaría de Integración Social,

2016). A esta altura, el río recibe la descarga del canal Río Seco, cuenca que drena las aguas residuales domésticas e industriales de las localidades Rafael Uribe Uribe y Puente Aranda; aguas con presencia de malos olores por habitantes de calle y residuos orgánicos (Alcaldía Local de Puente Aranda, 2012).

La UPZ 43 —de acuerdo con lo definido en el Plan de Ordenamiento Territorial (POT)— es un sector definido por el tratamiento de consolidación con densificación moderada, lo que representa predios susceptibles de densificarse respetando las características urbanísticas ya existentes (Secretaría de Integración Social, 2016). El POT definió actividades como área de actividad residencial con actividad económica en la vivienda; área de actividad industrial, y área de actividad de comercio y servicios zona de comercio aglomerado (Secretaría de Integración Social, 2016). La alcaldía local (Alcaldía Local de Puente Aranda, 2012) refiere que en la desembocadura del canal Comuneros en el río Fucha, las aguas tienen contenido de coliformes fecales y residuos sólidos por la presencia de habitantes de calle.

La localidad 8, Kennedy, es una de las más pobladas del Distrito Capital. Su uso del suelo es residencial, 40.49 %; industrial, 2.48 %; dotacional, 24.04 %; comercial, 8.69 %; de servicios, 16.53 %; y otros, 7.77 % (Alcaldía Local de Kennedy, 2016). Las principales actividades económicas se centran en la actividad comercial formal e informal; hay presencia de industria metalmecánica, de logística y algunas dedicadas a la industria de alimentos (SDA, 2017). Las UPZ que están en contacto con el río en la localidad 8 son la 44, Américas, y la 113, Bavaria.

La UPZ 44 goza de una localización estratégica por corredores troncales especializados de la malla vial arterial; el POT definió las áreas de actividad: zona residencial con ejes de comercio y servicios; zona con tratamiento de consolidación urbanística, actividad residencial con actividad económica en la vivienda; zona con tratamiento de consolidación con densificación moderada.

La UPZ 113 se divide en dos sectores: uno que se ubica al oriente del canal del río Fucha, en donde se concentran actividades industriales, empresariales, comerciales y de servicios, que tienen una mayor relación con la zona industrial de Puente Aranda; y la otra en la zona localizada al occidente del canal del río Fucha, que concentra un importante núcleo residencial, con algunos ejes comerciales, principalmente de incidencia local. Para la UPZ 113, el POT definió las siguientes áreas de actividad: área de actividad industrial zona industrial; área de actividad de comercio y servicios, zona de grandes superficies comerciales; área de actividad residencial, zona delimitada de comercio y servicios; área de actividad dotacional, zona de equipamientos colectivos; y área de actividad urbana integral, zona múltiple (SDP, 2016).

La localidad 9, Fontibón, se sitúa en el sector occidental de Bogotá D.C. y limita al sur con la localidad 8 a través del eje del río Fucha, y al occidente con el río Bogotá, y los municipios de Funza y Mosquera. Esta localidad tiene una extensión en suelo urbano con uso residencial, 26.42 %; industrial, 5.75 %; dotacional, 4.15 %; comercial, 10.28 %; de servicios, 17.73 %; y otros, 35.66 % (SDP, 2016). La UPZ 112, Granjas,

tiene acceso al río Fucha en su clasificación predominantemente industrial.

Se revisó el geoportal de información que maneja la EAAB y el Sistema de Información Geográfico Unificado Empresarial (SIGUE) sobre el río Fucha; se encontró que los vertimientos del tramo 3 provienen de la red de alcantarillado pluvial y sanitario de la ciudad, pues la canalización del río Fucha fue diseñada para recibir los vertimientos domésticos de los hogares de las UPZ involucradas, así como para conducir y recibir las aguas lluvias del sector.

Con la información secundaria y primaria recolectada se procedió a establecer los seis puntos de monitoreo (Figura 4), con una distancia no mayor entre ellos de 1 km; se evaluó también la accesibilidad al punto, coincidiendo en cruces de puentes viales para un descenso al río de forma rápida y segura; igualmente, propendiendo a la seguridad del equipo, ya que la zona sufre problemáticas de desigualdad social. Finalmente, el punto de muestreo 4 se realiza en el mismo punto que tienen establecidos la EAAB y SDA (Convenio 005/2006) para el seguimiento de la calidad del río en el tramo 3 (SDA, 2008a).

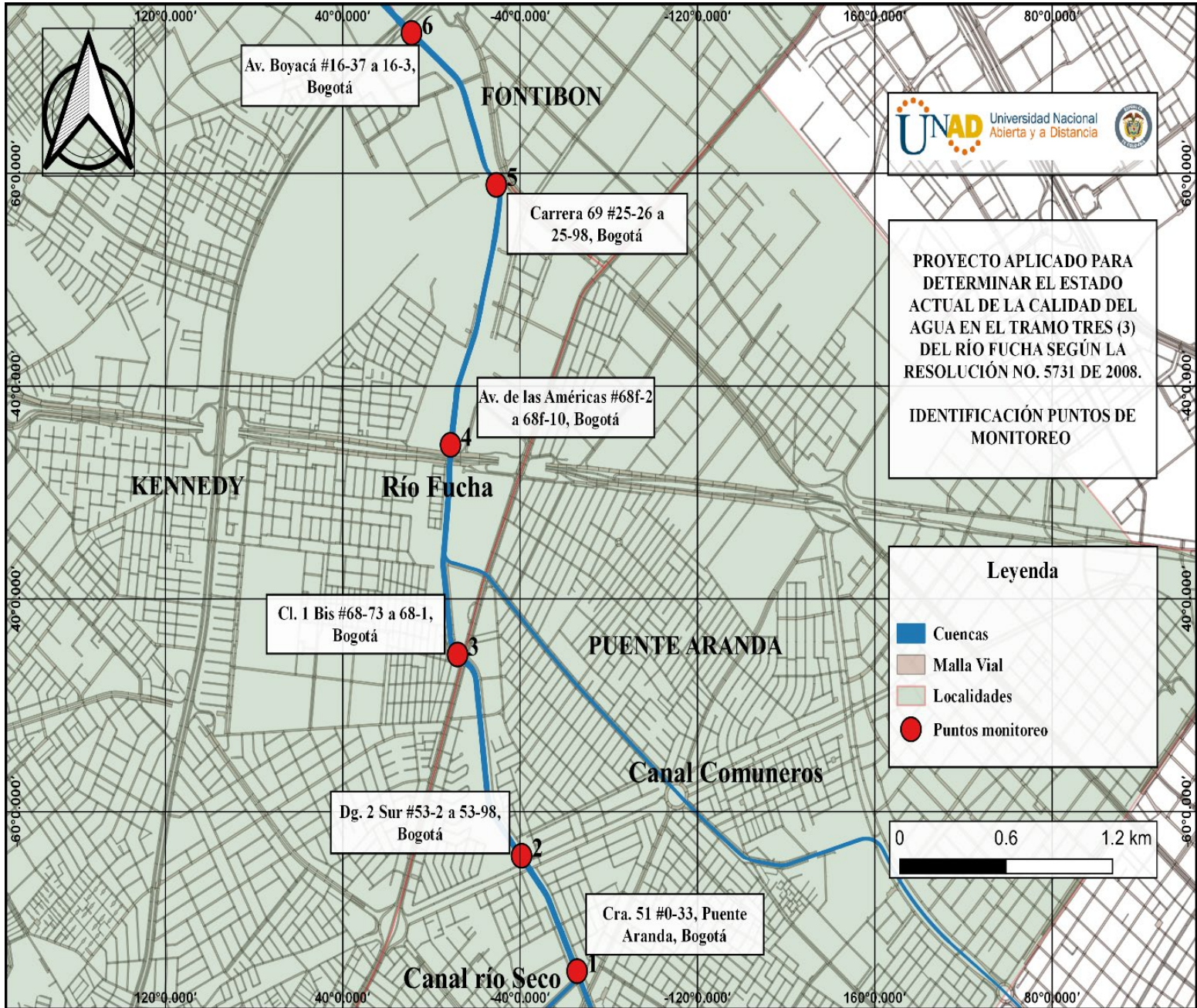


Figura 4. Puntos de muestreo del tramo 3 del río Fucha (QGIS V. 3.0).

Fase 2. Recolección de muestras

El "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 23d Edition 2017" es la guía técnica que define la metodología a utilizarse cuando se necesita evaluar la calidad de agua. En la Tabla 1 se describen las técnicas de ensayo utilizadas en el estudio. De acuerdo con las validaciones y/o confirmaciones hechas para cada uno de los parámetros en el laboratorio tanto *in situ* como *ex situ*, se garantiza la confiabilidad de los resultados a partir de los límites de cuantificación que se exponen en la Tabla 1.

Tabla 1. Métodos de ensayo para el análisis de muestras.

Ensayo	Método	Referencia	Medición	Unidades	Límite de cuantificación del método
Coliformes totales, CT	Sustrato enzimático-multicelda	SM 9223 B	<i>Ex situ</i>	NMP 71 000 ml	1.8
Demanda biológica de oxígeno, DBO ₅	Incubación cinco días y electrodo de membrana	SM 5210 B, 4500 – OG	<i>Ex situ</i>	mg/l O ₂	2
Demanda química de oxígeno, DQO	Reflujo abierto y titulación	NTC-ISO 5667-10	<i>Ex situ</i>	mg/l O ₂	10
Conductividad eléctrica, CE	Electrometría	SM 2510 B	<i>In situ</i>	μS/cm a 25 °C	--
Oxígeno disuelto, OD	Electrodo de membrana	SM 4500 – O G	<i>In situ</i>	mg/l O ₂	--
pH	Electrométrico	SM 4500 H+ B	<i>In situ</i>	Unidades de pH	--
Temperatura, T	Termométrico	SM 2550 B	<i>In situ</i>	°C	--
Sólidos suspendidos totales, SST	Gravimétrico-secado a 105 °C	SN 2540 D	<i>Ex situ</i>	mg/l	5

Fuente: Analquim Ltda. (proceso interno), 2020. Resolución de acreditación N°. 0822 del 6 de agosto de 2019. IDEAM.

Para dar confiabilidad a los métodos de ensayo se precisan las técnicas de preservación de las muestras, que tienen como finalidad retardar los cambios físicos, químicos y/o biológicos, como la hidrólisis de los compuestos, efectos de adsorción, acción biológica y volatilidad de los constituyentes, entre otros, que se puedan producir después de que la muestra es retirada del sitio de muestreo hasta su análisis en laboratorio, por lo que se aplicaron las preservaciones que se relacionan en la Tabla 2.

Tabla 2. Preservación de muestras.

Parámetro	Recipiente	Volumen de recipiente (ml)	Número de recipientes	Tipo de muestra	Preservación
DBO ₅ SST	Garrafa plástica	2000	6	Puntual	Refrigeración ≤ 6 °C sin llegar al punto de congelación
Coliformes totales	Frasco estéril de vidrio transparente	230	6	Puntual	Refrigeración ≤ 6 °C sin llegar al punto de congelación
DQO	Frasco ámbar de vidrio, boca angosta	500	6	Puntual	H ₂ SO ₄

Fuente: Analquim Ltda. (proceso interno), 2020.

Las seis muestras puntuales se recolectaron el 20 de septiembre en temporada seca, en horas de la mañana, cumpliendo con los protocolos establecidos, lo que representa la composición precisa del agua para las condiciones dadas.

Fase 3. Cálculo ICACOSU. Objetivos calidad

El índice de calidad seleccionado para trabajar fue el ICACOSU, que se calcula a partir de datos de concentración de un conjunto de 5 o 7 variables consideradas desde un inicio, las que determinan en gran parte la calidad de aguas superficiales. El índice de calidad del ICACOSU fue formulado por el IDEAM. Reduce grandes volúmenes de datos de campo a un simple valor numérico de cero (0) a uno (1) y se clasifica según la calidad del agua en orden ascendente en una de las cinco categorías siguientes: muy malo, malo, medio, bueno y excelente, que se pueden representar gráficamente por un color (IDEAM, 2013). La fórmula del cálculo del índice está dada por:

Ecuación (1). Cálculo ICACOSU:

$$ICACOSU = (\sum_{i=1}^n W_i \cdot I_i) \quad (1)$$

Donde:



ICA: índice de calidad de agua superficial.

W_i : ponderador o peso relativo asignado a la variable de calidad.

I : valor calculado de la variable.

N : número de variables involucradas en el cálculo del índice, dependiendo de la medición (IDEAM, 2013).

Ecuación (2). Cálculo ICACOSU por variables:

$$ICACOSU = ICACOSU_{FA} * 0.8 + ILCAG * 0.2 \quad (2)$$

Donde:

ICACOSU: índice de calidad del agua para corrientes superficiales en general.

ICACOSU_{FA}: índice agregado de calidad fisicoquímica.

ILCAG: índice de capacidad ambiental.

Ecuación (3). Cálculo ICACOSU_{FA}, siete variables:

$$ICACOSU_{FA} = (Si_{OD} * 0.2) + (Si_C * 0.18) + (Si_{SST} * 0.15) + (Si_{DBO} * 0.15) + (Si_{DQO} * 0.12) + (Si_{COD} * 0.12) + (Si_{pH} * 0.08) \quad (3)$$

Ecuación 4. Cálculo ICACOSU_{FA}, cinco variables:

$$ICACOSU_{FA}: (Si_{OD} * 0.2) + (Si_{SST} * 0.2) + (Si_{DQO} * 0.2) + (Si_{COD} * 0.2) + (Si_{pH} * 0.2) \quad (4)$$

Donde:

Si_{OD} = subíndice de porcentaje de saturación de OD.

Si_{SST} = subíndice de SST.

Si_{DQO} = subíndice de DQO.

Si_{pH} = subíndice de pH.

Si_C = subíndice de CT.

Si_{DBO} = subíndice de DBO.

Si_{COD} = subíndice de CE.

El ILCAG es el índice lótico de capacidad ambiental general, esto corresponde al logaritmo del caudal medio *0.333.

En la Tabla 3 se resumen las variables involucradas en el cálculo del índice para 5 y 7 variables; la unidad de medida en la que se registra cada uno de ellos, y la ponderación que tienen dentro de la fórmula de cálculo (IDEAM, 2013).

Tabla 3. Ponderación ICACOSU para 5 y 7 variables.

Parámetros y ponderaciones			
Variable	Unidad de medida	Ponderación	
		Cinco variables	Siete variables
OD	% saturación	0.2	0.2
SST	Mg/l	0.2	0.15
DQO	mg/l	0.2	0.12
CE	μS/cm	0.2	0.12
pH	Unidades de pH	0.2	0.08
CT	NMP/1 000 ml	No aplica	0.18
DBO	mg/l	No aplica	0.15

Fuente: Centro de Investigaciones en Hidroinformática (2007).

Los valores obtenidos se resumen en la escala de 0 a 1, como indica la Tabla 4.

Tabla 4. Índice ICACOSU.

Categorías de clasificación final ICACOSU-IDEAM		
Categoría	Rango	Escala de color
Muy malo	0-0.25	
Malo	0.26-0.50	
Medio	0.51-0.70	
Bueno	0.71-0.90	
Excelente	0.91-1.0	

Fuente: IDEAM (2013).

Por último, los valores medidos se compararon con la resolución 5731 de 2008, normativa que define los valores máximos que debía estar cumpliendo el río Fucha desde el año 2018 (SDA, 2008b) (Tabla 5).

Tabla 5. Objetivos de calidad hídrica.

Objetivos de calidad hídrica para 10 años		
Parámetro	Unidad	Valor
OD	mg/l	0.5
DBO ₅	mg/l	60
DQO	mg/l	180
SST	mg/l	30
CT	NMP/100 ml	100 000
pH	Unidad	6.5-8.5

Fuente: Resolución 5731 de 2008 (SDA, 2008b).

Resultados

Los puntos de monitoreo establecidos se verificaron con la información de campo recolectada en los cuatro recorridos realizados, identificando los puntos de vertimiento generados por las industrias y zonas residenciales que tuvieran un impacto alto, medio o bajo, dependiendo del grado de

afectación al río al ingresar el vertimiento, y que además fueran repetitivos durante las visitas realizadas durante los años 2019 y 2020, con la finalidad de seleccionar el número de muestras a tomar y los puntos específicos para el desarrollo del monitoreo.

Igualmente se contrastó la información con el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos (PSMV) realizado por la EAAB en 2006, en el que se especifican ocho puntos de vertimiento, coincidiendo la revisión realizada en campo con tres puntos allí descritos: puntos de vertimiento 22, 25 y 30 (Figura 4).

En el muestreo realizado se midieron nueve parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en los seis puntos de monitoreo establecidos, datos que se resumen en la Tabla 6.

Tabla 6. Resultados del monitoreo.

Punto	OD (mgO ₂ /l)	SST (mg/l)	DBO ₅ (mgO ₂ /l)	DQO (mgO ₂ /l)	Conductividad (μS/cm a 25 °C)	pH	Temperatura (°C)	Caudal (l/s)	Coliformes totales (NMP/100 ml)
1	3.31	32	72	140	176.6	7.6	13.5	1 888.21	150 000 000
2	2.29	25	42	76	209	7.6	14	1 380.93	496 000
3	1.53	28	54	100	269	7.6	14.6	2 002.82	181 900 000
4	0.63	50	78	164	350	7.8	17	1 702.21	9 060 000
5	0.35	52	59	108	400	7.8	19.5	2 158.76	66 700 000
6	0.17	69	112	136	547	8.2	21.1	2 022.36	95 900 000

Luego, a partir de la metodología establecida, se calcula el índice de calidad del agua (ICA) para el cuerpo de agua superficial monitoreado. Para aguas destinadas a uso de consumo humano, se puede utilizar el índice de calidad ecológica (Cerón-Vivas, Gamarra, Villamizar, Restrepo, & Arenas, 2019). Para el cálculo del ICACOSU se obtuvieron cada uno de los subíndices de los cinco parámetros y se multiplicaron por 0.2; se evidencia que el valor de ICACOSU queda establecido como medio en los primeros dos puntos y malo para los últimos cuatro puntos.

De manera gráfica este cálculo se evidencia en la Figura 5, en donde se observa la caída del índice de 0.56 a 0.33, en particular por la disminución del OD de 3.31 a 0.17 mg/l, y el aumento de la CE de 176 a 547 $\mu\text{S}/\text{cm}$, entre los puntos de monitoreo 1 y 6.

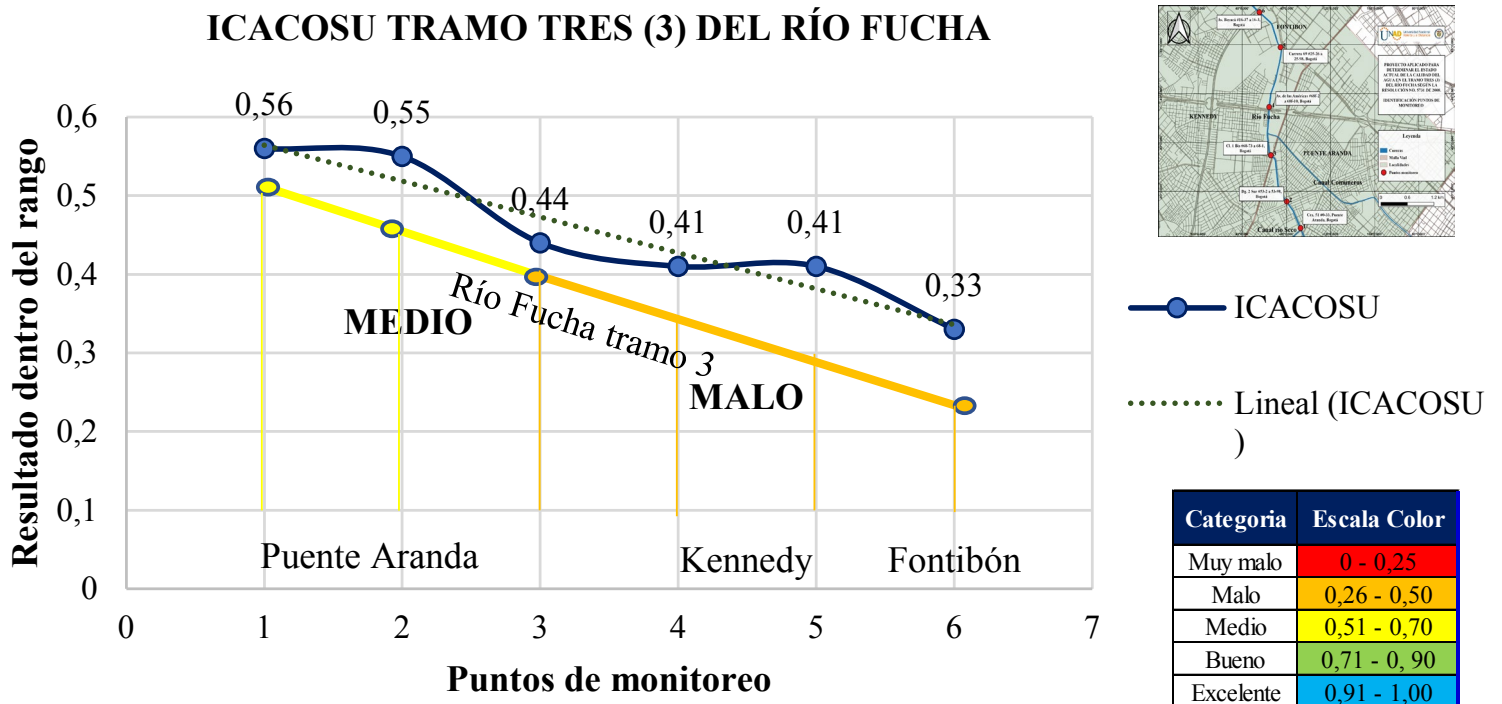


Figura 5. Resultado ICACOSU para cinco variables.

El índice ICACOSU para siete variables tiene la principal diferencia en cuanto al índice para cinco variables en que incorpora parámetros biológicos: DBO₅ y CT, y que la distribución de peso porcentual en cada uno de los parámetros es variable, quedando el 68 % de la ponderación en cuatro parámetros: OD, CT, SST y DBO₅. En la Figura 6 se plasma el comportamiento de las variables de manera gráfica.

ICACOSU TRAMO TRES (3) DEL RÍO FUCHA: 7 VARIABLES

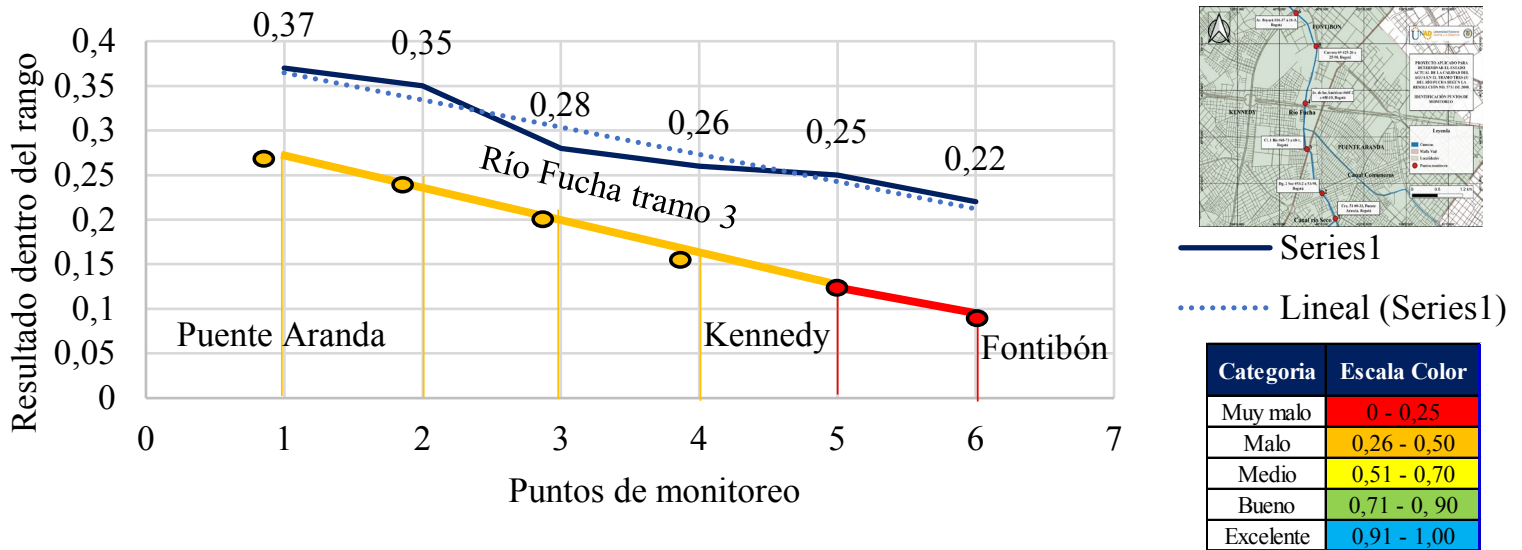


Figura 6. Resultado ICACOSU para siete variables.

Al realizar la valoración del índice, la calidad del río pasa de malo a muy malo, entendiendo que la variable DBO₅ aumenta de 72 a 112 mg/l en el trasegar del río, entre los puntos de monitoreo 1 y 6. Igualmente, la concentración de CT sube, alcanzando su valor máximo en el punto de monitoreo 3 con 1.82×10^{10} NMP/100 ml.

Al comparar las variables frente al cumplimiento de los objetivos de calidad establecidos para el río Fucha en el tramo 3 que debían ser cumplidos para el año 2018, se evidencia que sólo dos puntos de monitoreo están por encima del 50 % de cumplimiento (puntos de monitoreo 2 y 3).

El valor de CT no se cumple en ninguno de los puntos de monitoreo; el valor de SST sólo se cumple en los puntos de monitoreo 2 y 3; el valor

de DBO₅ se cumple además en el punto de monitoreo 5; los valores de pH y DQO cumplen con lo establecido en la norma en todos los puntos de monitoreo (Figura 7).

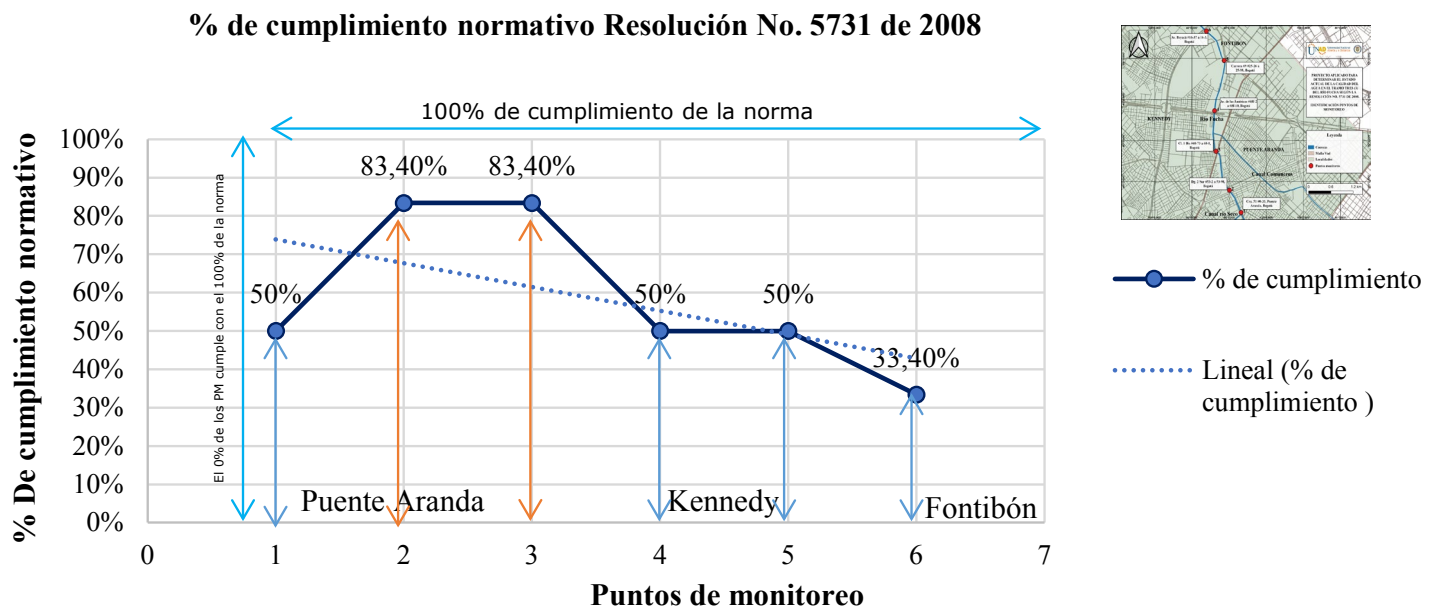


Figura 7. Resultado cumplimiento objetivos de calidad (Resolución 5731 de 2008) (SDA, 2008b).

Discusión

En relación con el ICACOSU de cinco variables para el punto de monitoreo con un valor de ICACOSU, se tiene: medio, se resalta la alta carga contaminante que ingresa del tramo 2, la desembocadura del canal río Seco, descarga compuesta en su mayor parte por vertimientos

domésticos e industriales de las localidades de Antonio Nariño y Rafael Uribe. Se resalta que la UPZ en la que se encuentra este punto es urbana, con amplias zonas verdes donde se respeta la ZMPA.

Punto de monitoreo 2, valoración ICACOSU: medio, los parámetros se mantienen constantes y tienden a disminuir algunas concentraciones (SST, DQO, DBO₅); en este punto no se observan grandes generadores de vertimientos. En esta parte de tramo se observa limpieza en la ronda del río, y los vertimientos se limitan a ser domésticos y drenajes de aguas lluvias. Es de resaltar que los indicadores de OD y DQO son muy bajos según la agencia estadounidense EPA (Agencia de Protección Ambiental), que en su informe "Parameters of water quality – Interpretation and standards" establece como concentración mínima el valor de 5 mg/l para OD, y un porcentaje de saturación mínimo del 70 % para que se pueda establecer algún tipo de balance natural o la posibilidad de que exista vida acuática en el tramo.

Punto de monitoreo 3, valoración de ICACOSU: malo, se presume que la carga contaminante aumenta en este punto dada la presencia de habitantes de calle con ocupación de recuperador primario, que clasifica los residuos a orillas del río y el material descartable lo arroja a éste, por lo que la concentración de SST aumenta en un 11 %; los vertimientos industriales inician su protagonismo con altos contenidos de materia inorgánica subiendo la CE (22 %) y los compuestos químicos sensibles a oxidarse (DQO se incrementa un 24 %).

Punto de monitoreo 4, valoración ICACOSU: malo, se debe tener en cuenta que es el único punto donde la SDA en convenio con el EAAB (SDA,

2008a) realiza monitoreos de calidad hídrica para el tramo 3 del río Fucha; en este punto son muy evidentes las descargas industriales con características fisicoquímicas, visuales y organolépticas, que reflejan la carga contaminante que se aporta al río; parámetros como DQO, SST y CE aumentan su concentración en 39, 44 y 23 %, respectivamente, lo cual demuestra que los vertimientos contienen gran cantidad de materia inorgánica; la presencia de OD desciende un 60 %, disminuyendo la posibilidad de que puedan existir mejoras en su cauce.

La red de monitoreo de calidad hídrica en este punto muestra entre 2016 y 2020 692 tomas de muestras en el seguimiento del río Fucha, en el que en promedio el OD presenta un valor de 2.6 mg/l, la DBO5 un valor de 148.8 mg/l, la DQO 357.1 mg/l, los SST 109 mg/l y los CT 4.58E109 NMP/100 ml; además reporta trazas de metales como zinc (0.31 mg/l), cianuro (0.27 mg/l), manganeso (0.09 mg/l), bario (0.08 mg/l), cobre (0.07 mg/l) y cromo total (0.06 mg/l), entre otros, de interés en salud pública, lo que evidencia el impacto de la zona industrial y sus descargas al río.

Puntos 5 y 6 de monitoreo, ICACOSU: malo, como efecto de las descargas presentes en los últimos metros del tramo 3; en el punto 6 se observa un incremento porcentual en su concentración en los parámetros CE (27 %), DQO (47 %) y SST (25 %), indicando que las características del agua del río se tornan como las de tipo industrial.

En 2016, Peña-Guzmán *et al.*, con los valores reportados por la red de monitoreo de calidad del agua que maneja la SDA, calcularon el índice de calidad CCME-WQI (Canadian Council of Minister of the Environment-

Water Quality Index), que presenta valores cuantitativos entre 0 y 100 divididos en cinco rangos: excelente, bueno, regular, marginal y pobre; los valores obtenidos para el periodo 2007-2013 para los tramos 1, 2 y 3 del río Fucha fueron los siguientes: el tramo 1 pasó de excelente a bueno (100–88); el tramo 2 siempre estuvo clasificado como pobre (34–41), y el tramo 3 fue evaluado como marginal (45–51).

Así se evidencia el deterioro del río y cómo empeora de forma considerable después del punto 3, pues en este punto se incrementa el número de descargas industriales que se suma a las descargas domésticas, lo que dificulta la posibilidad de autodepuración a medida que el río se acerca a su desembocadura.

Para el análisis del ICACOSU con respecto a las siete variables se evidencia que la DBO_5 es uno de los parámetros que incide de modo directo con la afectación del índice de calidad hídrica. El parámetro CT presenta valores altos en los puntos 1 y 3, como efecto del vertimiento del canal río Seco, y la presencia de asentamientos y viviendas de personas habitantes de calle que realizan sus necesidades fisiológicas en el río. En el punto 6 se observa un crecimiento del 47 % de la concentración de la DBO_5 por recepción de vertimientos domésticos.

Como los parámetros del tipo de CT y DBO_5 son determinantes en el ICACOSU de siete variables, se logran disminuir los valores de la categoría de clasificación de malo a muy malo en los últimos dos puntos de monitoreo, que son muy importantes para medir de forma adecuada la calidad hídrica, ya que evidencian un resultado más real y acorde con el estado en que se encuentra el efluente.

Si bien la SDA, en convenio con la Universidad de los Andes, realiza las modelaciones pertinentes (QUAL2K y balances de masa) para establecer los objetivos de calidad hídrica para el distrito en 4 y 8 años, los valores encontrados sobrepasan los valores establecidos normativamente, y tan sólo los puntos 2 y 3 cumplen con la mayor parte de los parámetros en los límites máximos, siendo CT un parámetro que no se cumple, como se mencionó, sobre todo por la existencia de ciudadanos habitantes de calle y el vertido de aguas servidas sin tratamiento de los hogares de las localidades circundantes al tramo 3 del río Fucha.

Es importante establecer objetivos de calidad para el río urbano contextualizados en las realidades de la zona de estudio, que evidencien las posibilidades existentes para disminuir las cargas contaminantes de los vertimientos tanto domésticos como industriales que llegan al río como lo plantea el PSMV; de lo contrario no será posible el cumplimiento de éstos. Es de resaltar que los límites máximos establecidos, por ejemplo, los valores de OD, no estimulan la recuperación, autodepuración y desarrollo ecológico de la cuenca, entendiendo que es un río y no un canal de desagüe de aguas residuales.

Tiburcio y Perevochtchikova (2020), en su trabajo de indicadores para calidad del agua en la Ciudad de México, manifiestan en cuanto a la calidad de agua en cuerpos superficiales, que los valores obtenidos se clasifican de muy contaminados a contaminados, según la Comisión Nacional del Agua (Conagua), situación promovida por el entubamiento de los ríos y la mezcla con aguas residuales. Así, la ciudad de Bogotá debe

trabajar en el sistema de manejo de aguas residuales de la ciudad para que esto no afecte la calidad del agua de los ríos urbanos.

La situación de calidad de agua no es diferente para fuentes de agua en zonas rurales con uso abastecimiento de agua, como lo mencionan Trujillo-Zapata, Cortés-Orozco, Vinasco-Guzmán, Ortega-Astudillo y Cruz-Ospina (2020), al concluir que a pesar del alto contraste entre la parte alta del río Guahicos (Colombia) muy próxima al área de reserva natural, con presencia de bosque ribereño y menor cantidad de vertimientos directos por aguas domésticas, y la parte la baja del río, con ausencia de bosque ribereño, rodeado del asentamiento poblacional y receptor de mayor cantidad de vertimientos directos e indirectos, la variación del ICA es casi inexistente. Los ríos se usan como canales de desagüe sin planes de saneamiento básicos concisos que eviten la degradación del recurso agua.

Conclusiones

Los ríos urbanos son receptores de aguas residuales de viviendas y de industrias, por lo que mantener la calidad del agua a medida de su transcurrir es un utópico si no se establecen las medidas de control estrictas para los entes vertientes, o se manejan de manera discriminada los canales para aguas residuales y los canales para agua lluvia. Es importante resaltar que la calidad del río tiende a mejorar si cuenta con una ZMPA que ayude a mantener la condición del río al cuerpo de agua, pues la canalización y el vertido de aguas residuales no permite que el río

sea tratado como tal; las UPZ que tienen interacción con el río deben tender a abrir espacios de uso de suelo de conservación en la ronda del río.

El ICACOSU para cinco variables (OD, SST, DQO, CE y pH) determinó que para los puntos 1 y 2, la calidad hídrica se categorizó como **medio**; mientras que los puntos de monitoreo 3, 4, 5 y 6 reflejan una calidad hídrica **mala** debido a los vertimientos domésticos e industriales que se realizan al canal provenientes de la red de alcantarillado público de la ciudad, a lo que se suma la interceptación del canal Comuneros con descargas altas en materia orgánica, que deteriora aún más la calidad del río e impide que se pueda desarrollar vida acuática o que ésta sea empleada para algún tipo de actividad, como el uso agrícola y/o doméstico.

El ICACOSU para siete variables (OD, SST, DQO, CE, pH, DBO y CF), como resultado de análisis se obtuvo para los puntos de monitoreo 1, 2, 3 y 4 el índice de calidad hídrica **malo**; y para los puntos de muestreo 5 y 6, una calidad hídrica de **muy malo**; este comportamiento obedeció sobre todo a que el parámetro CF mostró valores muy altos por arriba de los máximos permisibles por la normativa colombiana (2 000 NMP/100 ml).

Para el cumplimiento de los objetivos de calidad hídrica establecidos en la Resolución 5731 de 2008 con respecto al tramo 3 del río Fucha para el año 2020, se evaluaron los parámetros OD, DBO₅, DQO, SST, CF y pH, de los cuales únicamente DQO y pH cumplen con los valores establecidos

en la norma en mención, siendo los valores de incumplimiento más alto los CF y SST (SDA, 2008b).

Los resultados obtenidos dan una radiografía del estado del río Fucha en el tramo 3 en relación con el cumplimiento de los objetivos de calidad para cumplir en el año 2020: solo 3 de 6 puntos cumplen con un valor superior al 83 %, además es desalentador que los valores que se proponen como objetivos de calidad no propenden por preservar al río como río sino como un canal de desagüe, como lo evidencian los valores ICACOSU de malo y muy malo en los puntos 5 y 6.

Referencias

Alcaldía Local de Kennedy. (2016). *Localidad número 8*. Recuperado de <http://www.kennedy.gov.co/content/localidad-kennedy>

Alcaldía Local de Puente Aranda. (2012). *Plan Ambiental Localidad Puente Aranda*. Recuperado de <http://ambientebogota.gov.co/documents/10157/2883174/PAL+Puente+Aranda+2013-2016.pdf>

Alcaldía Local de Puente Aranda. (2016). *Plan Ambiental Local de Puente Aranda*. Recuperado de <http://ambientebogota.gov.co/documents/10157/2883174/PAL+Puente+Aranda+2013-2016.pdf>

- DANE, Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2020). *La información del DANE en la toma de decisiones de las ciudades capitales*. Recuperado de <https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/planes-desarrollo-territorial/110220-Info-Alcaldia-Bogota.pdf>
- CAR, Coporación Autónoma Regional de Cundinamarca. (2011). *Guía metodológica para la delimitación de zonas en ronda de jurisdicción de la CAR*. Obtenido de <https://www.car.gov.co/uploads/files/5ae22eb8f1daa.pdf>
- Centro de Investigaciones en Hidroinformática. (2007). *Informe final contrato 111/2007 IDEAM CIH UP*. Recuperado de <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/020735/Informe%20Final/INFORME%20FINAL%20IDEAM.pdf>
- Cerón-Vivas, A., Gamarra, Y., Villamizar, M., Restrepo, R., & Arenas, R. (2019). Calidad de agua de la quebrada Mamarramos. Santuario de Flora y Fauna Iguaque, Colombia. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(6), 90-116. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-06-04>
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2013). *Índice de calidad del agua en corrientes superficiales (ICA)*. Recuperado de <http://www.ideam.gov.co/documents/11769/646961/3.02+HM+Indice+calidad+agua.pdf/64d91908-a788-4df8-9391-481d898c692c>

- MinAmbiente. (2014). *Guía técnica para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico*. Bogotá, DC, Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Recuperado de https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Plan-de-ordenamiento-del-Recurso-Hidrico/GUIA_TECNICA_PORH.pdf.
- Múnera, D. S. L. (2015). *Informe Objetivos de Calidad 2018-2019*. Recuperado de http://www.ambientebogota.gov.co/c/document_library/get_file?uid=c2f6ebca-3ac6-4bb8-b7eb-1f2f97753c0a&groupId=3564131
- Peña-Guzmán, C. A., Melgarejo-Moreno, J., & Prats-Rico, D. (2016). El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 57-71. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222016000600057&lng=es&tlng=es
- Pérez, D. F., & Zamora, D. A. (2015). *Descripción y contexto de las cuencas hídricas*. Bogotá, Colombia: Secretaría Distrital de Ambiente.
- Romanelli, A., & Massone, H. E. (2016). Desarrollo de indicadores ambientales e índice de calidad de lagos someros pampeanos de Argentina con alta intervención antrópica. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 123-137. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222016000600123&lng=es&tlng=es

- SDA, Secretaría Distrital de Ambiente. (2008a). *Calidad del sistema hídrico de Bogotá*. Recuperado de <https://docplayer.es/22120905-Calidad-del-sistema-hidrico-de-bogota.html>
- SDA, Secretaría Distrital de Ambiente. (2008b). *Resolución 5731 de 2008*. Recuperado de <http://www.bogotaturismo.gov.co/sites/intranet.bogotaturismo.gov.co/files/RESOLUCI%C3%93N%205731%20DE%202008.pdf>
- SDA, Secretaría Distrital de Ambiente. (2017). *Diseño de la estrategia de inversión integral y multisectorial para el río Fucha y su área de entorno urbano*. Recuperado de http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/presentaciondoe_peiimrfucha_web_161117.pdf
- SDA, Secretaría Distrital de Ambiente. (2015). *Descripción y contexto de las cuencas hídricas del distrito capital (torca, salitre, fucha y tunjuelo)*. Recuperado de http://www.ambientebogota.gov.co/c/document_library/get_file?uuid=698885eb-239e-4c23-89ca-99d18bef5865&groupId=586236
- SDP, Secretaría Distrital de Planeación. (2012). *UPZ N°44 Américas*. Recuperado de http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/upz_no_44_americas.pdf
- SDP, Secretaría Distrital de Planeación. (2015). *Tomo 1. Río Fucha*. Recuperado de http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/tomo1_final.pdf

- SDP, Secretaría Distrital de Planeación. (2016). *UPZ N° 113 Bavaria*. Recuperado de http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/upz_no_113_bavaria.pdf
- Secretaría de Integración Social. (2016). *Territorio Ciudad Montes*. Recuperado de https://old.integracionsocial.gov.co/anexos/documentos/1_entidad/gsi/16_puente_aranda_lectura_de_realidades_montes.pdf
- The Nature Conservancy. (2019). Cuenca del río Magdalena en Colombia. Recuperado de <https://www.nature.org/es-us/sobre-tnc/donde-trabajamos/tnc-en-latinoamerica/colombia/historias-en-colombia/cuenca-del-rio-magdalena-en-colombia/>
- Tiburcio, A. S., & Perevochtchikova, M. (2020). Propuesta de un marco de indicadores de agua urbana para la Ciudad de México, 2005-2018. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(6), 177-243. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2020-06-05>
- Trujillo-Zapata, S. A., Cortés-Orozco, C. P., Vinasco-Guzmán, M. C., Ortega-Astudillo, J. D., & Cruz-Ospina, C. A. (2020). Evaluación de la calidad del agua en la fuente abastecedora de Pitalito-Huila: río Guachicos y sus afluentes principales, utilizando los índices de contaminación e índice de calidad de agua. *Gestión y Ambiente*, 23(2), 182-192. Recuperado de <https://doi.org/10.15446/ga.v23n2.83600>
- Víctor, D. (2015). *Medidas de caudal por medio de flotadores. Oxapampa: Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión*. Recuperado de https://www.academia.edu/15163378/MEDIDAS_DE_CAUDAL_POR_MEDIO_DE_FLOTADORES

DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-08

Artículos

Estimación de la fracción de cobertura vegetal en maíz a partir de información obtenida con sensores remotos

Estimation of the vegetal cover fraction in corn from information obtained with remote sensing

José M. Muñoz¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2602-832X>

Martín A. Bolaños², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8110-1051>

Enrique Palacios³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1716-9377>

Luis A. Palacios⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7963-7319>

José M. Salvador⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8814-9891>

¹Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Texcoco, Estado de México, México, jmiguel.muper@gmail.com

²Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Texcoco, Estado de México, México, bolanos@colpos.mx

³Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Texcoco, Estado de México, México, epalaciospave80@gmail.com

⁴Servicios de Estudios en Ingeniería y Sistemas, S.A. de C.V., Hermosillo, Sonora, México, luispalacios@seissa.com.mx



⁵Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Texcoco, Estado de México, México, sl_castillo990@gmail.com

Autor para correspondencia: Martín A. Bolaños, bolanos@colpos.mx

Resumen

La fracción de cobertura vegetal (FCV) es una variable biofísica relacionada con la biomasa, el índice de área foliar y el coeficiente de cultivo, entre otros. Actualmente, con la amplia disponibilidad de imágenes satelitales, es posible estimar la FCV de forma extensiva usando índices de vegetación (IV). No obstante, es importante examinar la relación entre la FCV medida en campo y la estimada con imágenes satelitales para conocer su confiabilidad. El objetivo del presente estudio fue examinar la viabilidad de estimar la FCV utilizando diferentes IV (NDVI, SR, SAVI y MSAVI), calculados mediante información radiométrica e imágenes Landsat 8, y determinar las diferencias que existen al estimar la FCV con ambas fuentes de información. La información radiométrica se levantó en seis parcelas de maíz ubicadas en el municipio de Texcoco, Estado de México. Los resultados mostraron un buen ajuste de los IV calculados con información de campo cuando la FCV fue menor del 60 %. La correlación entre la FCV medida en campo y los índices estimados con imágenes satelitales tuvieron valores de R^2 superiores a 0.78, siendo ligeramente mayor en el caso del NDVI_L ($R^2 = 0.89$), valor que sugiere un grado aceptable de ajuste. Se concluye que es viable estimar la FCV en un cultivo de maíz empleando imágenes espectrales de Landsat 8. El

mejor ajuste entre los IV de campo y los IV calculados con datos de Landsat 8 para las condiciones de este estudio correspondió al NDVI.

Palabras clave: fracción de cobertura vegetal (FCV), índices de vegetación (IV), Landsat 8, radiómetro, Canopeo.

Abstract

The Fractional vegetation cover (FVC) is a biophysical variable related to biomass, leaf area index and crop coefficient, among others. Currently, with the wide availability of satellite images, it is possible to estimate FVC extensively using vegetation indices (VI). However, it is important to examine the relationship between VCF measured in the field and that estimated with satellite imagery to determine its reliability. The objective of this study was to examine the feasibility of estimating FVC using different VIs (NDVI, SR, SAVI and MSAVI), calculated using radiometric information and Landsat 8 imagery, and to determine the differences that exist when estimating FCV with both sources of information. The radiometric information was collected in six corn plots located in the municipality of Texcoco, State of Mexico. The results showed a good fit of the VI calculated with field information when the FVC was less than 60 %. The correlation between the FVC measured in the field and the indices estimated with satellite imagery had R^2 values greater than 0.78, being slightly higher in the case of the $NDVI_L$ ($R^2 = 0.89$), a value that suggests an acceptable degree of adjustment. It is concluded that it is feasible to estimate the FCV in a maize crop using spectral images from Landsat 8.

The best fit between the field VI and the VI calculated with Landsat 8 data, for the conditions of this study, corresponded to the NDVI.

Keywords: Vegetation cover fraction (FCV), vegetation indices (IV), Landsat 8, radiometer, Canopeo.

Recibido: 04/03/2021

Aceptado: 27/03/2022

Introducción

En el campo de la detección remota, las bandas del rojo (R) e infrarrojo cercano (NIR) del espectro electromagnético son útiles para conocer el vigor de la vegetación (Paz *et al.*, 2014), lo cual se logra estimando variables biofísicas a partir de índices de vegetación (IV). De acuerdo con Gilabert, González-Piqueras y García-Haro (1997), un IV es un valor calculado a partir de la relación entre la reflectancia medida a diferentes longitudes de onda; también señalan que la zona del R y el NIR contiene el 90 % de la información relativa a la vegetación. El primer IV lo utilizó Jordan (1969), empleando el cociente del NIR y el R para derivar el índice de área foliar. Posteriormente, se diseñaron y evaluaron diferentes IV, NDVI (Rouse, Hass, Schell, Deering, & Harlan, 1974); SAVI (Huete, 1988), y MSAVI (Qi, Chehbouni, Huete, Kerr, & Sorooshian, 1994), entre otros.

Entre las variables biofísicas útiles para monitorear el crecimiento de la vegetación destaca la fracción de cobertura vegetal (FCV). Song *et al.* (2017) definen la FCV como la relación entre el área de vegetación proyectada verticalmente y la extensión de la superficie total, por lo general expresada en relación con una unidad de área. De acuerdo con Marcial, Ojeda, González y Jiménez (2017), la FCV se relaciona de forma directa con el crecimiento vegetativo y la evapotranspiración debido a que la evolución de la cobertura vegetal afecta el coeficiente de cultivo. Además, el uso de los sensores remotos para estimar variables biofísicas permite reducir de manera significativa los costos asociados con muestreos en campo (Paz, 2018), optimizando los recursos tanto económicos como de personal y tiempo. De ahí la importancia de estimar con precisión esta variable.

En la actualidad se cuenta con *softwares* que permiten medir la FCV a partir de fotografías digitales, como es el caso de la aplicación Canopeo, desarrollada por Patrignani y Oschner (2015). Dicha herramienta utiliza las proporciones de color rojo a verde (R/G), azul a verde (B/G) y el índice de exceso de verdor (2G-R-B) para determinar si un píxel contiene vegetación. No obstante, dado que su uso se limita a superficies pequeñas, es necesario recurrir a imágenes satelitales cuando se necesita analizar áreas extensas.

En 2012, Johnson y Trout, trabajando con diferentes cultivos hortícolas, obtuvieron una buena correlación ($R^2 = 0.96$) entre la FCV y el NDVI, estimado con imágenes satelitales de Landsat 5. De forma similar, Cuesta, Montoro, Jochum, López y Calera (2005) obtuvieron un buen

ajuste ($R^2 = 0.96$) al relacionar la FCV de diferentes cultivos con el NDVI estimado a partir de imágenes de Landsat 5 y de Landsat 7. Sin embargo, las superficies analizadas por Johnson y Trout (2012) se encontraban entre 5 y 30 ha, mientras Cuesta *et al.* (2005) mencionan que el área de los cultivos que analizaron fue superior a una hectárea.

Debido a ello es necesario comprobar si el uso de sensores remotos a nivel de satélite para estimar la FCV funciona en parcelas de maíz con superficies pequeñas, menores a una hectárea, dado que se disponen de pocos píxeles con información. En este trabajo se comparó la FCV del cultivo de maíz con cuatro IV. Estos IV se estimaron con información obtenida por sensores remotos, a nivel de superficie y usando imágenes Landsat 8. Después, se compararon con la FCV medida en campo con la aplicación para celulares Canopeo, utilizando fotografías digitales. Los objetivos de esta investigación fueron demostrar la utilidad y precisión de los IV para calcular la FCV; y demostrar que, al estimar la FCV con imágenes de satélite y medirla a nivel de campo, no existe una diferencia considerable en la precisión obtenida.

Área de estudio

La zona de estudio se ubicó en el municipio de Texcoco de Mora, Estado de México, a una altitud de 2 250 m, con clima BS1 (seco semiárido) y lluvias en verano. Se estudiaron seis parcelas de maíz con régimen de temporal, con excepción de la parcela 3, donde se aplicó un riego al momento de la siembra y otro al momento en que emergieron las

plántulas. Las prácticas culturales se manejaron de acuerdo con el conocimiento y la experiencia de los agricultores. La ubicación y los datos de las parcelas se presentan en la Figura 1.

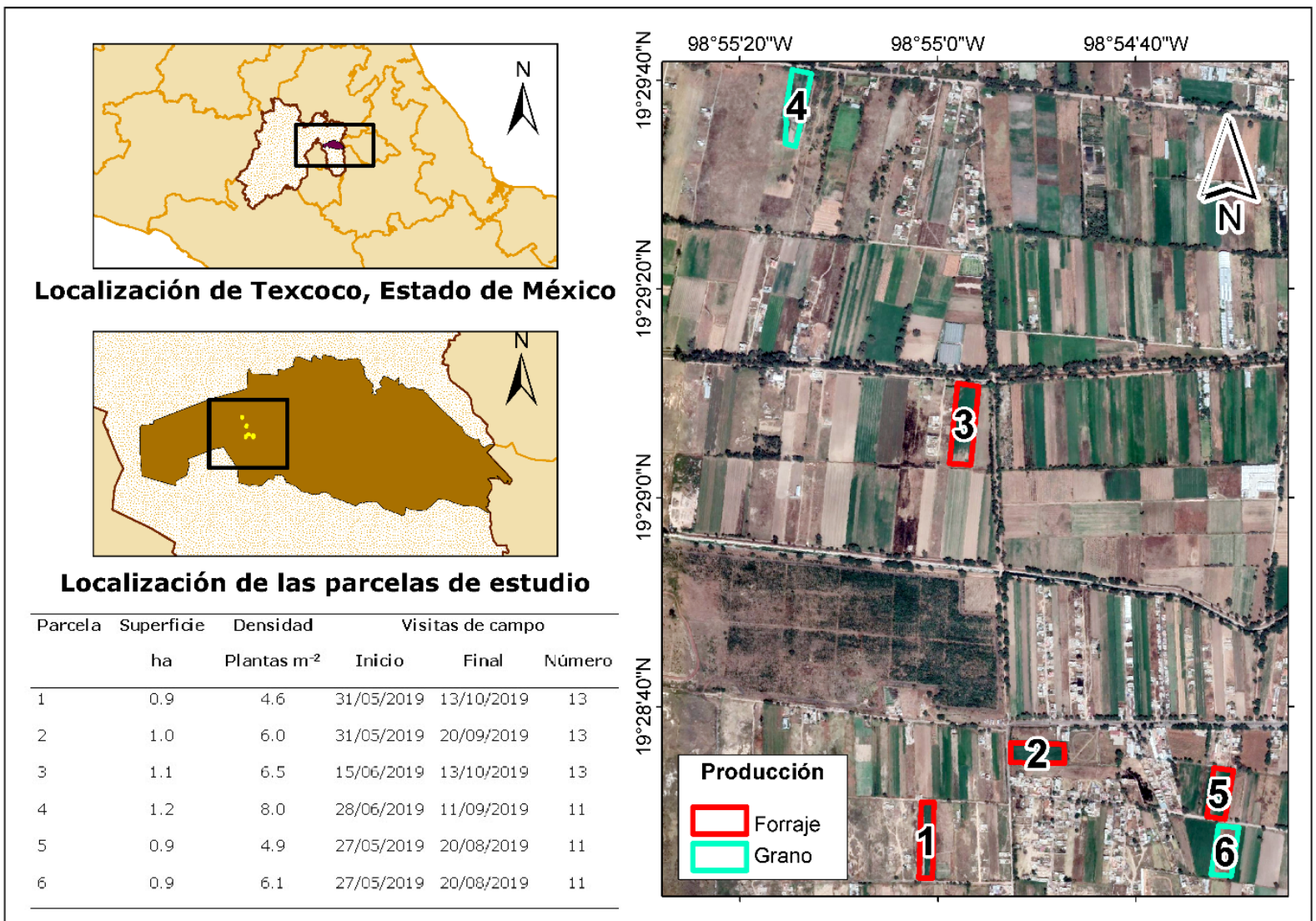


Figura 1. Localización, densidad de plantación, visitas de campo y objetivo de la producción de las parcelas evaluadas.

Materiales y métodos

Durante el periodo de estudio se levantó información radiométrica y fotografías digitales de forma simultánea. Para ello, se utilizó una cámara digital (SONY) de 10 Mpx y un radiómetro multiespectral (MSR, CropScan Inc.), los cuales se colocaron sobre un bastón extensible, equipado con un nivel de burbuja, para asegurar la toma de datos de forma perpendicular al dosel (a nadir), a una altura de 3 m. El radiómetro tomó información en cinco bandas del espectro electromagnético: azul (450-520 nm), verde (520-600 nm), rojo (630-690 nm), infrarrojo cercano (760-900 nm) e infrarrojo medio (1550-1750 nm), y contó con filtros dobles en cada banda espectral, que midieron al mismo tiempo la radiación incidente y reflejada. Además, el programa de adquisición y calibración de datos del radiómetro facilitó la conversión analógica y digital de los voltajes, y registró la reflectancia en las cinco bandas espectrales para cada grupo de datos.

La información de campo se levantó entre las 10:00 y 14:00 h (hora local), para evitar variaciones amplias en el ángulo cenital solar. Se seleccionaron 17 puntos de muestreo distribuidos en forma de zigzag a lo largo de las parcelas (Figura 2), los cuales fueron distintos en cada visita de campo. En los puntos de muestreo se tomó una fotografía y tres lecturas de reflectancia, el promedio de las cuales arrojó el valor de la reflectancia medida.

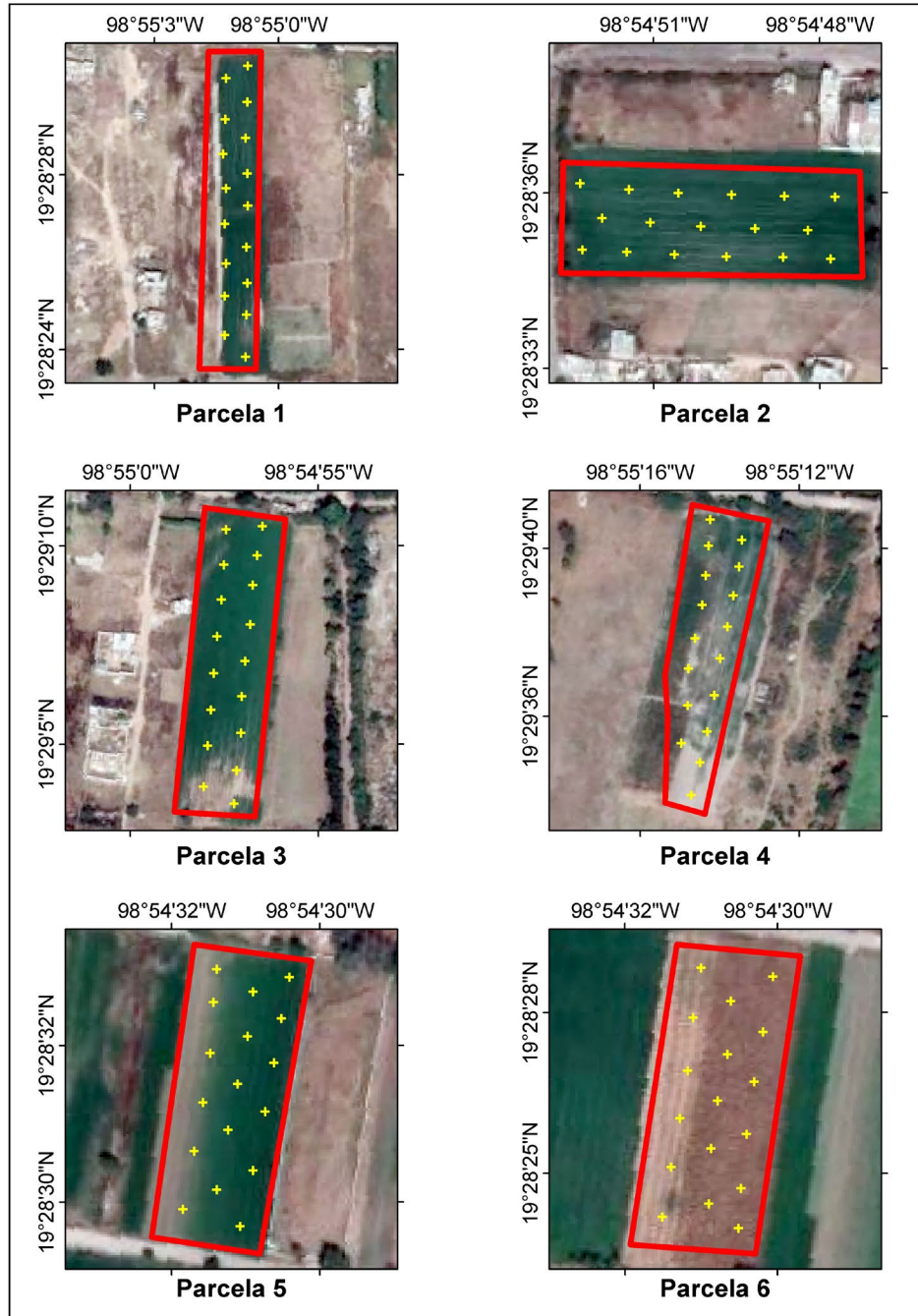


Figura 2. Ubicación individual y esquema del levantamiento de la información de campo de cada parcela.

Adicionalmente, durante el periodo de estudio se obtuvieron siete imágenes de Landsat 8, las cuales presentaron un porcentaje de nubosidad de entre el 0 y 70 %; a pesar de que algunas de esas imágenes tuvieron un porcentaje de nubosidad alto, el área sobre las parcelas evaluadas se encontró libre de nubes, por lo que fue posible su utilización. Estas imágenes captan información de la reflectancia en 11 bandas del espectro electromagnético, las cuales se dividen en bandas terrestres operativas (OLI) y bandas del sensor térmico infrarrojo (TIRS). Dichas imágenes se descargaron del portal <https://earthexplorer.usgs.gov/>, perteneciente al Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés), con nivel de procesamiento L1TP (con calibración radiométrica y ortorrectificación), el cual no incluye la corrección atmosférica.

El efecto de la atmósfera se corrigió con el *software* QGIS versión 3.8.2. Para ello se utilizó el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP), el cual se basa en la técnica de sustracción de objeto oscuro (Chavez, 1996). A continuación, se definieron los polígonos de las parcelas estudiadas mediante Google Earth, para extraer los datos de reflectancia de la banda 4 (rojo) y de la banda 5 (infrarrojo cercano) mediante QGIS.

Con la información radiométrica tomada en campo y las imágenes Landsat 8 se estimaron los siguientes IV: proporción simple (SR), índice de diferencias normalizadas (NDVI), índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) e índice de vegetación ajustado al suelo modificado (MSAVI).

El cálculo de dichos índices se hizo con las fórmulas que se presentan en la Tabla 1. Por otra parte, la FCV se midió con la aplicación para teléfonos celulares Canopeo, desarrollada por Patrignani y Ochsner (2015), utilizando las fotografías digitales.

Tabla 1. Índices de vegetación y bandas de Landsat 8 utilizadas para su estimación.

Índice	Fórmula	Bandas	Fuente
SR*	$\frac{NIR_{783}}{R_{665}}$	B4 y B5	Jordan, 1969
NDVI**	$\frac{NIR_{783} - R_{665}}{NIR_{783} + R_{665}}$	B4 y B5	Rouse <i>et al.</i> , 1974
SAVI‡	$\frac{NIR_{783} - R_{665}}{NIR_{783} + R_{665} + L} (1 + L)$	B4 y B5	Huete, 1988
MSAVI‡‡	$\frac{(2NIR_{783} + 1) - \sqrt{(2NIR_{783} + 1)^2 - 8(NIR_{783} - R_{665})}}{2}$	B4 y B5	Qi <i>et al.</i> , 1994

*Proporción simple

**Índice de diferencias normalizadas

‡Índice de vegetación ajustado al suelo

‡‡Índice de vegetación ajustado al suelo modificado.

Primero se correlacionó la FCV medida *in situ* con los IV calculados a partir de la reflectancia medida con el radiómetro. Para ello, se realizó una segmentación doble de la recta obtenida por la regresión. El grupo de datos que describen las primeras rectas biofísicas se estableció de 0 a

60 % de FCV. Mientras que para la recta consecuente se utilizaron los valores de FCV mayores de 60 %.

Después, se estimó la FCV usando los IV calculados con las imágenes de Landsat 8 y se comparó con la FCV medida en campo con la aplicación Canopeo, para ello se promedió la FCV y los valores de los IV de las diferentes parcelas. Para conocer el valor de estos IV en la fecha en que se levantó la información de campo se realizó una interpolación lineal simple. Por último, se compararon los IV obtenidos con información radiométrica y los estimados mediante las imágenes satelitales.

Para evitar confusiones en la terminología utilizada, a los IV estimados con información radiométrica se les colocó un subíndice R (SR_R , $NDVI_R$, $SAVI_R$ y $MSAVI_R$), a fin de diferenciarlos de los IV calculados con imágenes de Landsat 8, a los cuales se les colocó el subíndice L (SR_L , $NDVI_L$, $SAVI_L$ y $MSAVI_L$).

Análisis estadístico

Se utilizaron dos parámetros de eficiencia estadística. El coeficiente de determinación (R^2), el cual indica la capacidad de un modelo para replicar sus resultados (Ecuación (1)), y la raíz del cuadrado medio del error (RCME), que mide la variación de los valores calculados respecto a los observados (Ecuación (2)):

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

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

Donde \bar{y}_i es el promedio de los datos estimados; \hat{y}_i , los datos estimados; \bar{y} , el promedio de datos observados; y y_i , los datos observados.

Resultados

En primer lugar, se correlacionó el SR_R con la FCV (Figura 3). Este IV, en la condición de FCV de 0 a 60 %, presentó ajustes de R^2 en el rango de 0.60 a 0.80. Mientras que con los datos de FCV mayores de 60 %, los R^2 disminuyeron hasta 0.30 en el caso de la parcela 1. Por otra parte, las RCME para valores de FCV de hasta 60 % se situaron de 0.78 a 2.83 unidades de SR_R . En cambio, para valores de FCV mayores del 60 %, las RCME se encontraron entre 1.50 y 2.79 unidades de SR_R . Para valores de FCV menores o iguales del 60%, la parcela 5 presentó el menor R^2 y la mayor RCME. Esta situación se atribuye a que en la fecha en que se iniciaron los muestreos de campo (Etapa V7), las plantas ya presentaban una FCV alta, cercana al 60 %. Por otro lado, los mayores valores de R^2 se obtuvieron en las parcelas 4 y 6, las cuales se evaluaron durante todo el ciclo de cultivo.

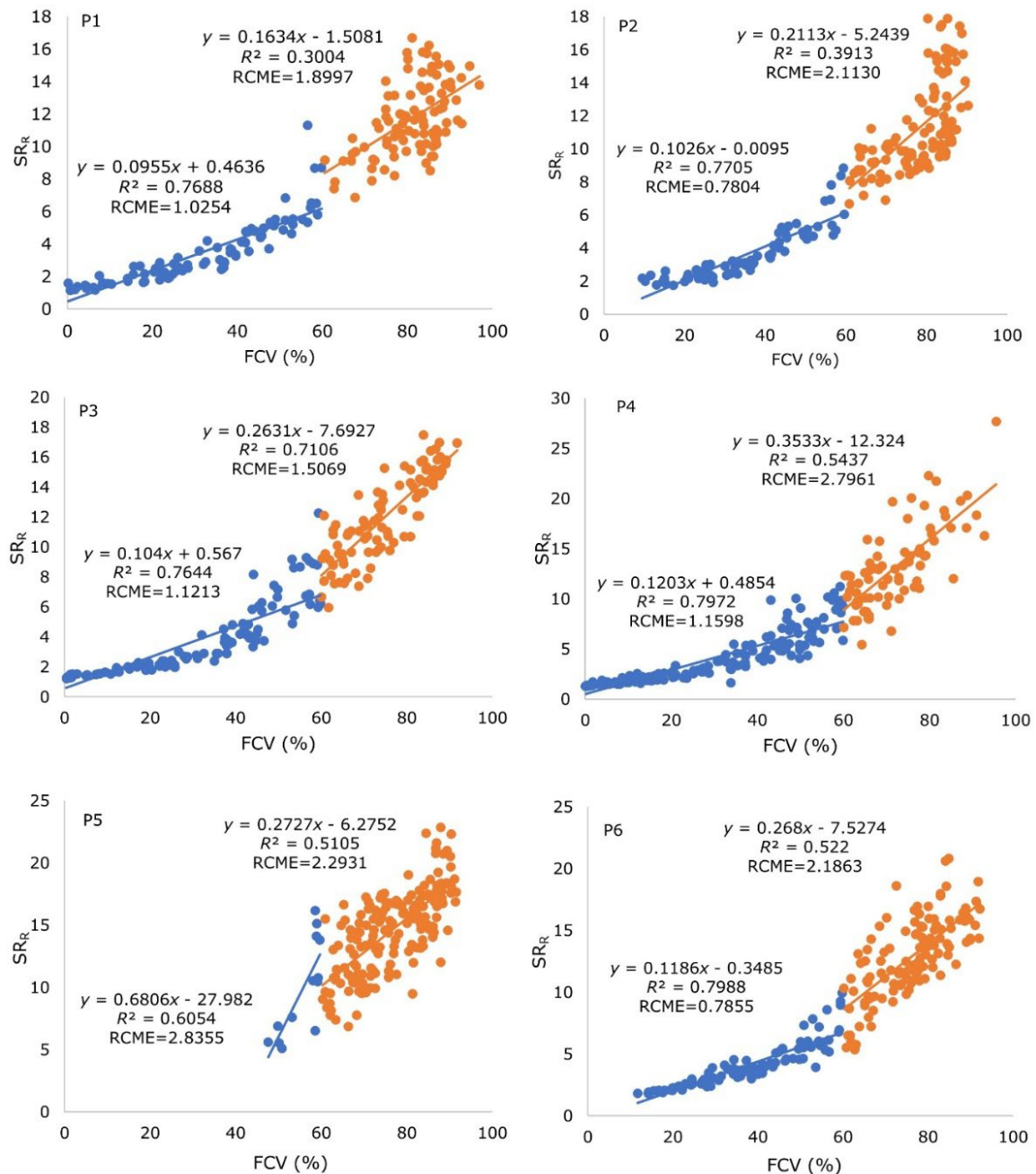


Figura 3. Relación entre la FCV medida con la aplicación Canopeo y el SR_R estimado con información radiométrica en las seis parcelas estudiadas.

El siguiente IV analizado fue el $NDVI_R$ (Figura 4). Los valores de R^2 obtenidos indican que el $NDVI_R$ se relacionó mejor con la FCV que el SR_R . Asimismo, las RCME bajas encontradas sugieren que existe una mínima sobreestimación de la FCV. Para valores de FCV de hasta 60 %, la parcela 3 arrojó el mayor ajuste ($R^2 = 0.96$); en cambio, en la parcela 5, se encontró el menor ajuste ($R^2 = 0.70$), situación que se atribuye a que en tal parcela solo se realizó una visita de campo cuando el cultivo tenía una FCV menor del 60 %. Por otra parte, los resultados de R^2 para valores de FCV mayores del 60 % fueron más bajos que los obtenidos con el SR_R , situándose entre 0.34 y 0.63. En ese sentido, Campos, Neale, López, Balbontín y Calera (2014) reportaron un R^2 de 0.93, al relacionar la FCV de viñedos con el NDVI estimado con imágenes de Landsat 5 TM. El R^2 obtenido por estos autores es semejante al encontrado en este trabajo.

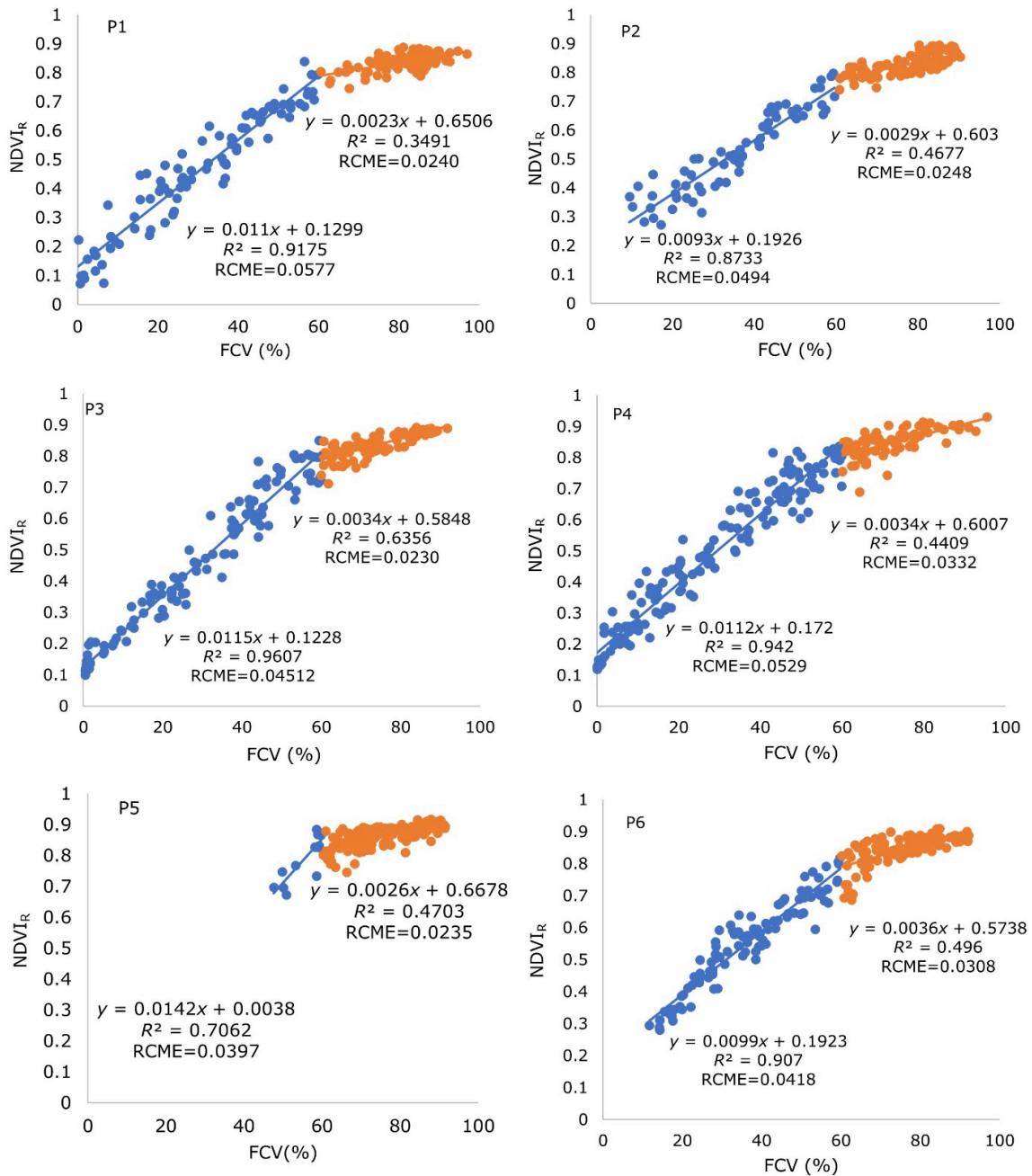


Figura 4. Relación entre la FCV medida con la aplicación Canopeo y el NDVI_r estimado con información radiométrica en las seis parcelas evaluadas.

Los R^2 menores cuando la FCV es mayor del 60 %, de acuerdo con Aparicio, Villegas, Casadesus, Araus y Royo (2000), se presenta por la saturación de la reflectancia en la banda del rojo, situación que provoca que el NDVI se vuelva insensible a coberturas mayores del 60 %. Por otro lado, Purevdorj, Tateish, Ishiyama y Honda (1998), quienes hicieron un estudio en pastos usando el NDVI, señalan que la superposición de hojas causa grandes errores al estimar la FCV. En praderas, dichos autores encontraron que a partir del 40 % de FCV, el error en la estimación de esta variable se incrementa. De acuerdo con Schlemmer *et al.* (2013), en la banda roja el coeficiente de absorción de la clorofila es alto, por lo que al alcanzarse un contenido de clorofila cercano a 0.8 g m^{-2} , lo cual ocurre a valores de índice de área foliar (IAF) cercanos a 2.0, la reflectancia en esta banda se satura. De manera que el NDVI crece de forma lineal en las etapas tempranas de crecimiento y se vuelve asintótico cuando el IAF se incrementa (De-la-Casa, Ovando, Ravelo, Abril, & Bergamaschi, 2014; Jiang *et al.*, 2006).

En la Figura 5 se muestra la correlación entre la FCV y el SAVI_R de cada parcela evaluada. De nuevo, los valores más altos de R^2 corresponden a los datos de FCV menores o iguales del 60 %, situándose entre 0.71 y 0.96. Estos R^2 son parecidos a los reportados por Campos *et al.* (2014), quienes, al relacionar la FCV en vid con el SAVI estimado usando imágenes de Landsat 5 TM reportaron un R^2 de 0.91. En cambio, para la FCV mayor del 60 %, los R^2 fueron más bajos (0.36 a 0.65). De acuerdo con Venancio *et al.* (2019), el SAVI es un buen estimador de la

FCV, ya que contempla un factor de corrección por la exposición del suelo. Sin embargo, se observó que los datos de FCV mayores del 60 % siguen la misma tendencia asintótica que en el caso del NDVI_R. Esta característica se debe a que el SAVI fue creado a partir del NDVI con el fin de minimizar la influencia de la geometría solar, la geometría de visualización, el fondo del suelo y los efectos atmosféricos (Rondeaux, Steven, & Baret, 1996). No obstante, presenta las mismas limitaciones que el NDVI debido a que la banda R se satura muy rápido.

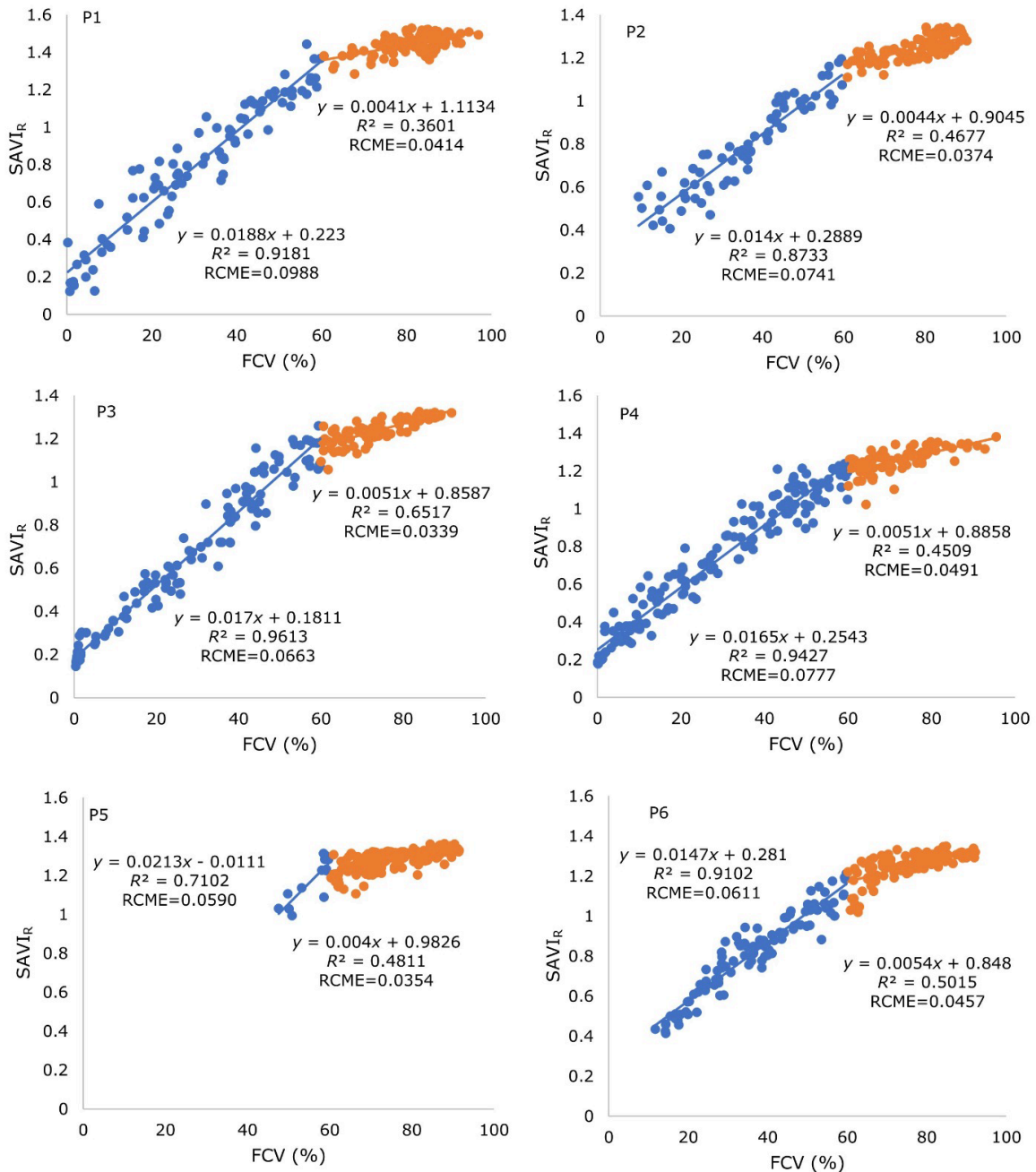


Figura 5. Relación entre la FCV medida con la aplicación Canopeo y el SAVI_r estimado con información radiométrica en las seis parcelas evaluadas.

Con respecto a la RCME, los valores más altos se obtuvieron cuando la FCV fue inferior al 60 %, lo cual se atribuye a que en esta etapa se presentó una mayor dispersión de los datos, probablemente debida a la mayor influencia del suelo en los valores de reflectancia medidos y a que se tomó un valor fijo para el factor de corrección de brillo del suelo ($L = 0.5$) recomendado para condiciones de cobertura vegetal intermedia (Huete, 1988). En cambio, para los datos de FCV mayores del 60 %, las RCME fueron menores, lo cual indica que en esta etapa existe menor variabilidad debido a que el efecto de la reflectancia del suelo y su variabilidad (humedad, color, etc.) es mínimo (Paz, 2018).

En la Figura 6 se presenta la correlación entre la FCV y el $MSAVI_R$. El $MSAVI$ es producto de una modificación del $SAVI$, la cual se realizó para incrementar el rango dinámico de la señal de la vegetación y minimizar la influencia óptica del fondo del suelo (Jiang *et al.*, 2006). Los valores de R^2 fueron mayores para los valores de FCV menores del 60 %, situándose entre 0.71 y 0.95, y menores para la FCV mayor del 60 %. En ese sentido, al relacionar diferentes IV con la FCV de praderas, Purevdorj *et al.* (1998) obtuvieron valores de R^2 de 0.92, 0.89 y 0.89, para el $NDVI$, $SAVI$ y $MSAVI$, respectivamente. Con respecto al $MSAVI_R$, los valores de R^2 de las parcelas 3 y 4 fueron superiores, mientras que los de las parcelas 1, 2 y 6 fueron similares. Por otro lado, los valores más bajos del CME se obtuvieron cuando la FCV fue mayor del 60 %, lo cual se debe a la tendencia asintótica, que provoca una menor variabilidad del $MSAVI_R$.

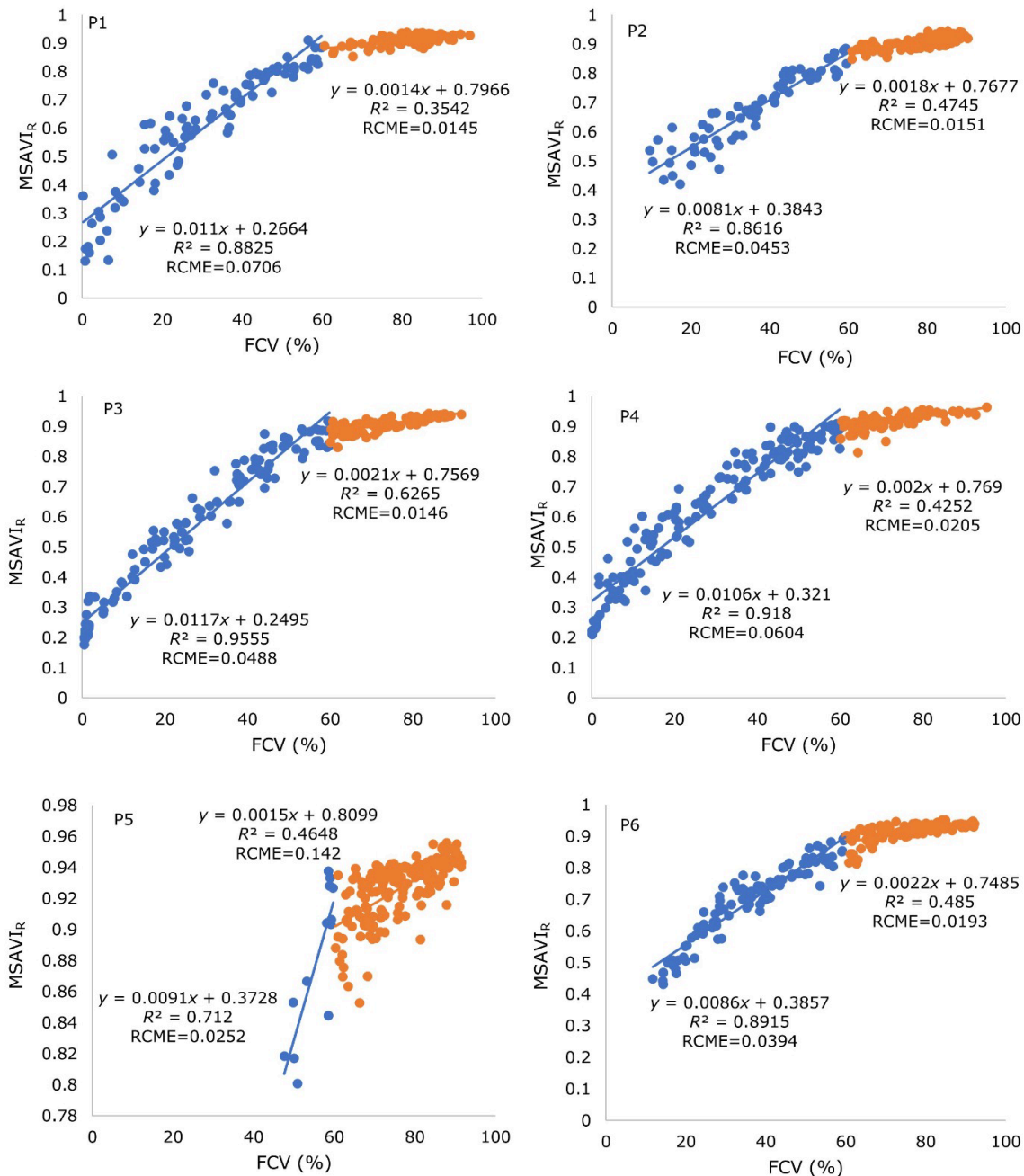


Figura 6. Relación entre la FCV medida con la aplicación Canopeo y el MSAVI_r estimado con información radiométrica en las seis parcelas evaluadas.

La comparación entre los IV estimados a partir de las imágenes Landsat 8 y la FCV medida con la aplicación Canopeo se presenta en la Figura 7. En ésta se observa que existe un R^2 mayor a 0.86 entre los datos de FCV medidos y los datos de los IV satelitales estimados, con excepción del índice SR_L , que presenta un ajuste R^2 de 0.78. En general, los resultados obtenidos al comparar la FCV medida en campo y la tendencia de los índices obtenidos mediante imágenes satelitales presentan buenas estimaciones, siendo el $NDVI_L$ el índice con mayor ajuste ($R^2 = 0.89$). Estos datos concuerdan con los obtenidos por De-la-Casa *et al.* (2014), quienes, al realizar la misma comparación en maíz bajo diferentes condiciones de humedad de suelo, usando el NDVI y el SAVI, obtuvieron un R^2 de 0.875 y 0.864, respectivamente. Mientras que con imágenes Prova-V (100 m de resolución espacial), De-la-Casa *et al.* (2018) obtuvieron un R^2 de 0.94 para el NDVI, mayor en este caso respecto al reportado en la Figura 5. En cambio, mediante el uso de imágenes HJ-1A/B, con resolución espacial de 30 m, Jin *et al.* (2017) reportaron un R^2 de 0.58 al relacionar la FCV de trigo con el índice triangular modificado 2 (MTVI2). El resultado obtenido por dichos autores fue inferior al encontrado en este trabajo, pues el mínimo ajuste encontrado en el SR_L fue de 0.78.

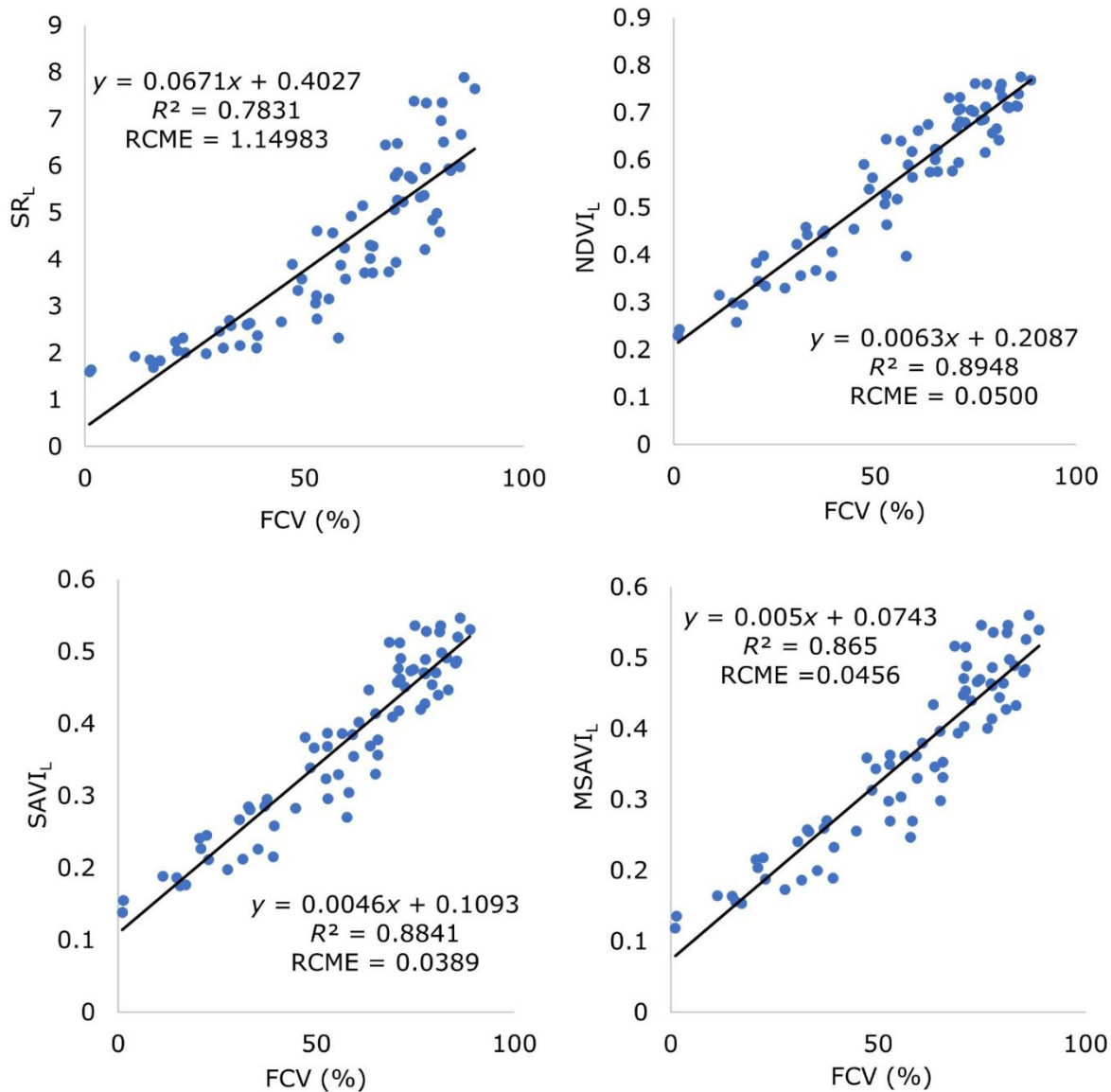


Figura 7. Correlaciones entre la FCV medida en campo y los IV obtenidos de imágenes Landsat 8.

En la Figura 8 se muestra la correlación entre los IV estimados usando la información radiométrica levantada en campo y los

considerados usando las imágenes Landsat 8. Se observa que la correlación entre los promedios de los IV estimados con las imágenes Landsat 8 y los IV estimados con información radiométrica de campo es alta para los cuatro índices analizados ($R^2 > 0.96$), lo cual confirma su alta confiabilidad para ser utilizada en la estimación de la FCV. Paz (2018) menciona que los IV han sido empleados para estimar la FCV, siendo el NDVI el índice más estudiado y comparado con simulaciones de radiación y mediciones de campo. Sin embargo, se ha encontrado que las grandes dispersiones en las correlaciones se deben, en particular, a la variación de las propiedades ópticas de las hojas y su distribución angular. El mejor ajuste (mayor R^2 y menor RCME) entre los IV de campo y los IV calculados con datos de Landsat 8 correspondió al NDVI.

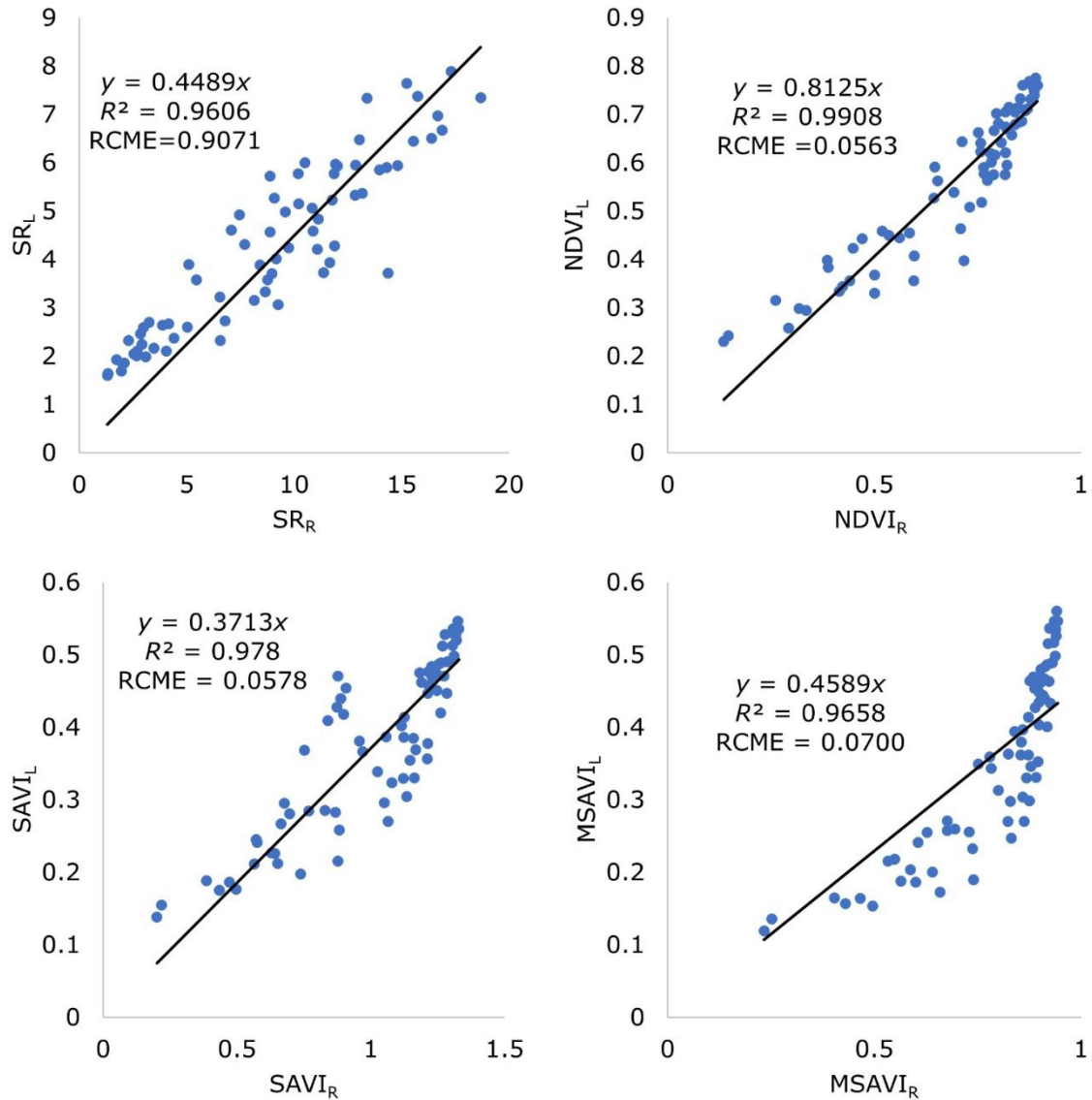


Figura 8. Correlación de los IV obtenidos con datos del radiómetro y los IV estimados con las imágenes Landsat 8.

Discusión

Los valores elevados de la RCME obtenidos en el caso del SR indican que con este IV se pueden sobreestimar ampliamente los valores de FCV a pesar de tener un R^2 alto. De acuerdo con Pinty y Verstraete (1992), los constituyentes atmosféricos tienden a reducir el valor del SR, y su variabilidad espacial y temporal hace que las correcciones atmosféricas sean aún más necesarias y difíciles de aplicar en campo. Pese a las limitaciones del SR, Aparicio *et al.* (2000) lo relacionaron con el rendimiento de diferentes genotipos de trigo, y encontraron que este IV se correlacionó mejor que el NDVI con el crecimiento del cultivo en condiciones de secano.

En ese sentido, Bocco, Ovando, Sayago y Willington (2013) desarrollaron un modelo a partir del SR para estimar la FCV en cultivo de soya y maíz usando imágenes MODIS-Aqua. Estos autores obtuvieron un R^2 de 0.68 con un modelo lineal y un R^2 de 0.89 con un modelo exponencial. En el caso del modelo lineal, los R^2 obtenidos para valores de FCV menores del 60 % son superiores al R^2 de dichos autores. Tales diferencias pueden estar relacionadas con la superficie del área de estudio, ya que Bocco *et al.* (2013) utilizaron lotes de aproximadamente 50 ha, mientras que este estudio se realizó con parcelas de cerca de 1 ha, que presentaban una gran heterogeneidad provocada en parte por la salinidad de los suelos y la escasez de lluvias.

Los resultados de la relación entre el NDVI y la FCV fueron similares a los obtenidos por De-la-Casa *et al.* (2014), quienes reportaron un R^2 de

0.87 al evaluar modelos de estimación de la FCV de maíz a partir de datos MODIS-Aqua, así como una RCME de 9.8 %, superior al obtenido en este estudio. Por otra parte, Bocco *et al.* (2013), al estimar la FCV con el NDVI usando un modelo lineal, obtuvieron una RCME de 11.7 %, y un R^2 de 0.76, siendo inferior este último a los R^2 encontrados cuando la FCV fue menor del 60 %. Las diferencias entre dichos autores y la presente investigación se atribuyen a que sus imágenes tuvieron una resolución espacial de 250 m en las bandas ubicadas en el R y NIR. Por otra parte, Zhang, Smith y Hill (2011), al estimar la FCV a partir de fotografías digitales de pastizales en Canadá, utilizando una relación lineal con el NDVI calculado con imágenes de Landsat 5 TM, obtuvieron un R^2 de 0.55, el cual fue menor al obtenido en este trabajo.

Con respecto al SAVI, los valores de R^2 y RCME generados en la presente investigación concuerdan con los reportados por Bocco *et al.* (2013), con un R^2 de 0.83. Asimismo, usando el SAVI para estimar la FCV, De-la-Casa *et al.* (2014) obtuvieron valores de R^2 de 0.86 y una RCME de 10.2 %, similares a los encontrados en este estudio. De acuerdo con Venancio *et al.* (2019), los datos mínimos de SAVI están entre 0.12 a 0.20, en función del tipo de suelo y las prácticas agrícolas; mientras que los valores máximos van de 0.68 a 0.70. Por otro lado, Huete (1988) menciona que el rango del SAVI debe ir de 0 a 1; sin embargo, en este trabajo se encontraron valores superiores a 1.3 en todas las parcelas evaluadas, lo cual se explica en función de las bases algebraicas con las que fue creado el SAVI, que incluye un factor de ajuste óptimo para reducir el ruido del suelo sobre el dosel vegetal (Huete, 1988; Rondeaux *et al.*, 1996; Ren, Zhou, & Zhang, 2018; Venancio *et al.*, 2019). Así, los

valores más altos de SAVI encontrados en este trabajo se atribuyen a que se utilizó una L constante durante todo el ciclo de cultivo.

Por su parte, Bocco *et al.* (2013) reportaron un R^2 de 0.83 entre el MSAVI y la FCV, y una RCME de 10.3 %, semejante a la obtenida en este trabajo. Mientras que Chen *et al.* (2019), al relacionar la FCV con el MSAVI, encontraron un R^2 de 0.77 y una RCME de 7.8 % con un modelo lineal. Lo anterior muestra que la manera en que se relaciona el MSAVI en el espectro con la banda R y la banda NIR en condiciones de campo supera la relación propuesta por Chen *et al.* (2019). La discrepancia con los autores anteriores puede atribuirse a la resolución de las imágenes utilizadas.

Pese a la buena relación entre la FCV y los IV analizados, Paz *et al.* (2015) señalan que la mayoría de IV tiene limitaciones en el diseño. En ese sentido, dichos autores encontraron que los IV lineales son equivalentes, situación que se cumple en los índices analizados en este trabajo. Además, señalan que el hecho de que un IV dé mejores resultados que otro depende del caso particular estudiado y del criterio de aceptación que se tome, por lo cual estas metodologías se deben utilizar con precaución.

Conclusiones

El mejor ajuste de los índices de vegetación evaluados en este trabajo con información de campo se presentó con valores de fracción de cobertura vegetal menores del 60 %. Después del 60 % se observó el

efecto asintótico de estos índices atribuido a la saturación de la banda roja del espectro electromagnético. El mejor ajuste (un mayor R^2 y una menor RCME) entre los índices de vegetación calculados con datos radiométricos de campo y los índices de vegetación calculados con datos de imágenes de Landsat 8 correspondió al NDVI.

Al comparar la fracción de cobertura vegetal medida contra los índices de vegetación estimados con imágenes de Landsat 8 se obtuvo un coeficiente de determinación mayor a 0.78 en todas las parcelas. Esta buena correlación se atribuye a que la relación entre los índices de vegetación estimados con la información radiométrica de campo y con información de las imágenes satelitales también fue alta. Por estas razones, es posible estimar variables como la fracción de cobertura vegetal usando imágenes Landsat 8 con buena precisión, incluso en parcelas de maíz con superficies cercanas a una hectárea.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada para los estudios de maestría de José Miguel Muñoz Pérez.

Referencias

Aparicio, N., Villegas, D., Casadesus, J., Araus, J. L., & Royo, C. (2000). Spectral vegetation indices as nondestructive tools for determining durum wheat yield. *Agronomy Journal*, 92(1), 83-91. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2000.92183x>

- Bocco, M., Ovando, G., Sayago, S., & Willington, E. (2013). Simple models to estimate soybean and corn percent ground cover with vegetation indices from modis. *Revista de Teledetección*, 39(39), 83-91.
- Campos, I., Neale, C. M. U., López, M. L., Balbontín, C., & Calera, A. (2014). Analyzing the effect of shadow on the relationship between ground cover and vegetation indices by using spectral mixture and radiative transfer models. *Journal of Applied Remote Sensing*, 8(083562), 1-21. DOI: 10.1117/1.JRS.8.083562
- Chavez, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 62(9), 1025-1035.
- Chen, X., Guo, Z., Chen, J., Yang, W., Yao, Y., Zhang, C., Cui, X., & Cao, X. (2019). Replacing the Red Band with the Red-SWIR Band ($0.74\rho_{red} + 0.26\rho_{swir}$) can reduce the sensitivity of vegetation indices to soil background. *Remote Sensing*, 11(7), 851. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11070851>
- Cuesta, A., Montoro, A., Jochum, A. M., López, P., & Calera, A. (2005). Metodología operativa para la obtención del coeficiente de cultivo desde imágenes satelitales. *ITEA*, 101, 212-224.
- De-la-Casa, A. C., Ovando, G. G., Ravelo, A. C., Abril, E. G., & Bergamaschi, H. (2014). Estimating maize ground cover using spectral data from Aqua-MODIS in Córdoba, Argentina. *International Journal of Remote Sensing*, 35(4), 1295-1308. DOI: 10.1080/01431161.2013.876119
- De-la-Casa, A., Ovando, G., Bressanini, L., Martínez, J., Díaz, G., & Miranda, C. (2018). Soybean crop coverage estimation from NDVI images with different spatial resolution to evaluate yield variability in a plot. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 146, 531-547. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.10.018>

- Gilabert, M., González-Piqueras, J., & García-Haro, J. (1997). Acerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección*, 8. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/39195330_Acerca_de_los_indices_de_vegetacion/link/00b7d5187635eb5a1a000000/download
- Huete, A. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(295-309). Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Jiang, Z., Huete, A. R., Chen, J., Chen, Y., Li, J., Yan, G., & Zhang, X. (2006). Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*, 101(3), 366-378. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.003>
- Jin, X., Li, Z., Yang, G., Yang, H., Feng, H., Xu, X., Wang, J., Li, X., & Luo, J. (2017). Winter wheat yield estimation base on multi-source medium resolution optican and radar imaging data and AquaCrop model using the particle swarm optimization algorithm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 126, 24-37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.02.001>
- Johnson, L. F., & Trout. T. J. (2012). Satellite NDVI assisted monitoring of vegetable crop evapotranspiration in California's San Joaquin Valley. *Remote Sensing*, 4(2), 439-455. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs4020439>
- Jordan, C. F. (1969). Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50(4), 663-666. DOI: <https://doi.org/10.2307/1936256>
- Marcial, M. J., Ojeda, W., González, A., & Jiménez, S. (2017). *Estimación de la cobertura vegetal usando imágenes RGB obtenidas desde un dron*. III Congreso Nacional de riego y drenaje COMEII 2017, COMEI-17048.
- Patrignani, A., & Ochsner, T. E. (2015). Canopeo: A powerful new tool for measuring fractional green canopy cover. *Agronomy Journal*, 107(6), 2312-2320. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj15.0150>

- Paz, F. (2018). Estimación de la cobertura aérea de la vegetación herbácea usando sensores remotos. *Terra Latinoamericana*, 36(3), 239-259. DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v36i3.399>
- Paz, F., Romero, M. E., Palacios, E., Bolaños, M., Valdez, J. R., & Aldrete, A. (2014). Alcances y limitaciones de los índices espectrales de la vegetación: marco teórico. *Terra Latinoamericana*, 32(3), 177-194. Recuperado de <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/22/20>
- Paz, F., Romero, M., Palacios, E., Bolaños, M., Valdez, J., & Aldrete, A. (2015). Alcances y limitaciones de los índices espectrales de la vegetación: análisis de índices de banda ancha. *Terra Latinoamericana*, 33, 27-49. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v33n1/2395-8030-tl-33-01-00027.pdf>
- Pinty, B., & Verstraete, M. M. (1992). GEMI: A non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetation*, 101, 15-20. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00031911>
- Purevdorj, T., Tateish, R., Ishiyama, T., & Honda, Y. (1998). Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal Remote Sensing*, 19(18), 3519-3535. DOI: <https://doi.org/10.1080/014311698213795>
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A., Kerr, Y., & Sorooshian, S. (1994). A Modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48, 119-126. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)
- Ren, H., Zhou, G., & Zhang, F. (2018). Using negative soil adjustment factor in soil-adjusted vegetation index (SAVI) for aboveground living biomass estimation in arid grasslands. *Remote Sensing of Environment*, 209, 439-445. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.068>

- Rondeaux, G., Steven, M., & Baret, F. (1996). Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55(2), 95-107. DOI: 10.1016/0034-4257(95)00186-7
- Rouse, J. W., Hass, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., & Harlan, J. C. (1974). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation*. NASA/GSFC, Type III, Final report, Greenbelt, MD. (pp. 1-390). Recuperado de <https://ntrs.nasa.gov/api/citations/19750020419/downloads/19750020419.pdf>
- Schlemmer, M., Gitelson, A., Schepers, J., Ferguson, R., Peng, Y., Shanahan, J., & Rundquist, D. (2013). Remote estimation of nitrogen and chlorophyll contents in maize at leaf and canopy levels. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 25, 47-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.04.003>
- Song, W., Mu, X., Ruan, G., Gao, Z., Li, L., & Yan, G. (2017). Estimating fractional vegetation cover and the vegetation index of bare soil and highly dense vegetation with a physically based method. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 58, 168-176. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.01.015>
- Venancio, L. P., Mantovani, E. C., Amaral, C. H., Neale, C. M. U., Gonçalves, I. Z., Filgueiras, R., & Campos, I. (2019). Forecasting corn yield at the farm level in Brazil based on the FAO-66 approach and soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Agricultural Water Management*, 225 (105779). DOI: <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105779>
- Zhang, Y., Smith, A. M., & Hill, M. J. (2011). Estimating fractional cover of grassland components from two satellite remote sensing sensors. *Proceedings of 34th International Symposium on Remote Sensing of Environment* (pp. 10-15). Sydney, Australia. Recuperado de <https://www.isprs.org/proceedings/2011/isrse-34/211104015Final00252.pdf>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-09

Articles

Evaluation of the physical and chemical quality and trace elements of water in Cupatitzio River, Michoacán

Evaluación de la calidad fisicoquímica y elementos traza en el agua del río Cupatitzio, Michoacán

Felipe Mendoza-Mora¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3915-1127>

Gustavo Cruz-Cárdenas², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5256-4612>

José Teodoro Silva³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4516-6461>

Salvador Ochoa-Estrada⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8933-2882>

Dioselina Álvarez-Bernal⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5946-7292>

¹Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Michoacán unit, COFAA, Jiquilpan, Michoacán, Mexico, mendozamorafj@hotmail.com, fmendozam2000@alumno.ipn.mx

²Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Michoacán unit, COFAA, Jiquilpan, Michoacán, Mexico, guscruz@ipn.mx



³Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Michoacán unit, COFAA, Jiquilpan, Michoacán, Mexico, jsilvag@ipn.mx

⁴Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Michoacán unit, COFAA, Jiquilpan, Michoacán, Mexico, sochoae@ipn.mx

⁵Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Michoacán unit, COFAA, Jiquilpan, Michoacán, México, dalvarezb@ipn.mx

Corresponding author: Felipe de Jesús Mendoza-Mora, mendozamorafj@hotmail.com, fmendozam2000@alumno.ipn.mx

Abstract

In Mexico, around 90 % of the rivers are polluted mainly from wastewater resulting in human health issues. This work is aimed at determining the water quality of Cupatitzio River; 20 sampling sites (SS) were determined in rainy (August 2016) and dry (May 2017) seasons; 31 trace elements (TE) were obtained and 15 physicochemical parameters; three quality indices were calculated: Water Quality Index (WQI), Pollution Index (IC) and the Canadian Council of Ministers of the Environment, Water Quality Index (CCMEWQI). Statistical analysis was conducted to associate variables. Results show for the rainy season, the quality indices indicates that the worst quality is found in the middle watershed due to the wastewater and leachate from a landfill; in the dry season, low quality reaches the low watershed. High concentrations of Fe, Al and P trace elements are found in the middle and lower watershed. It is worth

mentioning that they may be associated with the pesticides used in avocado orchards. Finally, analyses show an association between poor quality, low dissolved oxygen and the presence of reservoirs. Therefore, the river water is not fit for human use and consumption.

Keywords: Canadian Water Quality Index, Cupatitzio River, environmental metrics, physicochemical parameters, pollution index, trace elements, water pollution.

Resumen

En México, alrededor del 90 % de los ríos más importantes están altamente contaminados, principalmente de aguas residuales, lo cual resulta en problemas de salud humana. El presente trabajo tiene como objetivo determinar la calidad del agua del río Cupatitzio. Para ello se determinaron 20 sitios de muestreo en temporadas de lluvias (agosto de 2016) y secas (mayo de 2017); 31 elementos traza (ET), y 15 parámetros fisicoquímicos. Se calcularon tres índices de calidad: índice de calidad del agua (ICA), índice de contaminación (ICO) e índice canadiense (CCME WQI); se hizo un análisis estadístico para asociar variables. Los resultados se reportaron como sección de cuenta alta, media y baja. Para el tiempo de lluvias, los índices de calidad indicaron que la peor calidad se encuentra en la cuenca media debido a la presencia de aguas residuales y lixiviados de un relleno sanitario; en estiaje, la baja calidad se extiende hasta la cuenca baja. Los elementos traza Fe, Al y P se presentan en altas concentraciones en las cuencas media y baja. Cabe destacar que pueden estar asociados con plaguicidas empleados en huertas de aguacate. Por

último, los análisis estadísticos presentan una asociación entre baja calidad, poco oxígeno disuelto y la presencia de embalses. Debido a lo anterior, el agua del río no es apta para el uso y consumo humano.

Palabras clave: índice de calidad del agua canadiense, río Cupatitzio, métricas ambientales, parámetros fisicoquímicos, índice de contaminación del agua, elementos taza, contaminación del agua.

Received: 17/05/2021

Accepted: 01/04/2022

Introduction

The intensification of agricultural practices, insufficient treatment of wastewater, heavy metals, nitrates and nitrites are high impact pollutants for aquatic organisms and human health, causing water-borne diseases, mainly cancer (Arain *et al.*, 2014). Another factor affecting water quality is the nonpoint source pollution derived from agricultural practices, whose activity has been increasing in the last decade due to the demand for international trade, which accounts for one fourth of the global N emissions (Liu *et al.*, 2018b). Surface water quality may be evaluated with various methodologies, and through different indicators, such as: physical and chemical parameters which may in turn be evaluated by means of water quality indices, quality standards or multivariate statistics; biological indicators such as the count of benthic species; and

microbiological indicators, which quantify pathogens such as fecal coliforms (Espinal, Sedeño, & López, 2013; López-Hernández, Ramos-Espinosa, & Carranza-Fraser, 2007; Storaci-Koschelov, Fernández-Silva, & Smits-Gunta, 2013). Furthermore, the impact on water quality may be indirectly estimated through simulation of hydrologic models, assessment of soil erosion or even vegetation indices (Abbaspour *et al.*, 2015; Ouyang, Hao, Skidmore, & Toxopeus, 2010).

In Mexico, the outlook of water quality is critical, since of the 50 most relevant rivers in the country, 94 % are considered highly polluted as reported by the National Water Commission (Conagua, 2014). Another example is this study case; the Cupatitzio River begins from inside the Barranca del Cupatitzio National Park, in the city of Uruapan, Michoacán.

Previous studies in the Cupatitzio river have analyzed its quality through biological analyses such as the count of macroinvertebrates, count of planktonic organisms, quantification of physical and chemical parameters and the application of national standards such as the NOM-127-SSA1 (1994) (Ortega-Murillo, Díaz-Martínez, Alvarado-Villanueva, & Hernandez-Morales, 2012; Pérez-Munguía, Aguilera-Ríos, & Mora-Guerrero, 2006). However, there have not been yet applied physical and chemical indices that may express water quality numerically, which allows their comparison with other water bodies as suggested by Silva *et al.* (2013) upon applying the WQI to determine surface water quality in the Duero river in Michoacán.

Among the environmental impact activities occurred in the Cupatitzio watershed, the following must be highlighted: The change of

land use from forestland to monoculture of avocado resulting in the loss of biodiversity; excessive use of agrochemicals polluting the body of water; overexploitation of aquifers, and untreated wastewater discharges (Bravo *et al.*, 2009; Villafán-Vidales & Ayala-Ortiz, 2014). The consequence of this background is an increase in soil creep, transport of nutrients to water and, consequently, the degradation of the quality of the body of water.

The Cupatitzio river has a great relevance in the region, since it is used to supply drinking water to the city of Uruapan, it also feeds 11 agricultural irrigation dams (22 550 ha for crops) and three hydroelectric power dams that belong to the Federal Electricity Commission (Conagua, 2012). Another relevant aspect from a cultural and recreational stance is that the source of the Cupatitzio River starts inside the Barranca del Cupatitzio National Park, which is a protected natural area and it is a tourist attraction (CNANP, 2006; Ortega-Murillo *et al.*, 2012).

Given the importance of the river, it is necessary to know the current status of the quality of its water and pollution sources. Therefore, the objective of this work was to determine the physical and chemical quality of the water of Cupatitzio River, main tributaries and reservoirs.

This study was carried out in October 2017 in the water laboratory of the Interdisciplinary Research Center for Regional Integral Development, Michoacán Unit, Jiquilpan, Michoacán, Mexico.

Materials and methods

Area of study

The Cupatitzio river watershed belongs to Hydrological Region No. 18 (Río Balsas), it is located to the west center of the state of Michoacán, covering the municipalities of Uruapan (80 % of the watershed), Gabriel Zamora, F. J. Múgica, Nuevo Parangaricutiro and Parácuaro. The watershed is geographically located between the extreme coordinates 102° 02' 22" W, 19° 59' 55" N and 19° 05' 24" N, 102° 06' 46" W; with an area of 78 260 ha and a medium height of 1 425 masl. At the upper and middle part of the watershed crosses the transverse volcanic system from east to west, finding slopes of between 15 to 60 % and ravines with 100 % slopes. At the upper part, it is adjacent to hills of up to 3 380 masl, such as the El Pílon, Capén and La Virgen hills; on the center: El Burro hill (2 700 masl), Cocucho (3 000 masl) and El Santísimo (3 280 masl); the lower middle watershed is adjacent to the hills: El Chino, La Cruz, La Charanda and El Colorado (2 100, 2 300, 2 200 and 2 120 masl respectively). The altitude of the lower part of the watershed is 320 masl and it is open to the south (Navia-Antezana, 2008). The main types of soil on the watershed are andosol on the upper watershed, luvisol and acrisol on the middle watershed and regosol and vertisol on the lower part. The climate is humid in the upper part and sub-humid in the lower part with abundant rain in summer. Among the uses of land and vegetation, there are: pine forests, oak forests, pine-oak forests, montane cloud forests, deciduous

forest, traditional agriculture, bodies of water and human settlements (INEGI, 2014).

Sampling stations

On the river, there were established 20 sampling stations (Table 1, Figure 1) based on four criteria: 1) accessibility and security to the point of interest; 2) presence of reservoirs or infrastructure on the main stream; 3) main inflows or outflows, and 4) point or nonpoint sources of pollution, such as wastewater discharges or intensive agriculture near the stream being studied. The sampling was conducted in two periods: Sampling 1 (M1) during rainy season in August-15-2016, and Sampling 2 (M2) during dry season in May-14-2017. On both occasions, sampling was carried out from 9:00 am to 5:00 pm.

Table 1. Name and coordinates of the sampling sites, upper watershed (SS 1 to 10), Middle watershed (SS 11 to 15) and lower watershed (SS 16 to 20).

SS	X	Y	Z	Name	Comment
1	807177	2150978	1700	Rodilla del Diablo	Home river
2	807263	2150720	1666	El Reveladero	Wellspring
3	807287	2150549	1679	El Puente	National park center
4	807629	2149874	1630	Parque Lineal	Output national park
5	808203	2149512	1610	Puente Manuel Ocaranza	Manuel Ocaranza Street
6	806320	2146052	1544	La Pinera	Dam
7	807868	2143245	1532	Zumpimito discharge	Dam
8	807852	2143321	1526	Zumpimito installations	Dam
9	813274	2150279	1596	Santa Bárbara	Manantial
10	813197	2150205	1599	Caltzontzin	Wellspring
11	806970	2142375	1466	Tzararacua	Waterfall
12	806441	2141333	1376	Matanguarán	Wellspring
13	806546	2141056	1376	Matanguarán canal	Hydro-electric channel
14	806861	2140531	1356	Matanguarán lixiviados	Sanitary landfill
15	806950	2134216	1057	Barranca Honda River	Over the river
16	806950	2134044	1099	Barranca Honda canal	Over the river
17	806982	2132970	897	Jicalán	Dam
18	806707	2132795	885	Jicalán-río	Jicalán river
19	809350	2128152	760	El Abrevadero	Dam
20	808659	2112158	902	Puente el Marqués	Over the river

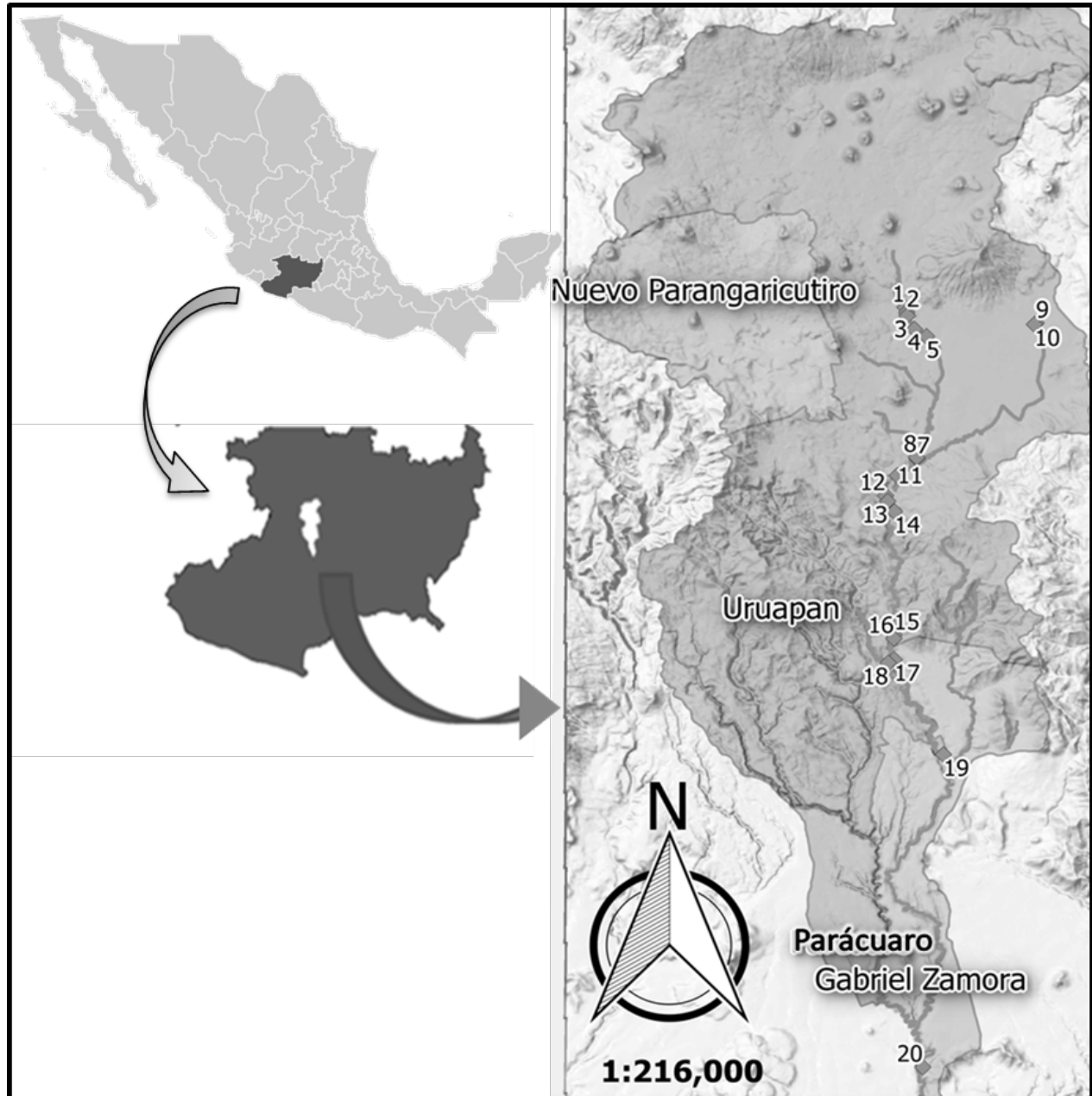


Figure 1. Map of the study area and sampling stations.

Description of sampling sites

Sites 1 to 4 are located within the protected natural area Barranca del Cupatitzio, it has a rocky landscape with shallow clear waters (1m deep and 2.5m wide). Before leaving the protected area, there are water pumps, these pumping the water of the river to supply the city of Uruapan. Site 5 is located on a linear park where the river is deeper. Site fifth is located in the streets of the city of Uruapan. Site 6 is located in the La Pinera dam, it is a tourist place and its landscape is wooded.

Sites 7 and 8 are located in the Zumpimito dam, it is a hydroelectric that retains part of the Cupatitzio River, as well as wastewater discharges from the city of Uruapan. Sites 9 and 10 are tourist places, the Santa Barbara River is born and its waters form a wetland with a wooded landscape. Site 11 is located in the Tzararacua waterfall, the water is somewhat cloudy with a brown hue and a slight unpleasant odor, at this point the river is between 9 and 12 m wide and 1.5 deep.

Site 12 is located in the Matanguarán dam, part of its waters pass into a channel (sites 13 and 16) to later be used in another hydroelectric. Site 14 is a runoff of water that comes from the top of a hill where the sanitary landfill of the city of Uruapan is located.

Site 15 (Barranca Honda) is an area with a steep slope ($> 40\%$), despite the agricultural practices of avocado production, this facilitates the dragging of nutrients into the river. Sites 17 and 18 belong to the Jicalán River, this is a tributary of the Cupatitzio River, its waters come together right at the dam of the same name. Site 19 is a small dam that

channels water from the river into an irrigation canal. Site 20 is the end of the Cupatitzio River to give rise to the El Marquez River, the speed of the river is strong and with an average depth of 2.5 m and a width of 5 m, the water is clearer than in the middle basin but not more than in the upper basin.

Physical and chemical parameters and trace elements

Eight physico-chemical parameters (PFQ) were determined in the field for each site, a Hidrolab model DS5 multisensor was used, this equipment is robust and has eight sensors which are calibrated individually: temperature (T), hydrogen potential (pH), electric conductivity (CE), total dissolved solids (SDT), chlorides (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrates (NO₃⁻) and dissolved oxygen (OD). Subsequently, a two-liter sample was taken to analyze in the laboratory based on the indications of each corresponding standard: alkalinity (Alc) (NMX-AA-036-SCFI-2001, 2001); total hardness (Dur) (NMX-AA-072-SCFI-2001, 2001); total phosphorus (P) (NMX-AA-029-SCFI-2001, 2001); total suspended solids (SST) (NMX-AA-034-SCFI-2015, 2015); chemical oxygen demand (COD) (NMX-AA-030-2-SCFI-2011, 2011), and biological oxygen demand for five days (BOD₅) (NMX-AA-028-SCFI-2001, 2001). In addition, 31 trace elements (TE) were determined through inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-Masas) (the equipment used belongs to the Applied Geology Laboratory of the Faculty of Engineering at the Autonomous University of San Luis Potosí). these were: Li, B, Al, P, Sc, Ti, V, Cr, Mn,

Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Mo, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, I, Ba, Hg, Tl, Pb and U. It is worth mentioning that for the second sampling session (dry season), the trace element analysis was not performed; furthermore, it was not possible to evaluate SSs 7 and 8 (Zumpimito dam) and 14 (Matangarán leachates), due to the lack of runoff water.

Evaluation of pollutants found in the water and quality indices

The permissible limits of water pollutants (PLWP) for human use and consumption were evaluated based on two Mexican standards CE-CCA-001 (1989) and NOM-127-SSA1 (1994).

From the PFQ (physic-chemical parameters), three indices were calculated: water quality index (WQI), Conesa and Fernández (1993) (Equation (1)); pollution index (COI), by Backman, Bodiš, Lahermo, Rapant and Tarvainen (1998) (Equation (2)); and the Canadian Council of Ministers of the Environment, Water Quality Index (*CCMEWQI*) (Davies, 2006) (Equation (3)):

$$ICA = \sum_1^n (w * i) / \sum_1^n W \quad (1)$$

Where n is the n th parameter of each sampling station; w is the weight assigned to each parameter; i are the Values assigned to each observation pursuant to the intervals according to w . The measurement

ranges of this index can take values between 0 and 100, with zero being indicative of the lowest quality and one hundred being excellent quality.

$$ICON = \sum_1^n \left(\frac{ob}{lim} \right) - 1 \quad (2)$$

Where n is the n th observation of the sampling station, ob is the numerical value of each observation, lim is the limit prescribed by the quality standard for each parameter (PLWP) given in mg/l. This index may take values greater or less than zero, being the negative values an indicator of the best quality or less pollution.

$$CCMEWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.732} \right) \quad (3)$$

Where:

$F1 = \left(\frac{npf}{np} \right) * 100$: it is the number of parameter beyond the permissible limit (npf) according to the pertinent standard, over the number of parameters evaluated (np), multiplied by 100.

$F2 = \left(\frac{nof}{not} \right) * 100$: total number of observations beyond the permissible limit (nof) according to the pertinent standards, over the total number of observations (not) multiplied by 100.

$F3 = \left(\frac{\sum_1^{not} \left(\frac{of}{lim} \right) - 1}{not} \right)$: addition of the ratio divided by the observation that fails to comply with the permissible limit (of) over the permissible limit (*lim*) minus 1. This quantity over the total number of observations (*not*). This index may take values among 0 and 100, zero as an indicator of the lowest quality and one hundred indicating excellent quality.

Statistical analysis

The results were processed and analyzed with R-software (Chambers & Colleagues, 2023), calculating: Correlation matrix, principal component analysis and agglomerative hierarchical clustering.

Digital cartography and spatial analysis

Using the free QGIS software (QGIS Development Team, 2014), maps of the use of land and vegetation (USV) were created. This process was carried out through Congedo's semi-automatic classification plugin (Congedo, 2016), for which data from the remote sensors of 7 and 8 Landsat, from the 1997, 2009 and 2016 periods, was used, with 30 m accuracy (USGS, 2016), addition to the digital elevation model to enhance map accuracy (Cruz-Cárdenas *et al.*, 2010). A total of 863 459 points were grouped in the following classes: Pine-oak forest (BPE), secondary vegetation (VS), agriculture (CU), populated area (ZP). The Mahalanobis distance algorithm was used due to its great accuracy of up to 94.27 %

(Singh, Singh, & Vásquez, 1997). Subsequently, the three indices were mapped in order to analyze the spatial distribution of water quality.

Results

The results for the PFQ and ET for M1 and M2 are completely shown on Table 2.1, Table 2.2 and Table 2.3. Then, Table 3 shows the series of parameters found beyond the PLWP prescribed by the aforementioned domestic standards. Said table presents the average value of each parameter, minimum, maximum, PLWP value, and the stations found beyond these limits.

Table 2.1. Physical and chemical parameters for sample 1 rain season (August 2016).

Sampling 1 (rainy season, August 2016)														
SS	T	EC	pH	TDS	Cl	NH4	NO3	OD	Alk	Hard	P	COD	BOD	TSS
1	16.13	140	7.02	70.7	24.37	0.585	2.22	10	70	38.45	0.74	2	1.885	18.56
2	16.02	131.6	7.28	66.46	33.93	0.57	2.48	10.4	62	42.29	0.68	46	4.265	40
3	16.25	147.7	7.68	74.59	27.3	0.525	3.29	11	64	42.29	0.73	46	4.68	33.34
4	16.39	161.6	7.81	81.61	42.24	0.58	3.32	11	62	38.45	0.81	46	2.815	31.67
5	16.56	164	7.83	82.82	34.39	0.6	3.16	11.2	64	49.98	0.77	49	1.52	27.69
6	17.34	185.6	7.8	93.73	49.01	0.96	5.8	10.1	74	49.98	0.76	44	4.5	43.33
7	21.37	362.7	7.55	183.1	84.35	8.775	15.53	9.2	162	61.52	1.36	105	5.45	50
8	17.57	108.3	7.73	54.69	50.01	1.09	20.5	10.4	86	53.83	2.57	78	4.715	35.71
9	16.09	131.7	6.44	66.51	18.9	0.435	4.22	5.9	148	49.98	0.69	38	3.38	35
10	21.26	160.5	8.48	81.06	29.02	0.62	5.63	9.4	62	46.14	1.18	78	4.045	45
11	19.08	217	7.91	109.5	18.95	1.71	2.38	5.7	75.9	61.52	0.88	43	5	25.77
12	19.57	215.8	7.38	108.9	51.31	1.2	7.34	7.3	78	49.98	0.75	27	4.13	7.18
13	19.11	219.4	7.53	110.8	50.09	1.82	8.29	10.4	78	49.98	0.92	25	4.47	35.71
14	20.88	1.7	8.43	0.85	532.2	100.16	14.95	2.5	NA	NA	2.83	590	1.32	200
15	25.12	208.3	8.07	105.2	14.13	0.93	1.82	10.2	72	49.98	0.86	69	2.9	584
16	20.93	209.6	8.21	105.8	14.72	0.965	2.36	8.8	12	61.52	0.96	75	2.78	202
17	23.45	199.4	7.62	100.7	8.09	0.75	1.41	9.5	72	57.67	0.86	62	2.695	142
18	22.92	188.3	8.09	95.1	4.96	0.69	0.8	10.5	80	57.675	0.73	97	4.555	102
19	21.11	207.6	8.13	104.8	13.25	0.86	2.25	10.1	83.9	42.29	0.88	22	4.215	118
20	27.5	209.6	8.28	105.8	10.1	0.99	1.41	11	98	57.67	0.72	22	3.91	110

Table 2.2. Trace elements for M1.

SS	Li	B	Al	P	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As
1	5.48	12.9	25.21	155.9	6.04	4.59	21.53	1	1.46	38.37	0.01	0.01	4.21	14.58	0.04
2	4.31	8.62	0.01	130.3	6.11	3.98	20.92	1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
3	4.83	15.57	75.9	189.65	7.53	7.53	23.34	0.37	7.54	73.52	0.01	0.01	22.87	94.32	0.19
4	4.51	13.79	95.03	212.7	7.05	8.68	23.18	0.66	13.18	263.45	0.01	0.01	5.93	64.87	0.4
5	4.61	17.35	82.06	354.55	6.25	6.63	21.56	0.01	8.33	72.46	0.01	0.01	5.3	54.74	0.01
6	4.32	16.53	136.55	449.85	7.46	9.9	22.11	0.28	16.7	124.95	0.01	0.01	3.88	69.36	0.33
7	1.36	85.04	570.1	1491	3.2	17.48	6.04	0.14	216.9	1147	0.49	0.71	5.49	24.57	0.36
8	2.69	8.06	217.3	142.4	6.49	9.52	21.14	0.14	73.66	150.9	0.01	0.01	2.9	11.84	0.01
9	2.56	8.01	116.05	805.95	6.45	11.51	18.57	0.86	8.05	214.75	0.01	0.08	2.84	133.8	0.37
10	3.86	8.92	48.28	264.3	7.44	5.98	21.61	0.16	0.95	45.63	0.01	0.01	4.08	9.72	0.24
11	3.22	17.36	265.75	417	6.34	13.73	21.24	0.78	426.65	474.86	0.61	1.8	2.95	16.68	1.02
12	3.16	16.13	370.45	364.35	6.02	16.27	17.99	0.01	36.87	332.21	0.01	0.04	3.62	10.86	0.36
13	3.02	20.81	53.29	610	6.79	15.42	19.97	0.55	70.82	594.11	0.05	0.38	11.31	93.7	0.08
14	0.82	494	271.75	1592.5	5.87	70.56	27.46	47.25	607.2	3367.76	9.34	21.51	31.16	68.09	6.26
15	2.91	26.16	185.55	263.75	7.02	11.5	17.13	0.19	24.34	230.76	0.01	0.01	6.49	24.5	0.14
16	2.31	18.11	143.65	269	7.05	9.49	17.88	0.11	17.74	186.01	0.01	0.01	4.75	8.58	0.53
17	0.98	15.57	207.1	115.15	5.75	6.52	8.75	8.86	57.66	583.56	0.01	1.21	1.66	22.6	0.01
18	0.29	11.99	219.75	172.65	6.7	8.17	6.38	0.01	37.03	176.76	0.01	0.1	3.16	431.3	0.02
19	1.31	15.38	489.3	302.15	6.89	16.37	13.6	0.01	76.53	423.36	0.05	0.18	5.08	26.0	0.01
20	1.82	11.21	481	175.7	6.42	7.25	15.29	0.04	27.28	324.46	0.01	0.36	5.18	10.6	0.24

Table 2.3. Physical and chemical parameters for sample 2 dry season (May 2017).

Sampling 2 (Dry season May 2017)														
SS	T	EC	pH	TDS	Cl	NH4	NO3	OD	Alk	Har	P	COD	BOD	TSS
1	17.1	148	7.52	74	24.09	0.16	36.83	5.6	30.15	49.99	0.51	0	1.3	0.66
2	16.3	164	7.53	82	23.7	0.08	23.87	9.15	31.5	46.14	0.41	0	1.2	0.9
3	16.3	153	7.94	76	23.62	0.06	25.84	9.42	31.5	57.68	0.43	0	1	1.3
4	16.3	164	7.79	82	36.75	2.59	36.46	8.85	31.5	46.14	0.71	0	0.97	1.5
5	26.4	166	7.8	83	24.59	0.24	29.06	9.6	32.85	49.99	0.42	35	15.89	0.8
6	16.6	199	8.13	99	24.15	0.15	35.1	9.2	36	48.06	1.69	55	12.85	30.8
7	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
8	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
9	22	155	6.81	77	24.22	0.15	67.69	7.67	28.35	42.3	0.48	33	9.17	5.14
10	21.7	349	6.39	175	26.26	0.54	28.6	13.1	32.4	38.45	0.4	30	9	5.3
11	19.3	206	7.99	102	24.05	0.11	21.27	11.5	39.15	57.68	0.59	45	14.39	3.2
12	27.4	340	6.38	170	25.73	0.43	32.8	0.74	80.1	111.51	0.62	31	9	6
13	26.3	217	6.64	108	26.69	0.61	8.64	4.83	41.4	61.52	0.58	36	10.25	31.2
14	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
15	20.57	166.6	6.69	75.58	44.15	2.73	21.62	4.52	26.44	39.79	0.55	44	9.3	5.1
16	22.6	177	7.05	84	24.27	0.13	18.65	5.67	42.3	57.68	0.51	76	10.15	3.2
17	25	243	6.57	120	28.17	0.88	21.18	3.9	40.05	61.52	0.52	39.67	14.96	2
18	28.6	235	6.51	117	24.62	0.19	8.44	5.5	54.45	65.37	0.27	32	9.75	2
19	20.4	200	6.74	100	26.35	0.52	38.63	6.8	36.9	61.52	0.53	52.5	13.35	5.6
20	29	380	7.1	254	28.86	1	21.69	5.81	86.4	80.75	0.53	21.33	14.08	9.6

Table 3. Parameters beyond the permissible limits in water for M1 and M2.

Variable	\bar{x}	Min	Max	permissible limit	sampling stations, outside of permissible limits
M1					
Cl	55.6	5	532.2	250	14
NH4	6.24	0.4	100.16	0.5	All except SS 9
NO3	5.46	0.8	20.5	5	6,7,8,10,12,13 y 14
DO	9.23	2.5	11.2	>4	14
P	1.03	0.7	2.83	0.1	All
COD	78.2	2	590	40	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 14, 15, 16, 17, 18
TSS	94.4	7.2	584	500	15
Al	0.2	0	0.57	0.02	All except SS 2
Fe	0.44	0	3.36	0.3	6, 11, 12, 13, 14, 17, 19, 20
P	0.43	0.2	1.59	0.1	All
M2					
NH4	0.62	0.1	2.73	0.5	4, 10, 13, 15, 17, 19, 20
NO3	28	8.4	67.69	5	All
DO	7.17	0.74	13.11	>4	12
P	0.57	0.3	1.69	0.1	All
COD	31.2	0	76	40	6, 11, 15, 16 y 19

DO= dissolved oxygen; COD= chemical oxygen demand; TSS= total soluble solids

Description of parameters for the rainy season (M1)

The temperature increased upon descending the watershed. This is considered normal behavior if the influence of the regional climate is taken into account. Electrical conductivity, pH and total dissolved solids similarly increased as there was a decrease in the basin and no site exceeded the PLWP. This is due to an accumulation of salts due to the physicochemical interaction with rocks and sediments along the river (Carreño-de-León, Zarazúa-Ortega, Fall, Ávila-Pérez, & Tejeda-Vega, 2018); the average of these parameters was 178.52, 7.76 and 90.15, respectively. Similarly, the pH increased upon descending the watershed and no station exceeded the PLWP; in general, a pH close to neutral was found. SDT and CE kept around the average of 178.52 mS/cm and 90.16 mg L⁻¹ respectively; therefore, they were observed far below the PLWP. The Cl⁻ only surpassed the PLWP in SS 14. The ammonium ion exceeded the PLWP in all the sampling stations except for SS 9 (Santa Bárbara spring), the nitrates showed their highest concentration in the middle watershed and lower values in the upper and lower part of the watershed. The oxygen presented values over 4 mg l⁻¹ except at SS 14, where it just presented 2.5 mg l⁻¹. Alkalinity, hardness and BOD₅ presented significantly low values with respect to PLWP. P and COD surpassed the limits in all the SS. The total suspended solids showed an increasing behavior upon descending the watershed, surpassing the PLWP only in SS 15 (Barranca Honda).

The trace elements in general showed significantly low values except for Al, Fe and P, which exceeded the PLWP. Al showed a tendency to increase upon descending the watershed, Fe appeared in higher concentrations in the middle and lower watershed. P, as expected, surpassed the PLWP in all the SS.

Description of parameters for the dry season (M2)

The temperature in M2 showed a variable behavior due to the variation in the volume of water in each zone. The pH showed values between 7 and 8 for the upper watershed, whereas in the middle and lower watershed the values had a neutral pH. The variables of EC, SDT and Cl⁻ presented near average values and far below the PLWP in most of the SS. The ammonium was fluctuant, surpassing the PLWP in seven of the SS. NO₃⁻ presented excessive high values in all the SS, surpassing in up to five times the mean in the rainy season. The OD presented lower values than the sampling in the rainy season; however, only in one SS was below the minimum limit (0.74 mg l⁻¹, Matangarán dam SS). The alkalinity and hardness parameters show their highest values at the middle watershed. It is worth mentioning that the alkalinity value reached half of the values obtained during the rainy season, whereas the hardness remained very similar in both seasons. The P showed again a high concentration and surpassed the PLWP in all the SS. The COD presented lower values than M1; however, it also surpassed the PLWP for five SSs (La Pinera dam,

Tzararacua waterfall, over the river in Barranca Honda, and El Abrevadero dam). The SST had very low values with respect to the permissible limits.

Water Quality Index

The WQI for M1 had a range from 64 (SS 13) to 85 (SS 1) points. The lowest values were obtained in the middle watershed section (average = 72.8), whereas, in the upper watershed and in the lower watershed, the average values were 79.3 and 79.4, respectively. The WQI for M2 ranged from 54 (SS 12) to 87 (SS 2) points, obtaining low values in the middle and lower watershed (average = 66), whereas the average was 79 points at the upper watershed. Figure 2 shows the spatial distribution of the WQI results for M1 and WQI for M2.

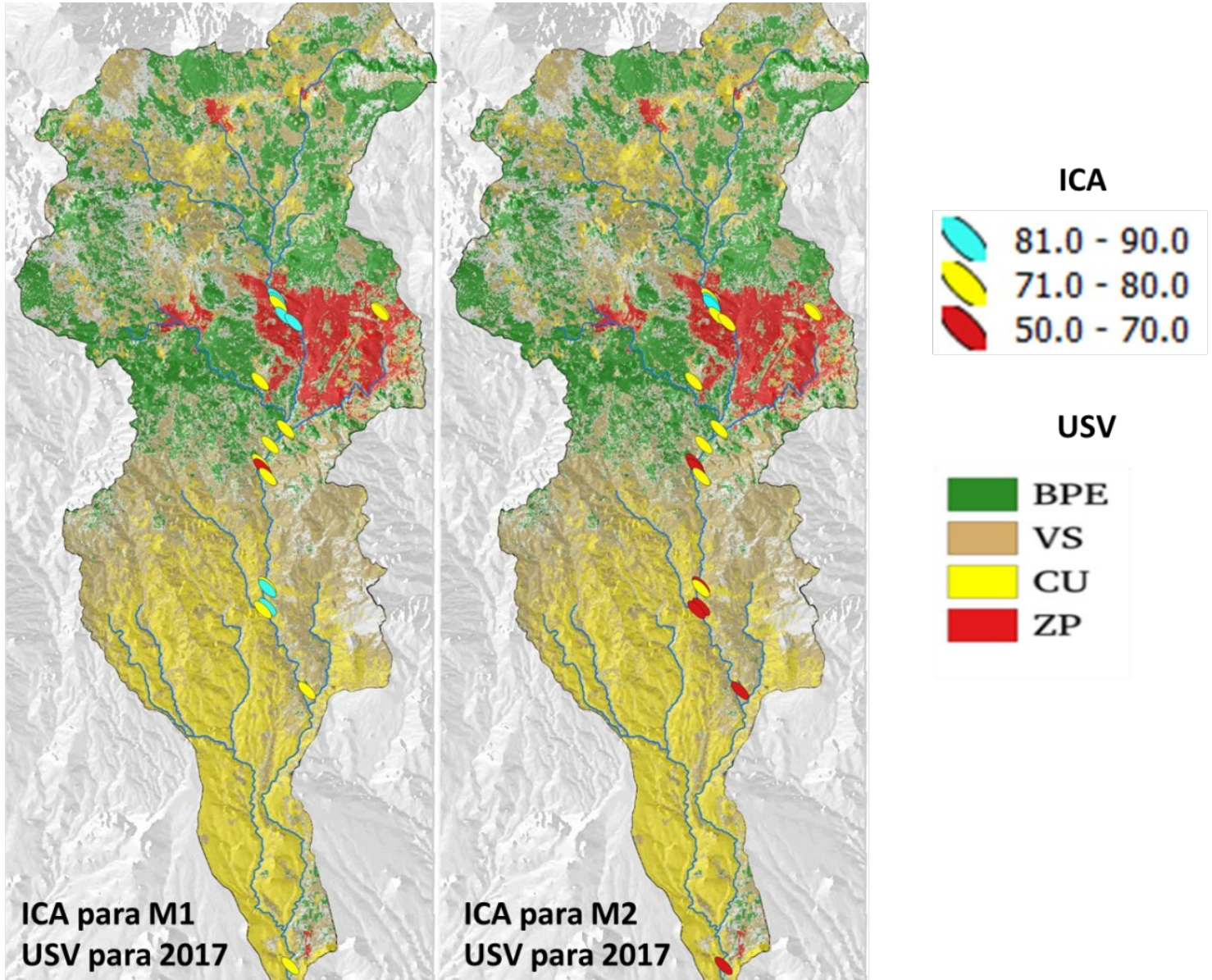


Figure 2. Water Quality Index (WQI) in color scale over the use of land and vegetation map (USV) of the Cupatitzio river watershed (M1 and M2).

Pollution Index

The COI for M1 had a station with moderate pollution, between zero and three points (SS 13), and three stations with high pollution degree (SS 7, SS 8 and SS 14), above three points.

For the COI of M2, three SS were obtained with moderate pollution (SS 12, SS 15 and SS 19), and two seriously polluted stations (SS 4 and SS 9).

The EMs that are not mentioned in both samplings represent low pollution index zones, obtaining values below zero. Figure 3 shows the COI map for the sampling periods.

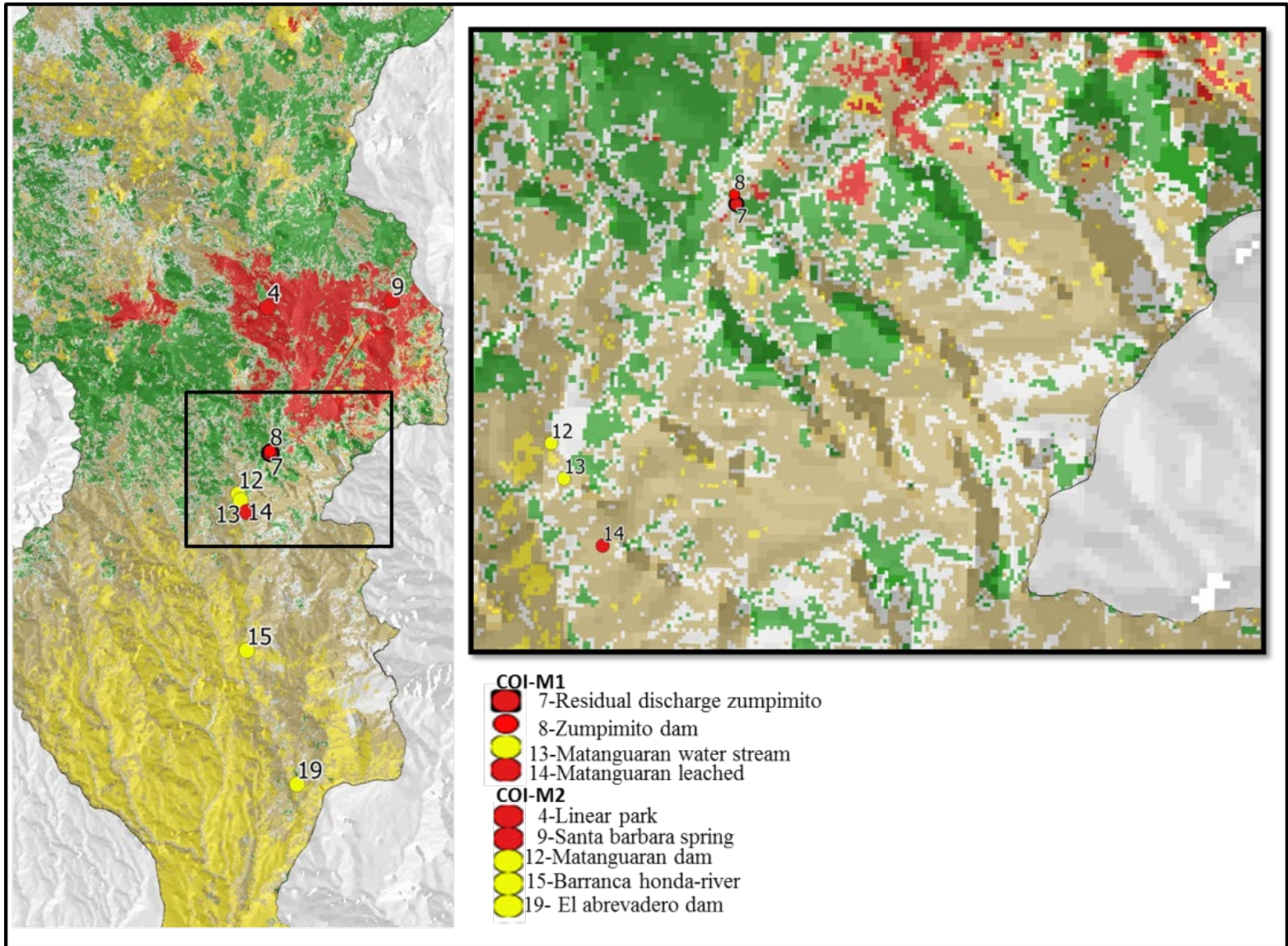


Figure 3. Map of pollution index for M1 and M2, the moderate pollution sampling stations are shown in yellow and seriously polluted stations are shown in red.

Canadian Index CCME WQI

For M1, the quality of the whole body of water was evaluated, obtaining 55 of 100 points, which represents poor quality. The result differs from that obtained with WQI index, since if all the sites are weighted 78 points of 100 are obtained (good quality). However, it is easy to understand the result of the CCME WQI if we observe and compare among themselves the factors $F1 = 36.36$, $F2 = 21.36$ and $F3 = 65.96$: where the first is the PFQ quality beyond the PLWP (7 of 14), the second is the frequency with which said limits are breached (63 of 300). Finally, F3 indicates how much the limit values are surpassed; for instance, the phosphorus limit was exceeded 10 times, 12 times for ammonium and 1.9 for COD. Evidently, F3 had the highest value, in other words, a low quality score was obtained due to the high concentrations mainly of phosphorus and ammonium.

For M2, 66 points were obtained, which is an indicator of fair quality, observing the factors $F1 = 27.7$, $F2 = 21.92$ and $F3 = 47.54$. It may be stated that the greatest impact on water quality is given by the amounts of the pollutants as occurred in M1. However, the Canadian index this time shows better quality than in the rainy season, mainly due to the decrease of factor F1, which corresponds to a lower PFQ number beyond the standards (4 of 14).

Relationship of parameters of the first and second sampling

Calculating the correlation matrix for sample one (MC-1), there was obtained that the highest coefficients were ($r > 0.7$): Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , P and COD (Figure 4). It is worth mentioning that these parameters are the same presented beyond the PLWP, this may indicate that they have a common source.

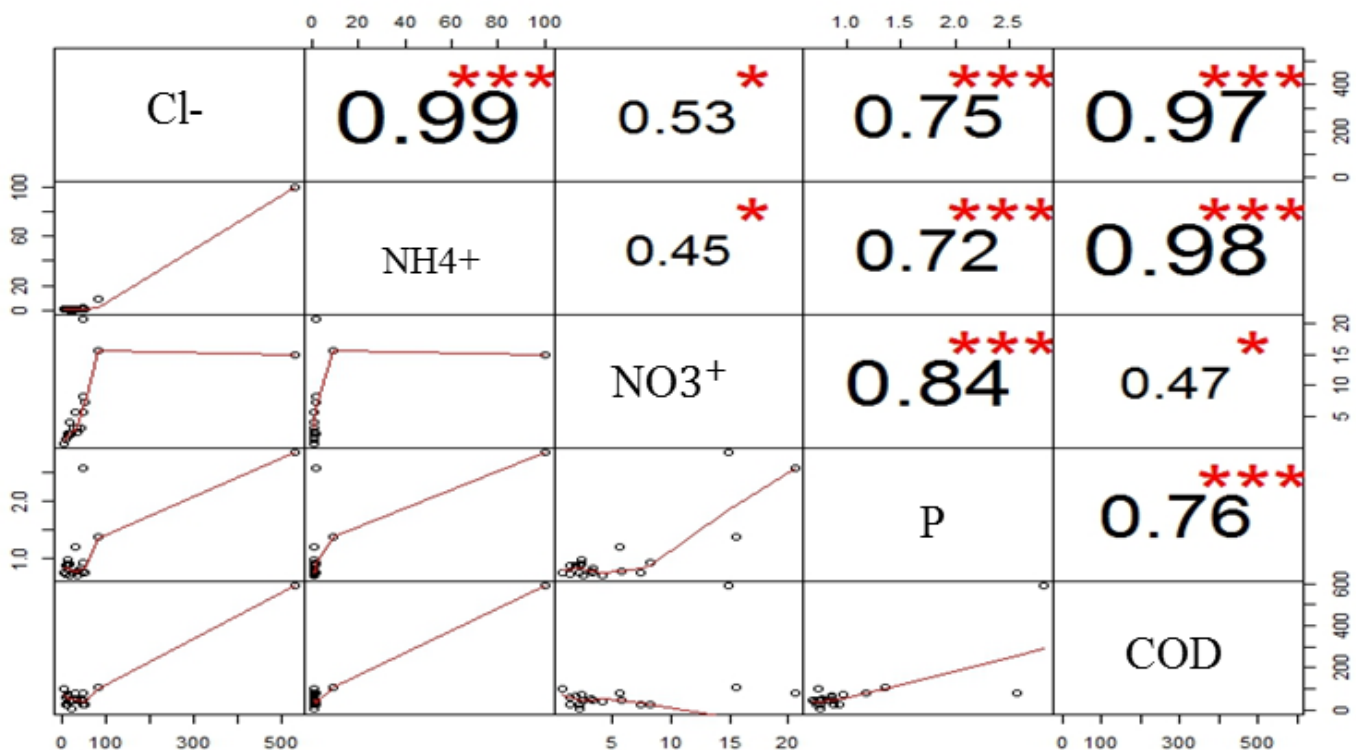


Figure 4. Correlation Matrix MC-1, The PFQ are shown with a Pearson's correlation coefficient greater than 0.7 for the first sample.

For sampling two, the correlation matrix (MC-2) showed that the PFQ correlated to $r > 0.7$ were TDS, Cl⁻, NH₄⁺, Alc, Dur, COD (Figure 5). In contrast to MC-1, the dry season parameters had a lower correlation among themselves and do not coincide with the parameters beyond the PLWP.

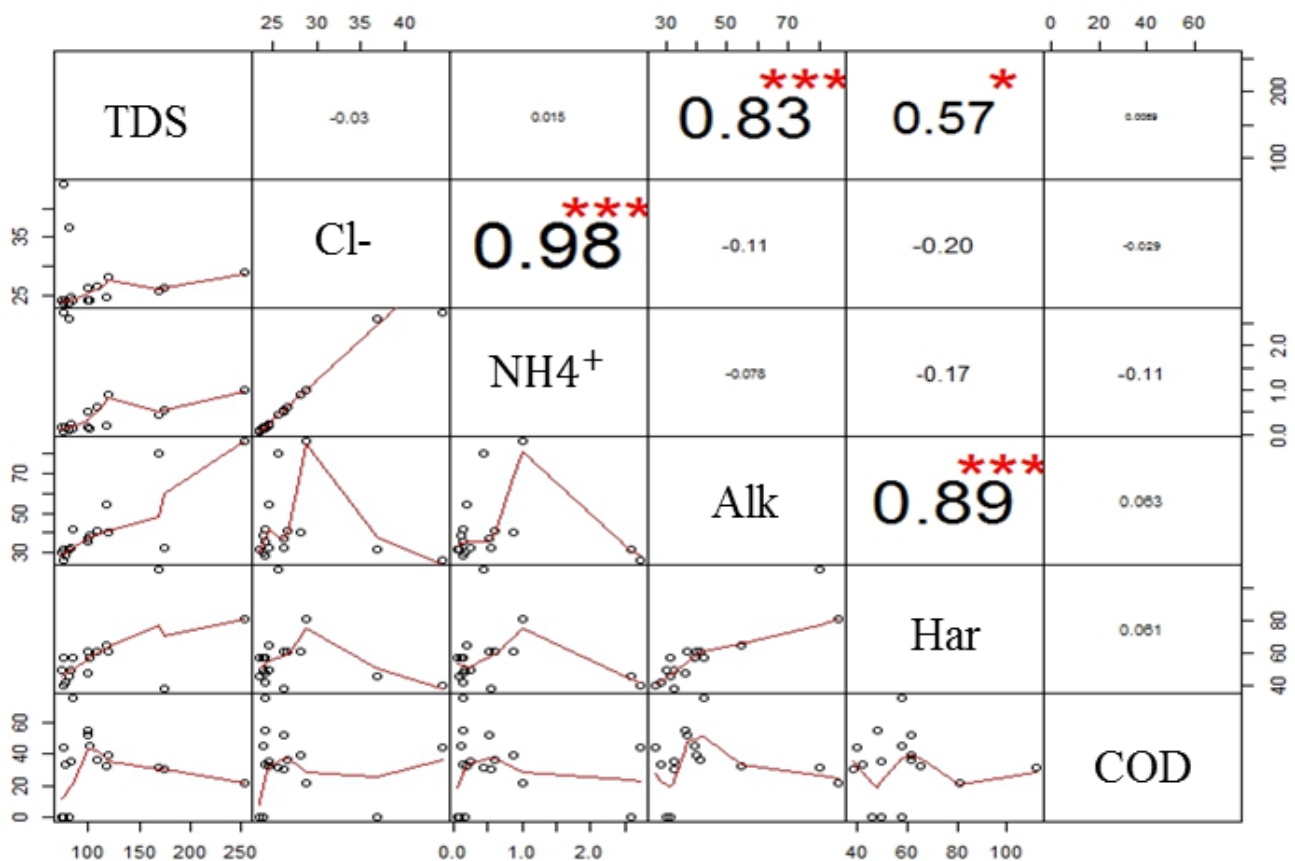


Figure 5. Correlation Matrix MC-2, the PFQ are shown with a Pearson's correlation coefficient greater than 0.7 for the second sample.

Principal Component Analysis (PCA)

The PCA was applied to the data matrix of both samplings, obtaining 14 principal components (CP) given the 14 original variables. Of these 14 CP, the first seven were taken to perform the Cluster analysis, since they form 94 % of the variation of the original data (Table 4).

Table 4. Summary of the principal components for the physical and chemical parameter data of sampling one and two.

PC	Standard deviation	Proportion of Variance	Cumulative proportion
Rainy season			
1	2.279	0.371	0.371
2	1.651	0.195	0.566
3	1.542	0.170	0.736
4	1.011	0.073	0.809
5	0.919	0.060	0.869
6	0.742	0.039	0.908
7	0.693	0.034	0.943
8	0.664	0.031	0.974
9	0.485	0.017	0.991
10	0.301	0.006	0.997
11	0.154	0.002	0.999
12	0.106	0.001	1.000
13	0.020	0.000	1.000
14	0.000	0.000	1.000
Dry season			
1	2.203	0.347	0.347
2	1.515	0.164	0.511
3	1.418	0.144	0.654
4	1.212	0.105	0.759
5	1.067	0.081	0.841
6	0.973	0.068	0.908
7	0.806	0.046	0.955
8	0.577	0.024	0.978
9	0.329	0.008	0.986
10	0.310	0.007	0.993
11	0.253	0.005	0.998
12	0.129	0.001	0.999
13	0.124	0.001	1.000

Cluster analysis

The hierarchical cluster analysis technique was applied using Ward's method for both CP. The dendrograms for M1 and M2 (D1, D2) presented in Figure 6 and Figure 7 show the clustering or cluster (CL) of SSs based on the Euclidean distance between their data.

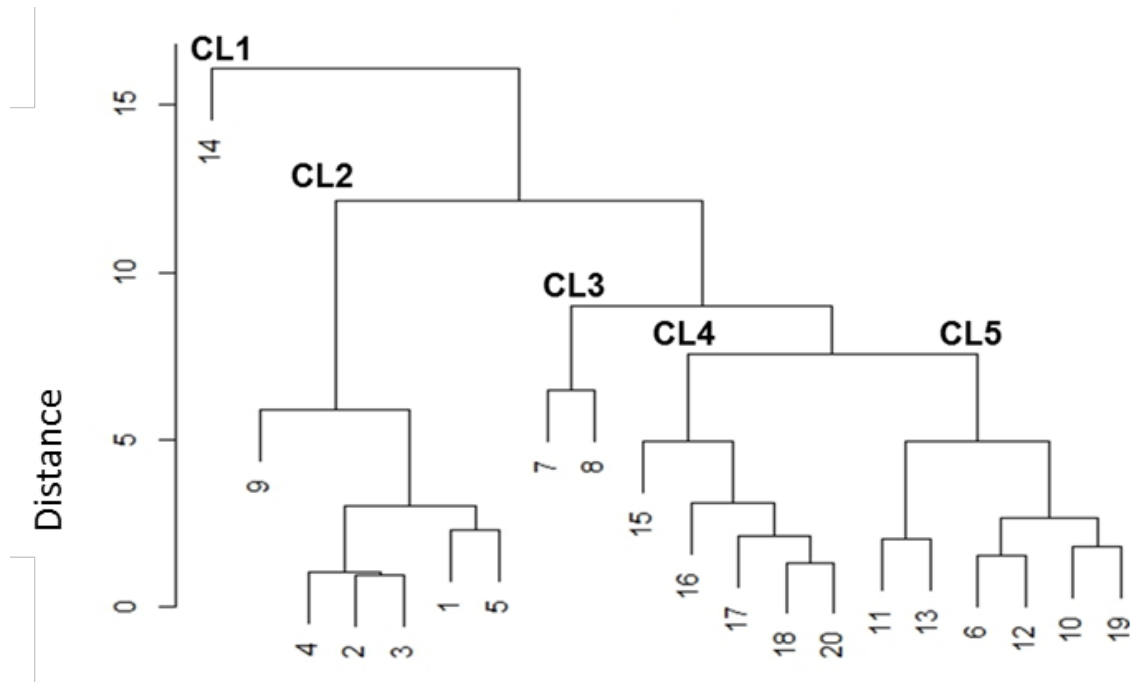


Figure 6. Dendrogram D1 for M1.

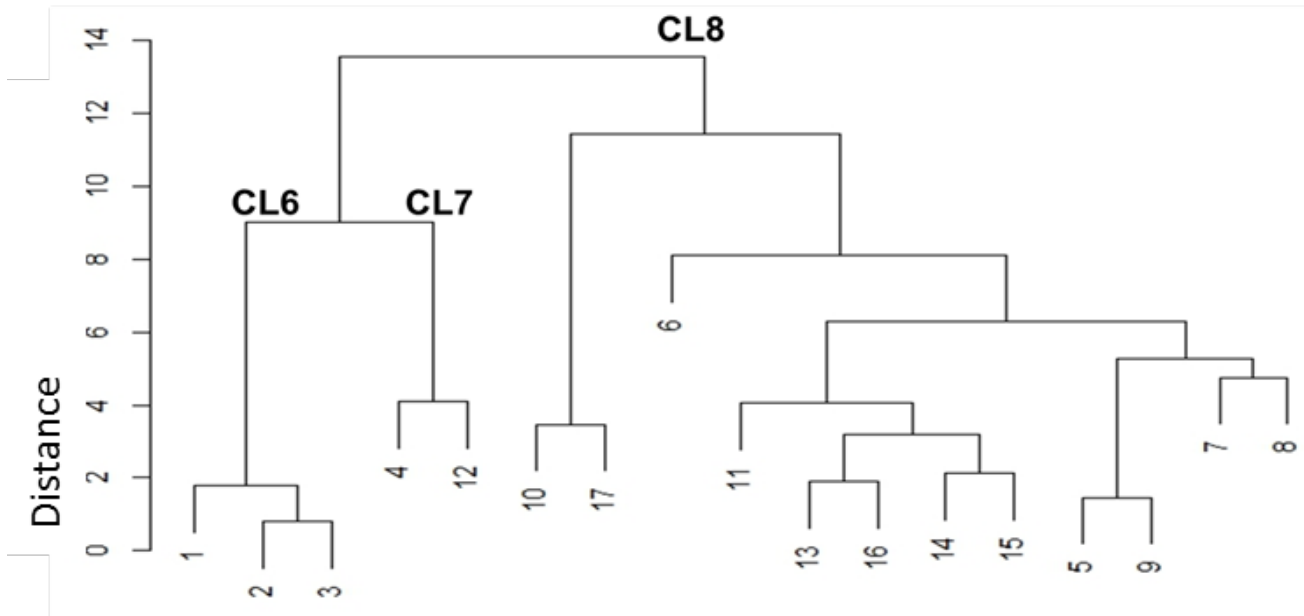


Figure 7. Dendrogram D2 for M2.

For D1, the SS 14 CL1 forms a single cluster given its unique characteristics. It is worth bearing in mind that this SS belongs to the middle watershed and has the highest COI for M1. CL3 covers the SSs located at Zumpimito dam, which represents the second highest COI. CL2 relates the SS of the upper watershed whereas CL4 groups all the SSs belonging to the lower watershed section. It must be mentioned that in these last two clusters there was found good water quality and high contents of OD. Finally, CL5 groups the SSs belonging to reservoirs and present the lowest levels of OD; therefore, there is a relation between reservoirs, poor quality, scarce OD and the middle watershed zone.

CL6 mainly shows the SSs of the upper watershed, but it has no similarity with another cluster, there is neither a comparison point between CL7 and CL8. In general, M2 does not represent patterns in the distribution of its parameters as observed in M1.

Discussion

In the first sampling, there was observed that not only did the parameters beyond the permissible limits show high correlations between themselves, but also maximum values in the same sampling stations (SS 7 and SS 14). This fact suggests that said pollutants have their highest impact on water quality due to the presence of wastewater discharges and leachates from the landfill of the city of Uruapan. This would also explain the presence of trace elements such as Fe and B, which derive from industrial discharges, wastewater, paintings, textiles, varnishes and electronic pieces (Hassan, Rahman, Saha, & Kamal, 2015; Velázquez, Pimentel, & Ortega, 2011). Furthermore, the aluminum and its tendency to accumulate in the lower region of the watershed is attributed to the high use of pesticides applied in avocado orchards, as reported by Bravo *et al.* (2009), highlighting aluminum phosphide to control *Dendroctonus mexicanus*. This would explain the large amounts of Al and P found in the body of water.

Even though the greatest part of pollutants derived at least partially from wastewater, the parameters NH_4^+ , NO_3^- , P and COD surpass the PLWP in sites that have not been impacted with said discharges (for

example, Rodilla del Diablo spring in the upper part of the watershed). This is related to agriculture in the highest parts of the watershed and infiltration of nutrients into the aquifer, as suggested (De-Miguel-Fernandez & Vázquez-Taset, 2006).

As the basin descends, the accumulation of residual waters and the increase of nitrogenous substances is noticeable mainly in the decrease of dissolved oxygen and the increase in the chemical and biological demand for oxygen. For example, SS 11 has the highest biological oxygen demand and the second lowest oxygen value. This behavior is related to the biochemical processes of nitrification and denitrification carried out by nitrosomonas bacteria and nitrobacteria, respectively (De-Miguel-Fernandez & Vázquez-Taset, 2006; Torres-Bojorges, Hernández-Razo, Fausto-Urquieta, & Zurita-Martínez, 2017).

The COD, for example, is an indicator of the presence of biodegradable or oxidizable matter (NMX-AA-030-2-SCFI-2011, 2011); therefore, the oxidation of ammonium may contribute to oxygen demand, since it is a natural process in bodies of water (Bednarek, Szklarek, & Zalewski, 2014) and this would explain the high chemical oxygen demand found in sites with no wastewater impact.

The parameter related to the best water quality was dissolved oxygen, since the SSs with the highest quality according to the WQI are those whose oxygen concentration was higher. These same SSs were grouped in the cluster analysis (CI2 and CI4). While the reservoirs grouped in CI3 and CI5 are the SSs with lower quality and with lower levels of dissolved oxygen. It should be noted that in these SSs there is the

presence of water hyacinth covering most of the surface of the reservoir, this represents a physical barrier that limits the penetration of oxygen into the water (Carrión *et al.*, 2012). Related to the above Sharma, Meher, Kumar, Gautam and Mishra (2014) analyzed the quality of the Ganges river, India, correlating the WQI values with the PFQs; finding a correlation of 47 % between OD and WQI, which may indicate that there is a similar behavior for this case study. This reaction shows the importance of the presence of dissolved oxygen for the oxidation of contaminants, such as NH_4^+ , which will be oxidized to NO_3^- if there is sufficient dissolved oxygen. It should be mentioned that the nitrate ion is the most stable form of nitrogen and to which it tends to all the nitrogenous substances and that the reduction of NH_4^+ also has consumption of carbonates that are found in their hydrolyzed form as carbonic acid, this consumption of HCO_3^- represents a decrease in alkalinity and therefore in the pH; behavior that was observed in the middle basin in De-Miguel-Fernandez and Vázquez-Taset (2006); Pacheco-Ávila, Pat-Canul and Cabrera-Sansores (2002), and this condition was reflected in the results of SS1 (Murillo, Aguilla, Hernández, & Díaz, 2014).

For M2, the values of NH_4^+ and P were reduced by approximately 30 % compared to M1, this may be related to the absence of surface runoff, that is, the dragging of nutrients and agrochemicals from agricultural soils, in addition to runoff from the landfill (SS 14).

On the contrary, NO_3^- increased up to eight times its concentration in comparison with M1. In general, the high concentrations of nitrates in

the river may be due to three situations: the first is the change of use of land, since Espinal *et al.* (2013) relates the increase of population density and the intensification of agricultural practices to the eutrophication of the bodies of water. Figure 8 shows that this is due to the 4 % annual increase in the area of human settlements in the watershed, while forest areas are decreasing 2 % annually, thus coinciding with the reports of the National Commission of Natural Areas Protected (CNANP, 2006).

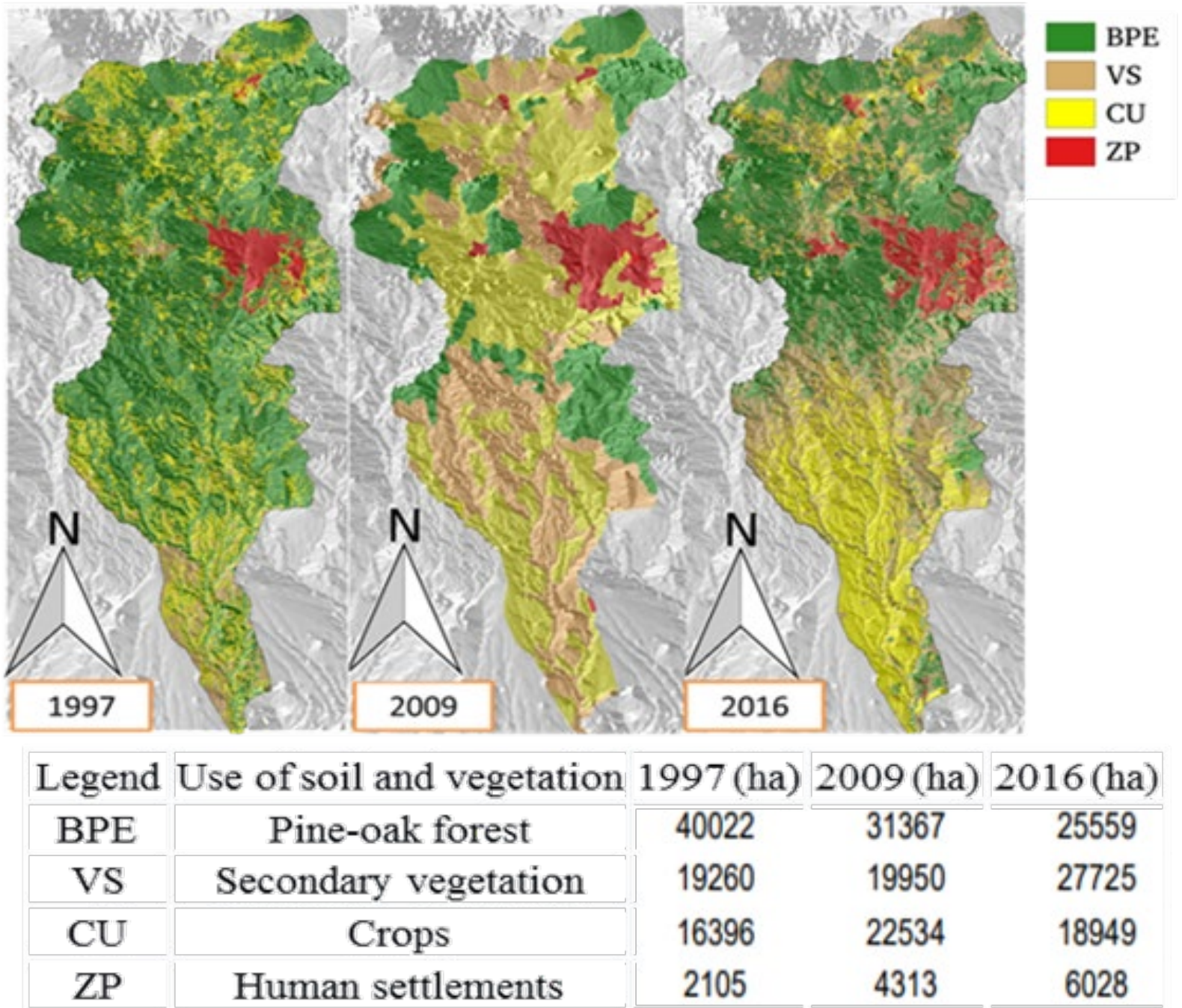


Figure 8. Cupatitzio river watershed use of land and vegetation maps for the years 1997, 2009 and 2016.

Another reason for the increase in nitrates is nitrification, that is, oxidation of ammonium to nitrites, later to nitrates, and the increase in groundwater and surface water, due to the infiltration of nutrients from agricultural soils (Rudolph, 2015) and as would be happening in SS 1 (Rodilla del Diablo spring).

The third situation according to Bravo *et al.* (2009), the concentration of nitrates may be related to fertilization cycles and crop management in the watershed, which for the case of the avocado zone of Michoacán up to 1g L^{-1} of nitrates in leaches have been reported beyond root reach in avocado orchards; these nutrients may infiltrate the aquifer and accumulate.

Espinal *et al.* (2013), and López-Hernández, Ramos-Espinosa and Carranza-Fraser (2007) consider that the studies using more than one ecological evaluation metric or technique are more effective in analyzing data. For this reason, three indices were used with the following advantages: The WQI index, in contrast to the others, allows to timely and independently evaluate each sampling station, thereby highlighting the best quality at the sides of the watershed. The pollution index COI, even though it also presents a score per SS, was able to emphatically indicate the seriously polluted stations that the WQI could not identify, for instance: SS 14 had 75/100 points for the WQI, considered fair quality, whereas for the COI it obtained 219, which shows that this SS is seriously polluted. The Canadian index CCMEWQI, even when it granted a single quality value to the whole body ($M1 = 55$ and $M2 = 66$ points), retrieved

unique information through its three factors (F1, F2 and F3), specifying that the high concentration of phosphorous and nitrogenous substances was the main cause of water quality degradation. Lastly, it may be stated that the statistical techniques used are environmental metrics broadly used in water quality and spatial distribution studies (Juahir *et al.*, 2011) and they contributed two important points of analysis: the first was the correlation between physical and chemical parameters through a correlation matrix, subsequently said correlation was eliminated through a principal component analysis to finally analyze the relation between sampling stations with the clustering technique. Liu, Shen and Chen (2018a), and Mainali and Chang (2018) coincide with this study in the use of statistical techniques along with a use of land analysis through remote sensors to understand the distribution of water quality, as well as the origin of the pollutants.

Conclusions

The water of Cupatitzio River is unfit for human use and consumption due to its poor quality, mainly resulting from the high levels of phosphorus, ammonium, nitrates, Iron and aluminum in all the sites evaluated, during the rainy and dry seasons. These pollutants surpass the limits taking into account standard CE-CCA-001 (1989); therefore, it is unfit for human consumption.

Based on the water quality indices, it may be concluded that Cupatitzio River has fair quality water due to its high concentrations of pollutants.

The strong impact on water quality in the middle watershed is due to the discharge of wastewater and leachates from the landfill of the city of Uruapan. These sources contribute more than 70 % of the nitrogenous substances and 50 % of the total phosphorus; the rest is originated from the surface runoff.

The greatest impact on the lower watershed is due to the avocado agricultural zone, where there is observed the accumulation of Al which, according to the background, derives from aluminum phosphide pesticides largely applied in avocado orchards.

The presence of reservoirs was associated with poor water quality and low dissolved oxygen levels, which is an indicator of eutrophication of the body of water. However, this is not a permanent state, therefore, corrective and strategic actions may be taken to recover the water quality of Cupatitzio River.

Acknowledgments

This work was carried out thanks to the financing of the Council National Science and Technology, project key 266025. We thank the Instituto Politécnico Nacional, Michoacán unit, for providing the facilities and materials for the chemical analysis. Thanks also to Dr. J. Alfredo Ramos for his support and contribution to the present work.

References

- Abbaspour, K. C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., & Kløve, B. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, 524, 733-752. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>
- Arain, M. B., Ullah, I., Niaz, A., Shah, N., Shah, A., Hussain, Z.,..., & Kazi, T. G. (2014). Evaluation of water quality parameters in drinking water of district Bannu, Pakistan: Multivariate study. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 3-4(2015), 114-123. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.12.005>
- Backman, B., Bodiš, D., Lahermo, P., Rapant, S., & Tarvainen, T. (1998). Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environmental Geology*, 36(1-2), 55-64. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s002540050320>
- Bednarek, A., Szklarek, S., & Zalewski, M. (2014). Nitrogen pollution removal from areas of intensive farming. Comparison of various denitrification biotechnologies. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(2), 132-141. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2014.01.005>
- Bravo, M., Sánchez, J., Vidales, J. A., Sáenz, J. T., Chávez, J. G., Madrigal, S., ... Venegas, E. (2009). *Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Pacífico Centro (primera). Uruapan, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Recovered from http://www.inifapcirne.gob.mx/Revistas/Archivos/libro_aguacate.pdf

- Carreño-de-León, C., Zarazúa-Ortega, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., & Tejeda-Vega, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1), 117-126. Recovered from <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.10>
- Carrión, C., León-Ponce-de, C., Cram, S., Sommer, I., Hernández, M., & Vanegas, C. (2012). Aprovechamiento potencial del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en Xochimilco para fitorremediación de metales. *Agrociencia*, 46(6), 609-620. Recovered from <http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v46n6/v46n6a7.pdf>
- CE-CCA-001. (1989). *Acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89*. Centro de Calidad Ambiental Expedición: Uninet. Recovered from https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989#gsc.tab=0
- Chambers, J., & Colleagues. (2023). *The R Project for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation. Recovered from <https://www.r-project.org/>
- CNANP, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2006). *Parque Nacional Barranca del Cupatitzio*. Recovered from https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/3_libro_pm.pdf
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Sistema de seguridad de presas*. Recovered from https://presas.conagua.gob.mx/inventario/hnombre_presa.aspx
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Estadísticas del agua en México*. Recovered from <http://www.conagua.gob.mx/conagua07/publicaciones/publicaciones/eam2014.pdf>
- Conesa, V., & Fernández, V. (1993). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental* (4ª ed.). Madrid, España: Ediciones Mundi-Prensa.

- Congedo, L. (2016). *Semi-automatic clasification. Rome. Software para la digitalización y prosesamiento de imágenes satelitales (1.7)*. Recovered from <https://plugins.qgis.org/plugins/SemiAutomaticClassificationPlugin/>
- Cruz-Cárdenas, G., Ortiz-Solorio, C. A., Ojeda-Trejo, E., Martínez-Montoya, J. F., Sotelo-Ruiz, E. D., & Licona-Vargas, A. L. (2010). Evaluation of four digital classifiers for automated cartography of local soil classes based on reflectance and elevation in Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 31(3), 665-679. Recovered from <https://doi.org/10.1080/01431160902894491>
- Davies, J.-M. (2006). Application and tests of the Canadian Water Quality Index for Assessing changes in water quality in lakes and rivers of Central North America. *Lake and Reservoir Management*, 22(4), 308-320. Recovered from <https://doi.org/10.1080/07438140609354365>
- De-Miguel-Fernandez, C., & Vázquez-Taset, Y. M. (2006). Origen de los nitratos (NO₃) y nitritos (NO₂) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. *Minería y Geología*. Recovered from <https://www.redalyc.org/pdf/2235/223517652002.pdf>
- Espinal, T., Sedeño, J. E., & López, E. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(3), 147-163.
- Hassan, M., Rahman, M. A. T. M. T., Saha, B., & Kamal, A. K. I. (2015). Status of Heavy metals in water and sediment of the Meghna River, Bangladesh. *American Journal of Environmental Sciences*, 11(6), 427-439. Recovered from <https://doi.org/10.3844/ajessp.2015.427.439>

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Portal de Información Geográfica-Conabio*. Recovered from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Juahir, H., Zain, S. M., Yusoff, M. K., Hanidza, T. I. T., Armi, A. S. M., Toriman, M. E., & Mokhtar, M. (2011). Spatial water quality assessment of Langat River Basin (Malaysia) using environmetric techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1-4), 625-641. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1411-x>
- Liu, J., Shen, Z., & Chen, L. (2018). Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*, 176, 51-63. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.006>
- Liu, W., Yang, H., Liu, Y., Kummu, M., Hoekstra, A. Y., Liu, J., & Schulin, R. (2018). Water resources conservation and nitrogen pollution reduction under global food trade and agricultural intensification. *Science of the Total Environment*, 633, 1591-1601. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.306>
- López-Hernández, M., Ramos-Espinosa, M. G., & Carranza-Fraser, J. (2007). Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica*, 17(1), 17-30. Recovered from <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v17s1/v17s1a3.pdf>
- Mainali, J., & Chang, H. (2018). Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. *Journal of Hydrology*, 564, 26-40. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.074>
- Murillo, M. R., Aguilla, M. E., Hernández, R., & Díaz, N. (2014). El perifiton de la subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México. *Biológicas*, 16(2), 1-12.

- Navia-Antezana, J. (2008). Servicios ambientales: una opción para el desarrollo sustentable en la cuenca del Cupatitzio, Michoacán. En: Paré, L., Robinson, D., & González, M. A. (coord.). *Gestión de cuencas y servicios ambientales perspectivas comunitarias y ciudadanas*. Vol. 1. (pp. 163-184). México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología; Itaca; Raíces Sendas, A. C.; WWF. Recovered from https://www.ccmss.org.mx/wp-content/uploads/Gestion_de_cuencas_y_servicios_ambientales._Perspectivas_comunitarias_y_ciudadanas.pdf
- 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)*. *Water analysis - Determination of the biochemical oxygen demand in natural, wastewaters (BOD₅) and wastewaters treated - Test method*. Recovered from <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2001/nmx-aa-028-scfi-2001.pdf>
- NMX-AA-029-SCFI-2001. (2001). *Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. Norma mexicana*. Recovered from <http://201.116.60.182/CONAGUA07/Noticias/NMX-AA-029-SCFI-2001.pdf>
- NMX-AA-030-2-SCFI-2011. (2011). *Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba - Parte 2 - Determinación del índice de la demanda química de oxígeno método de tubo sellado a pequeña escala*. Recovered from <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166775/NMX-AA-030-2-SCFI-2011.pdf>

- NMX-AA-034-SCFI-2015. (2015). *Norma mexicana NMX-AA-034-SCFI-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). Water analysis - measurement of salts and solids dissolved in natural water, wastewaters and treated wastewaters - Test method*. Recovered from <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>
- NMX-AA-036-SCFI-2001. (2001). *Análisis de agua - Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA-036-1980)*. Recovered from <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166776/NMX-AA-036-SCFI-2001.pdf>
- NMX-AA-072-SCFI-2001. (2001). *Análisis de agua - Determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA072-1981) water analysis - Determination of total hardness in natural, wastewaters and wastewaters treated - Test method*. Recovered from <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166788/NMX-AA-072-SCFI-2001.pdf>
- NOM-127-SSA1. (1994). *NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Recovered from https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4866379&fecha=18/01/1996#gsc.tab=0
- Ortega-Murillo, M., Díaz-Martínez, N., Alvarado-Villanueva, R., & Hernández-Morales, R. (2012). Fitoplancton de la región litoral del río Cupatitzio, Michoacán, México. *Biológicas*, 14(2), 57-66.

- Ouyang, W., Hao, F., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2010). Soil erosion and sediment yield and their relationships with vegetation cover in upper stream of the Yellow River. *Science of the Total Environment*, 409(2), 396-403. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.020>
- Pacheco-Ávila, J., Pat-Canul, R., & Cabrera-Sansores, A. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. *Ingeniería*, 6(3), 73-81.
- Pérez-Munguía, R.-M., Aguilera-Ríos, M., & Mora-Guerrero, J.-L. (2006). Monitoreo ambiental del río "Cupatitzio", en la cabecera de la microcuenca y dentro del Parque Nacional "Barranca del Cupatitzio", en la Ciudad. *Biológicas*, 8, 18-30.
- QGIS Development Team. (2014). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. Recovered from <https://doi.org/http://www.qgis.org/>, <http://qgis.osgeo.org.Qgisorg>.
- RStudio_Team. (2015). *The R Project for Statistical Computing. Software para el análisis estadístico (2.6.2)*. Viena, Austria: R Foundation. Recovered from <https://www.r-project.org/>
- Rudolph, D. L. (2015). Groundwater quality within the agricultural landscape: Assessing the performance of nutrient BMPs. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 35(1), 21-22. Recovered from <https://doi.org/10.1111/gwmr.12106>
- Sharma, P., Meher, P. K., Kumar, A., Gautam, Y. P., & Mishra, K. P. (2014). Changes in water quality index of Ganges river at different locations in Allahabad. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 3-4, 67-76. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.10.002>

- Silva, J. T., Moncayo, R., Ochoa, S., Estrada, F., Cruz-Cardenas, G., Escalera, C.,..., & López, M. (2013). Calidad química del agua subterránea y superficial en la cuenca del río Duero, Michoacán. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5), 127-146.
- Singh, R., Singh, R., & Vásquez, R. (1997). ML parameter estimation and minimum distance classifier for texture analysis using wavelet transform. *Computers & Industrial Engineering*, 33(1-2), 449-452. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0360-8352\(97\)00134-4](https://doi.org/10.1016/S0360-8352(97)00134-4)
- Storaci-Koschelov, V., Fernández-Silva, R., & Smits-Gunta, B. (2013). Evaluación de la calidad del agua del río cúpira (La Cumaca, estado Carabobo, Venezuela) mediante bioindicadores microbiológicos y parámetros físicoquímicos. *Interciencia*, 38, 480-488.
- Torres-Bojorges, Á. X., Hernández-Razo, N. A., Fausto-Urquieta, A. A., & Zurita-Martínez, F. (2017). Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 37-47. Recovered from <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.01.03>
- USGS, United States Geological Survey. (2016). *United States Geological Survey*. Recovered from <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Velázquez, M. A., Pimentel, J. L., & Ortega, M. (2011). Estudio de la distribución de boro en fuentes de agua de la cuenca del río duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 27(1), 19-30.
- Villafán-Vidales, K. B., & Ayala-Ortiz, D. A. (2014). Responsabilidad social de las empresas agrícolas y agroindustriales aguacateras de Uruapan, Michoacán, y sus implicaciones en la competitividad. *Contaduría y Administración*, 59(4), 223-251. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0186-1042\(14\)70161-5](https://doi.org/10.1016/S0186-1042(14)70161-5)

DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-10

Notas

Subsistemas explican la falta de abasto de agua en El Pericón, comunidad de Guerrero, México

Subsystems explain the lack of water supply in El Pericón, community of Guerrero, Mexico

Oscar Figueroa-Wences¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0212-0044>

Humberto Antonio González-González², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6718-9942>

Hugo Rayón-Elacio³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-0010-2405>

¹Escuela Superior de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de Guerrero, Campus Llano Largo, Acapulco, Guerrero, México, 13472@uagro.mx

²Escuela Superior de Ciencias de Desarrollo Regional, Universidad Autónoma de Guerrero, El Pericón, Tecoaapa, Guerrero, México, 14380@uagro.mx

³Licenciatura en Desarrollo Sustentable, Universidad Intercultural del Estado de Guerrero UIEG, Atliaca, Tixtla, Guerrero, México, re.hugo83@gmail.com

Autor para correspondencia: Oscar Figueroa-Wences, 13472@uagro.mx

Resumen

El objetivo fue conocer las causas de la falta de abasto de agua en la comunidad El Pericón, municipio de Tecoanapa, localizada en la región Costa Chica del sureste del estado de Guerrero, México, a través de un análisis con subsistemas.

Se utilizó una metodología mixta. Por un lado, con la cualitativa se llevaron a cabo entrevistas semiestructuradas a informantes claves y ciudadanos; por el otro, con la cuantitativa, se aplicó una encuesta.

Con los resultados se encontró que existe desorganización para atender asuntos de agua; hay falta de interés en el tema del agua; el agua es un negocio para ciudadanos que tienen pozos y para revendedores que la comercializan en otras comunidades. Los resultados también muestran que el 98 % de los encuestados considera que en la comunidad hay escasez de agua; sin embargo, de acuerdo con datos de la Estación Climatológica 00012053 de la Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional, la precipitación pluvial anual promedio en la zona es de 1 200.9 mm (Conagua & SMN, 2022).

Se concluye que los subsistemas social, político-administrativo y cultural son los que mejor describen que el desabasto de agua en la comunidad se debe a la carencia de organización comunitaria; la ausencia de aplicación de acciones de los gobiernos y el sistema operador del agua, así como a los hábitos de consumo. Los subsistemas tecnológico y económico también explican que hay desabasto de agua por la falta de

mantenimiento de las redes de distribución de agua y por el comercio del agua.

Palabras clave: abasto de agua, carencia de agua, subsistemas, falta de organización, comercio del agua.

Abstract

The objective was to know the causes of the lack of water supply in the El Pericón community, municipality of Tecoanapa, located in the Costa Chica region of the southeast of the state of Guerrero; Mexico, through an analysis with subsystems.

A mixed methodology was used, on the one side, with the qualitative one, semi-structured interviews were carried out with key informants and citizens; on the other side, with the quantitative one a survey was applied.

With the results, it was found that there is disorganization to direct water issues, there is not interest about the water supply, water is a business for citizens who have wells and for resellers who sell it in other communities. The results also show that 98 % of those surveyed consider that there is a water shortage in the community; however, according to data from the Climatological Station 00012053, of the National Water Commission, National Meteorological Service, the average annual rainfall in the area is 1 200.9 mm (Conagua & SMN, 2022).

It is concluded that the social subsystems, political-administrative and cultural are the ones that best describe that the shortage of water in the community is due to the lack of community organization, the lack of

application of actions by the governments and the water operation system. As well as consumption habits. The technological and economic subsystems also explain that there is a shortage of water, on the one side due to the lack of maintenance of the water distribution networks and on the other, due to the water trade.

Keywords: Water supply, lack of water, subsystems, disorganization, water trade.

Recibido: 14/10/2021

Aceptado: 04/04/2022

Introducción

Para el estudio de problemas sociales relacionados con el abasto de agua comunitaria, el modelo de subsistemas está tomando importancia. Para ello, Alvarado y González (2012) proponen cinco subsistemas: socio cultural, económico, tecnológico, medio biofísico y político-administrativo. La importancia de este modelo es que permite investigar problemas de abasto de agua de una manera holística.

Por su parte, "Los políticos suelen pedir que se aplique el enfoque de sistemas a problemas apremiantes, tales como la contaminación del aire y el agua" (Wolfe, citado en Bertalanffy, 1989). También "La gente, el agua y la naturaleza son parte de un mismo sistema. Esto hace necesario que en cualquier política relativa al agua se incorpore una visión integral y sistémica" (Guerrero, 2007).



El estudio de la falta de abasto de agua a través de subsistemas permite generar información relevante no solo para comprender el fenómeno y sus causas, sino para establecer políticas adecuadas que disminuyan el problema.

Es muy importante el abasto de agua que el Objetivo Seis de Desarrollo Sostenible de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) habla de garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua, así como el saneamiento para todos. También se argumenta que "el agua libre de impurezas y accesible para todos es parte esencial del mundo en el que vivimos" (ONU, 2016).

El abasto de agua en México ha presentado constantes problemas. De acuerdo con Sandoval-Moreno (2011): "Suministrar agua a toda la población mexicana implica serios problemas cuando la capacidad gubernamental para satisfacer la demanda de recursos hídricos es baja".

Asimismo, Pimentel-Equihua, Velázquez-Machuca y Palerm-Viqueira (2012) señalan que: "La gestión sustentable (o sostenible) del agua busca garantizar el abastecimiento y adecuada distribución del líquido entre los usuarios involucrados, asegurando además el control de su calidad y cantidad. Uno de los mecanismos reconocidos para una gestión adecuada es la participación social".

Empero, la participación social en temas relacionados con el agua aún es baja en nuestro país. Por ejemplo, "México comparte con la región latinoamericana la experiencia de más de cincuenta años de gestión comunitaria del agua; sin embargo, no ha experimentado el fortalecimiento que se observa en otros países" (Domínguez-Serrano &

Castillo-Pérez, 2018) y "Los proyectos para el suministro de agua potable y saneamiento del medio requieren de una buena organización y administración para que sean eficientes y eficaces" (Triviño, 1987).

En el estado de Guerrero solo se cuenta con un 29.79 % de viviendas con agua entubada y ocupa el último lugar en el país en cobertura de agua potable (Gobierno del Estado de Guerrero, s/f). Esta situación se presenta a pesar de que dicha entidad registra una importante precipitación pluvial anual, por lo que resulta necesario que las autoridades tomen en cuenta que existen subsistemas que pueden ayudar a explicar y mejorar el abasto de agua.

A nivel comunitario, los subsistemas de agua resultan una alternativa para estudiar y entender los problemas de abasto de agua.

Este documento se organiza en cuatro apartados. En el primero se expone el diseño metodológico mixto para conocer las causas de la falta de abasto de agua en la comunidad El Pericón, municipio de Tecoanapa, Guerrero, México. El segundo apartado muestra los resultados cuantitativos y cualitativos. En el tercer apartado se presenta la discusión. En el cuarto apartado se exhiben las conclusiones sobre la falta de abasto de agua en la comunidad estudiada.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en la comunidad El Pericón, municipio de Tecoanapa, región Costa Chica del sureste del estado de Guerrero, México, como se muestra en la Figura 1.



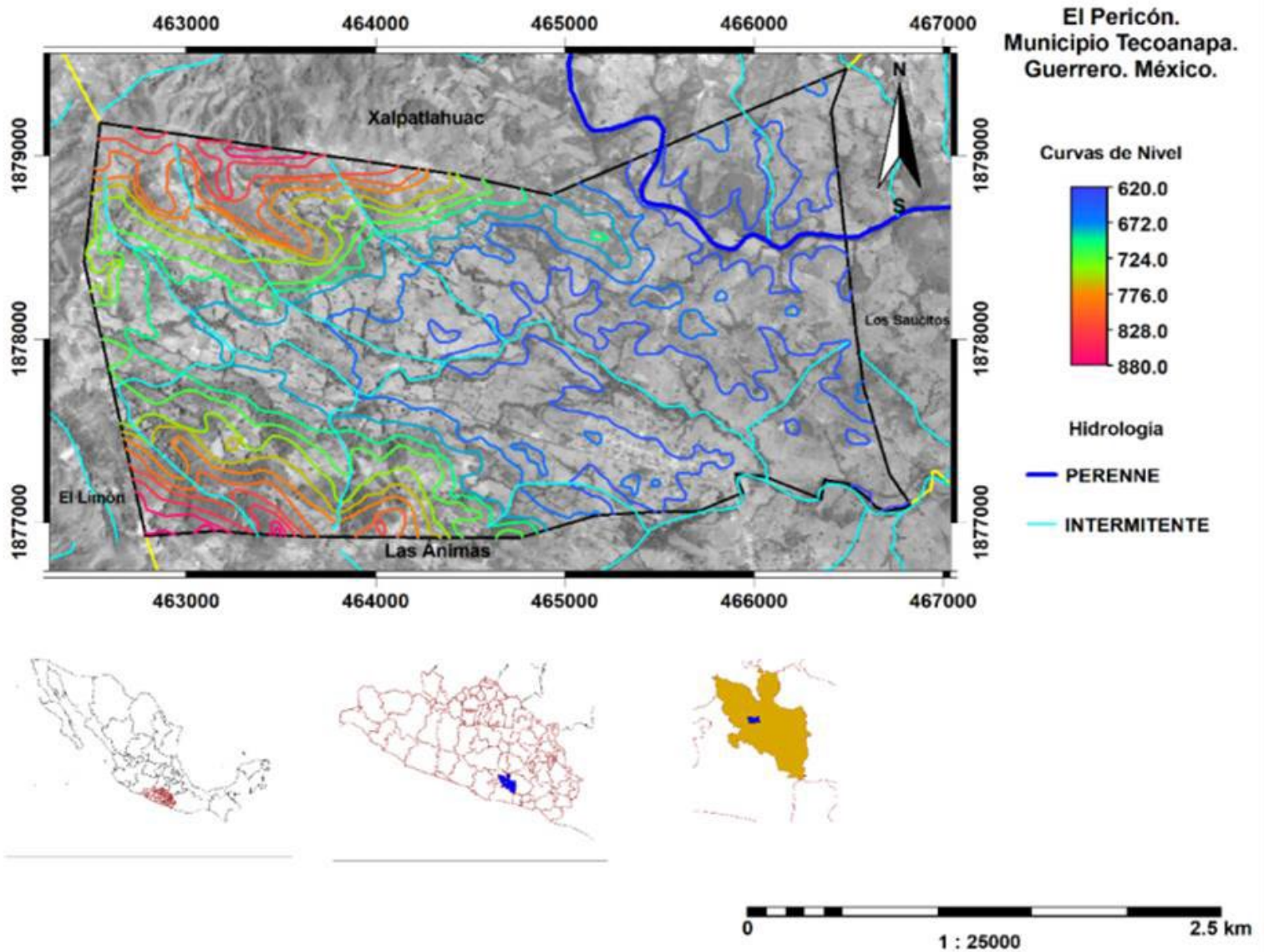


Figura 1. Localización de la comunidad de estudio, elaboración propia.

El área de estudio está sobre la carretera federal Tierra Colorada-Ayutla y colinda con las comunidades El Limón, Las Ánimas, Xalpatlahuac y Los Saucitos. Se ubica en la microcuenca del río Nexpa (Región Hidrológica 20D), que drena en la laguna de Chautengo y colinda con la cuenca del Papagayo (RH20E)

Se empleó una metodología mixta, la cual constituye un nuevo enfoque e implica combinar métodos cuantitativos y cualitativos en una misma investigación (Hernández, Fernández, & Baptista, 2014) (Figura 2).

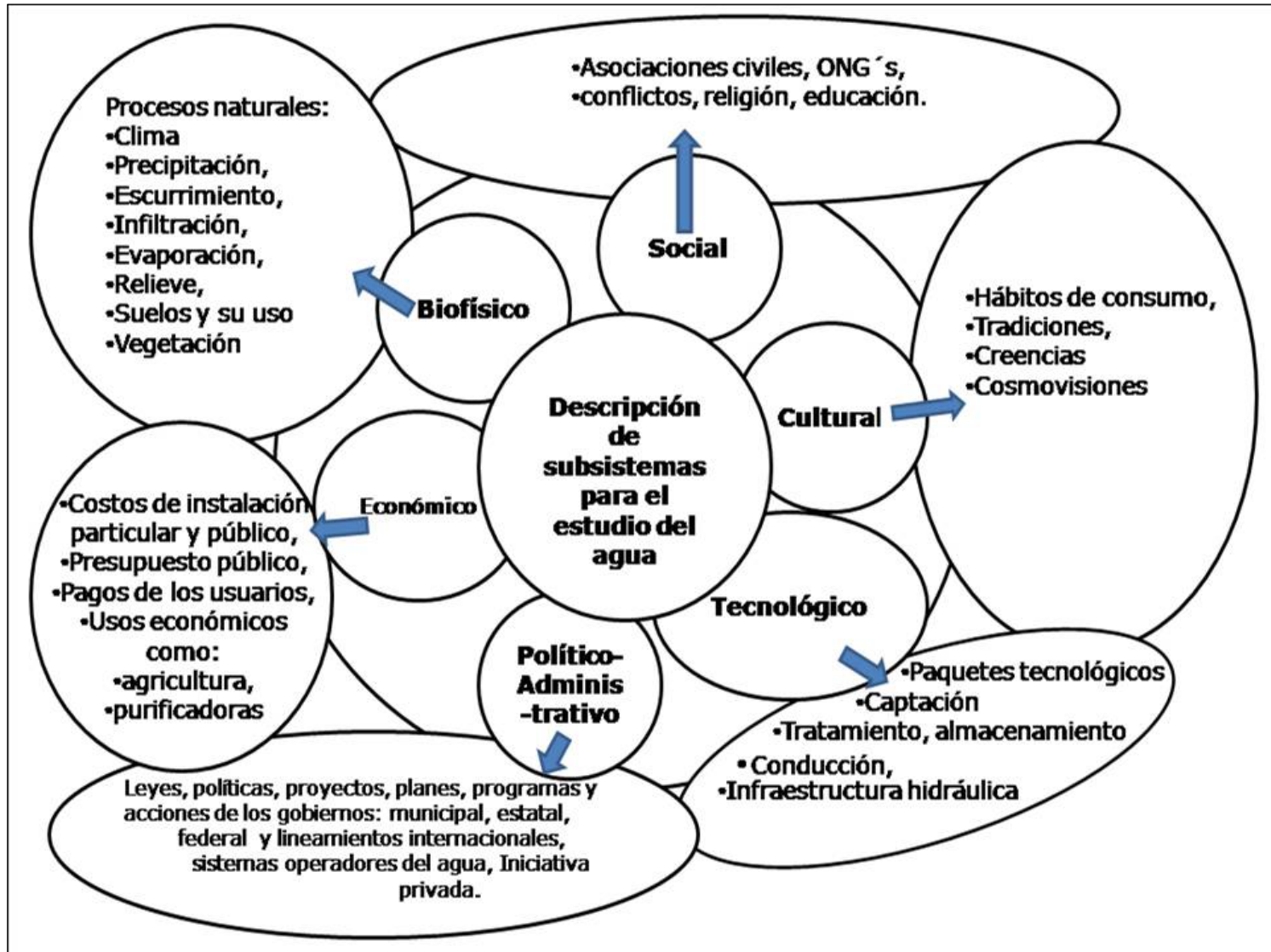


Figura 2. Descripción de subsistemas para el estudio del agua.
Elaboración propia con base en información de Alvarado y González
(2012).

Los subsistemas estudiados son los siguientes: social, cultural, tecnológico, político-administrativo y económico.

Metodología cuantitativa

En la metodología cuantitativa se utilizó una encuesta, la cual se aplicó en 57 de los 360 hogares que existen en la comunidad del 29 al 31 de agosto de 2020.

El cuestionario de la encuesta se integró por 43 preguntas cerradas de opción múltiple y se dividió en dos secciones: 1) datos generales; 2) subsistemas que intervienen en el abasto de agua.

La encuesta se validó a través de pruebas piloto.

Las preguntas más representativas de la encuesta fueron las siguientes:

1. ¿Considera que en la comunidad hay escasez de agua?
2. Si contestó que sí, ¿para usted cuál de los siguientes factores influye en la escasez de agua?
3. Si para usted hay mala organización para atender los problemas del agua, ¿cuál sería la causa?
4. ¿La comunidad ha recibido orientación externa para una mejor organización en el abasto de agua?
5. ¿Conoce qué tipo de tecnología hay en la comunidad para el abasto de agua?
6. ¿Se han presentado conflictos o problemas con otras comunidades por el agua?

7. ¿Sobre qué actividades considera que la comunidad está mejor organizada?
8. Cuando es invitado a participar en faenas para reparar fugas de agua o limpieza de los tanques principales de almacenamiento, ¿con qué frecuencia acude?
9. ¿Participan mujeres en las faenas para reparar fugas de agua o limpieza de los tanques principales de almacenamiento?
10. ¿Qué propondría para que se organice la comunidad y se mejore el servicio de agua?
11. ¿Usted qué está dispuesto a hacer para que se mejore el servicio de agua en la comunidad?
12. ¿Participan las mujeres en el Comité de Agua?
13. ¿Ha habido conflicto o problemas entre vecinos para obtener agua?
14. ¿Cómo se ha logrado la construcción de obras públicas para el agua en la comunidad?
15. En la comunidad, ¿quiénes toman las decisiones para resolver los problemas de agua?
16. ¿Con qué frecuencia se reúne la comunidad para hablar sobre los problemas de agua?
17. ¿Se realizan reuniones para hablar sobre el agua sin esperar a que se presenten problemas?
18. ¿Hay ciudadanos o familias que se apropien, controlen o condicionen el uso de las obras de agua?

19. ¿Hay ciudadanos o familias que controlan el acceso a los manantiales o fuentes de agua en la comunidad?
20. ¿Qué obras recientes o anteriores sobre agua se han construido en la comunidad?
21. ¿Ha participado la comunidad en la construcción de las obras para el agua?
22. ¿De qué dependencias se han obtenidos los recursos para construir las obras sobre agua?
23. ¿Considera que las obras hechas por el gobierno han resuelto el problema de abasto de agua?
24. ¿Qué piensa sobre los pozos de agua que se han construido en la comunidad?
25. ¿Sabe que existen políticas y leyes para mejorar el servicio de agua?
26. ¿Ha comprado agua de los pozos particulares?
27. Si contestó que sí, ¿con qué frecuencia compra agua de los pozos particulares?
28. ¿Considera que la venta de agua de los pozos sea una nueva manera de obtener dinero en la comunidad?
29. ¿Considera que comprar agua de los pozos es bueno o malo?
30. Aproximadamente, ¿cuánto gasta al mes para comprar agua de los pozos?

31. ¿Cuál es el costo aproximado mensual que paga por el agua que llega a su casa por la tubería comunitaria?

Los datos se procesaron y analizaron con el *software* Excel; se obtuvieron porcentajes y se elaboraron gráficas.

Metodología cualitativa

La metodología cualitativa se empleó para comprender y profundizar los fenómenos, explorándolos desde la perspectiva de los participantes (Hernández *et al.*, 2014).

Como herramienta de recolección de información se empleó la entrevista semiestructurada, considerando lo establecido por Álvarez y Gayou (2003).

La entrevista se validó a través de pruebas piloto con informantes clave.

En septiembre de 2020 se entrevistó a 17 personas, entre ellas al comisario municipal de la comunidad, al comisariado ejidal, al presidente del Comité de Agua, a un expresidente municipal, a cinco campesinos que siembran en época de sequía, a dos dueños de pozos de agua y a seis ciudadanos. Las entrevistas se conformaron con preguntas guías y abiertas.

Las preguntas de las entrevistas realizadas a ciudadanos fueron las siguientes:

1. ¿Sabe qué tecnología hay en los tanques que abastecen de agua a la comunidad?
2. ¿Qué opina sobre las condiciones de las tuberías de agua?
3. ¿Sabe en qué condiciones se encuentran las válvulas de agua?
4. ¿El techo de su casa tiene algún sistema de captación de agua de lluvia?
5. ¿El agua que se genera en el lavadero y el baño tiene algún tratamiento?
6. ¿En dónde almacenan el agua de su vivienda?
7. ¿Sabe qué proyectos, planes o programas sobre el agua ha realizado el gobierno municipal, estatal o federal en la comunidad?
8. ¿Sabe qué proyectos, planes o programas han realizado las asociaciones civiles u organizaciones no gubernamentales a favor del agua en el pueblo?
9. ¿En la comunidad, quiénes se encargan de gestionar y resolver las necesidades de agua?
10. ¿La comunidad ha creado reglamentos que regulen el uso del agua?
11. ¿En la comunidad se toman en cuenta las leyes del gobierno que regulan el uso del agua?
12. ¿Hay participación ciudadana para resolver las necesidades de agua?
13. ¿Qué significado tiene para usted el agua?

14. ¿Qué usos le dan al agua?
15. ¿Hay alguna tradición relacionada con el agua?
16. ¿Tiene alguna creencia sobre el agua?
17. ¿Qué importancia tiene para usted el agua?
18. ¿Qué opina sobre el costo del agua en la comunidad?
19. ¿Cuánto paga por el agua?
20. ¿Cuánto pagó para que le instalaran la toma de agua?
21. Cuando una tubería se descompone, ¿le solicitan alguna cooperación?
22. ¿Ha comprado agua?
23. ¿Ha carecido de dinero para comprar agua?

Las preguntas hechas a las autoridades de la comunidad fueron las siguientes:

1. ¿Para usted hay desabasto de agua en la comunidad?
2. ¿Qué le corresponde hacer como autoridad para atender estos problemas?
3. Como autoridad, ¿ha buscado alternativas al problema del abasto de agua?
4. ¿Cuál es la relación de su cargo con el ayuntamiento para atender los problemas de agua?

5. ¿Cuál es la relación de su cargo con los gobiernos estatal y federal para atender los problemas de agua?
6. ¿Cómo ha trabajado con el Comité de Agua?
7. ¿A qué problemas se ha enfrentado para atender las necesidades de abasto de agua en la comunidad?
8. ¿Cuál es su sugerencia para atender los problemas de agua?

Las preguntas al presidente del Comité de Agua fueron las siguientes:

1. ¿Cómo está integrado el Comité de Agua de la comunidad?
2. ¿Cuáles son las funciones del Comité de Agua?
3. ¿El Comité de Agua tiene un plan de trabajo?
4. ¿Cómo se organiza el Comité de Agua para trabajar?
5. ¿Hay mujeres que integren el Comité de Agua?
6. ¿Cuáles son los principales problemas que ha enfrentado el Comité de Agua para resolver los problemas de agua?
7. ¿Se han presentado problemas dentro del Comité de Agua para trabajar?
8. ¿Qué tipo de problemas ha resuelto el actual Comité de Agua?
9. ¿Qué propone el Comité de Agua para que se mejore el servicio de agua en la comunidad?

Cada entrevista tuvo una duración mayor a 20 minutos de acuerdo con la habilidad de respuesta de cada entrevistado(a) y además porque algunos ciudadanos fueron entrevistados realizando actividades de trabajo.

El instrumento para el registro de las entrevistas fue una grabadora de audio marca Sony modelo SX712; posteriormente se capturaron textualmente en un procesador de texto; luego se clasificaron y compararon mediante un análisis de contenido.

Resultados cuantitativos

Factores relacionados con la falta de abasto de agua

Entre los factores relacionados con la falta de abasto de agua en la comunidad se encontró que para el 62 % de los encuestados se debe a la mala organización comunitaria; 12 % opinó que se debe al uso del agua; 7 % al acaparamiento del agua; 12 % a las obras públicas, y 7 % a otras causas (Figura 3).

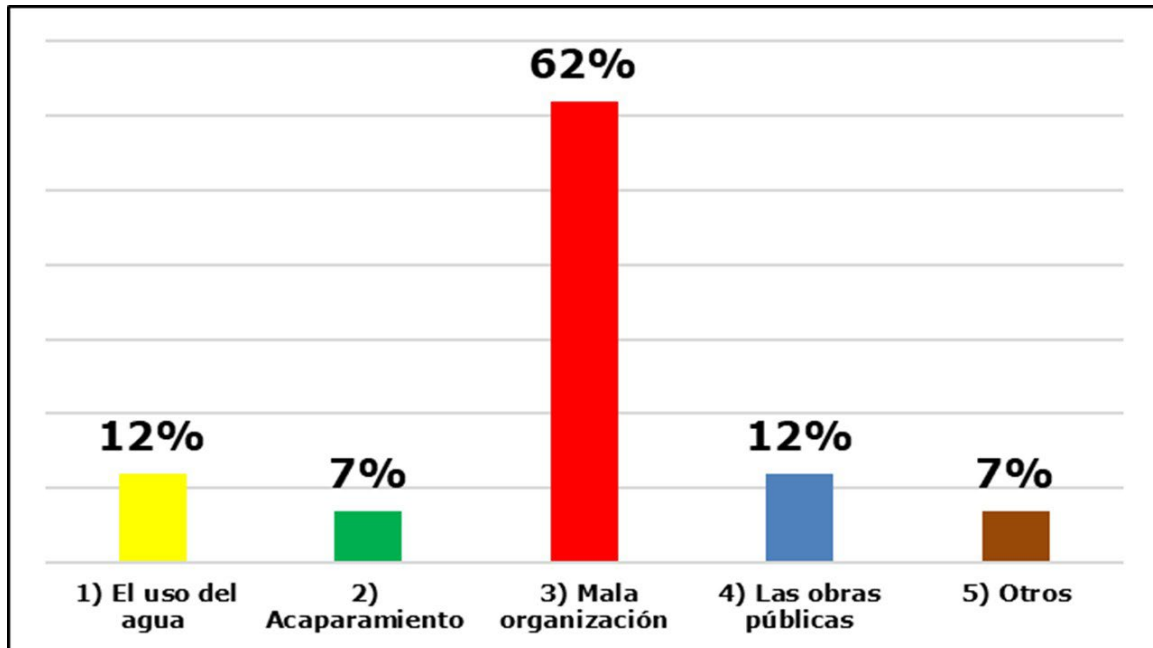


Figura 3. Factores relacionados con la falta de abasto de agua.

Actividades de mejor organización

Respecto a la actividad en la que los ciudadanos están mejor organizados, se descubrió que el 58 % opina que es la fiesta patronal que se celebra cada año entre los días 26 al 30 de enero en honor a la Virgen María de Guadalupe; la segunda actividad de mejor organización es la producción agrícola, con 19 %; en tercer lugar se encuentra el abasto de agua con 14 %, y en último lugar otras actividades religiosas no relacionadas con la fiesta patronal, con 9 % (Figura 4).

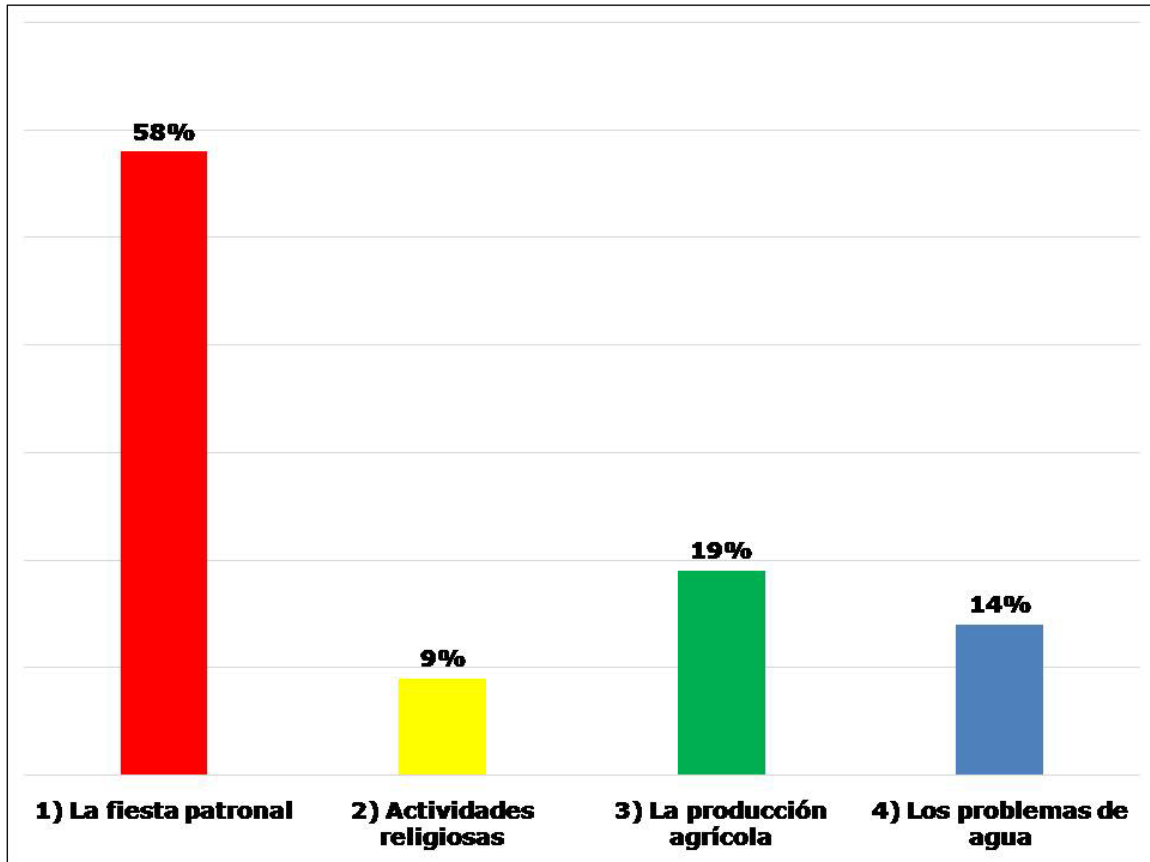


Figura 4. Actividades de mejor organización comunitaria.

El subsistema económico del agua

En cuanto al gasto extra mensual que algunas familias hacen por el agua, se encontró que el 10 % gasta menos de \$100.00; el 39 % paga de \$100.00 a \$200.00; el 21 %, de \$200.00 a \$300.00; el 14 %, de \$300.00 a \$400.00; el 11 % de \$400.00 a \$500.00; un 2 % gasta más de \$500.00, y un 3% no supo opinar.

Este gasto es adicional a los \$15.00 mensuales que pagan por el agua al Comité de Agua de la comunidad. Se aprecia que para algunas familias comprar agua de los pozos particulares es muy caro. Sin embargo, hay zonas de la comunidad en donde no llega el agua durante semanas o meses, y los ciudadanos se ven en la necesidad de comprarla.

El gasto por el agua varía para cada familia en función del número de integrantes y la cantidad de agua que consume (Figura 5).

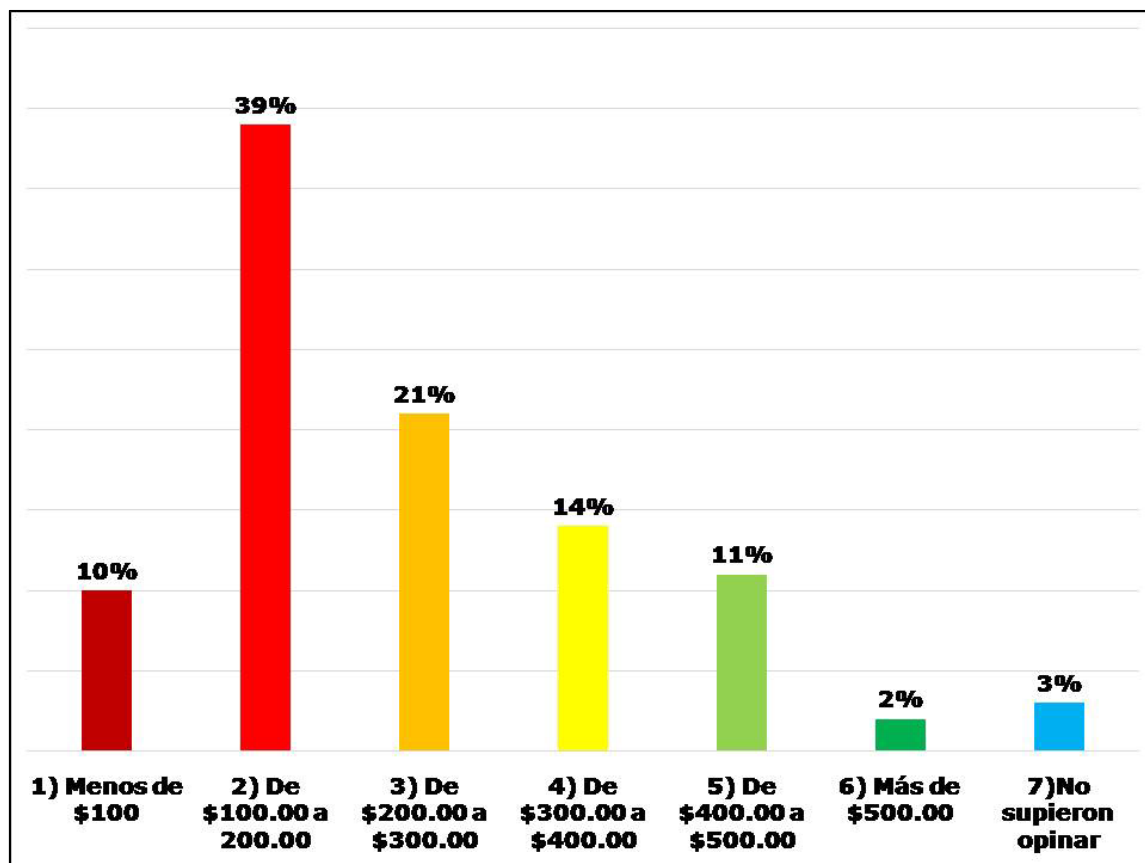


Figura 5. Gasto mensual adicional por agua y por familia.

También se descubrió que en la comunidad ha crecido la construcción de pozos particulares de agua, algunos son para uso familiar y otros para el comercio de agua. El 58 % de los encuestados consideró que los pozos son buenos, porque ayudan a disminuir la escasez de agua; pero el 42 % comentó que son malos, porque disminuyen el nivel de agua de las pilas comunitarias.

Se descubrió que no existe una regulación respecto a la construcción y uso de los pozos de agua. No hay un registro oficial de cuántos pozos hay en la comunidad; se estima que son más de 80 y la mayoría de los dueños de pozos de agua no tramitan permisos para la construcción de los mismos. Solo el comisariado ejidal comentó que obtuvo un permiso expedido por la Comisión Nacional de Agua (Conagua) bajo la condición de no vender agua.

Se encontró que revendedores de agua que la sustraen de pozos de la comunidad de estudio la venden en otras comunidades, como Parota Seca, Los Saucitos, Las Ánimas, Huamuchapa, Villa Hermosa, La Colonia Lázaro Cárdenas y El Limón, sobreexplotando parte del acuífero Nexpa.

El subsistema social del agua

En relación con que si la comunidad ha recibido capacitación y orientación externa de alguna dependencia del gobierno, instituciones educativas u organizaciones no gubernamentales para un mejor abasto de agua, el 65

% de los encuestados contestó que no; mientras que el 35 % mencionó que sí.

Respecto a que si la comunidad ha incorporado experiencias de otras comunidades sobre un buen manejo del agua. Se descubrió que el 91 % indicó que no y sólo un 9 % respondió que sí.

Se observó que no existe colaboración entre comunidades colindantes para atender necesidades de abasto de agua; cada comunidad soluciona de manera independiente su abasto de agua.

En relación con la frecuencia de participación de los ciudadanos en las faenas de limpieza de los tanques de agua, el 67 % de los encuestados manifestó que participa algunas veces, el 17 % señaló que acude siempre y el 16 % comentó que nunca participa.

Sobre la participación de mujeres en las faenas de limpieza de los tanques de agua de la comunidad, el 53 % dijo que sí participa y el 47 % comentó que no. La participación se centra en la preparación de alimentos y bebidas de cacao para los hombres.

El subsistema tecnológico del agua

Se encontró que el 91 % de los encuestados no conoce el tipo de paquetes tecnológicos instalados en la comunidad para el abasto de agua, mientras que un 9 % manifestó que sí sabe. Parte de los ciudadanos que contestaron que sí saben han sido miembros del Comité de Agua o autoridades de la comunidad (Figura 6).

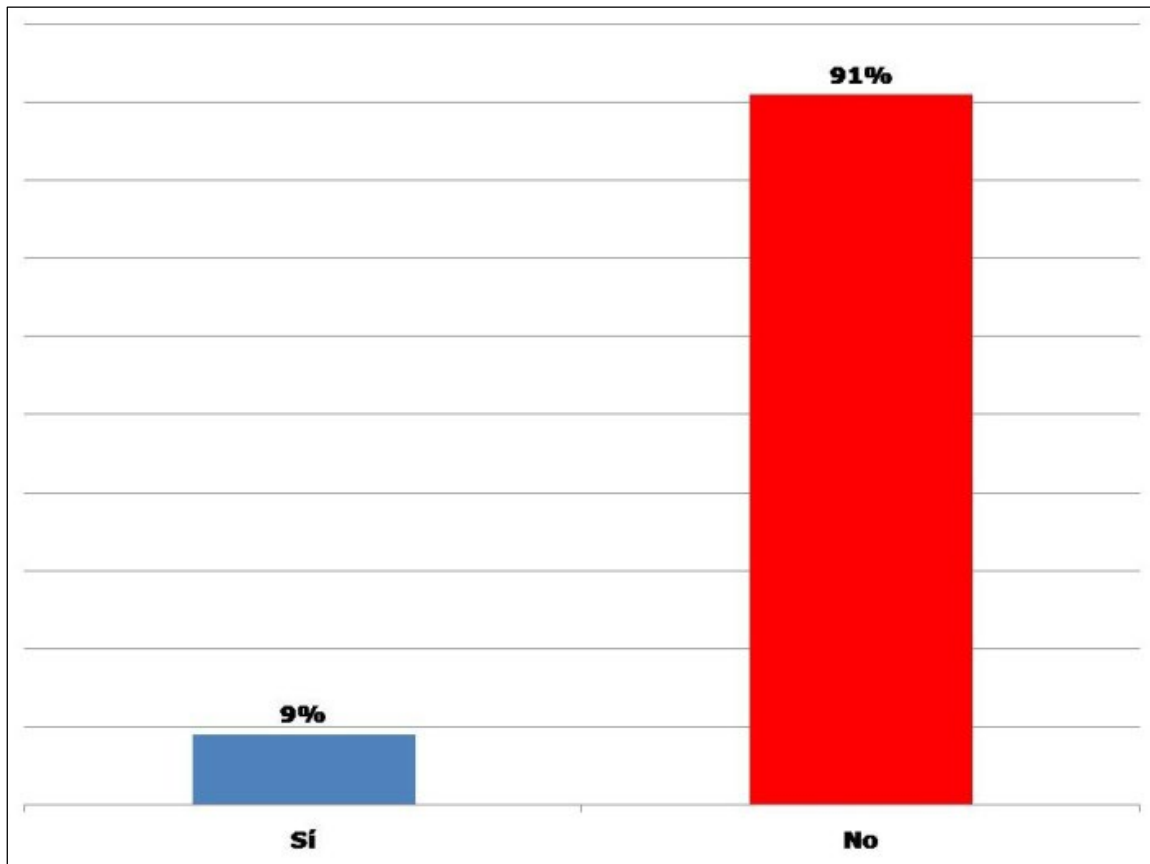


Figura 6. El conocimiento sobre los paquetes tecnológicos para el abasto de agua.

En cuanto a que si las obras públicas construidas para el abasto de agua han resuelto la demanda, se encontró que el 68 % dijo que no, mientras que el 32 % mencionó que sí (Figura 7).

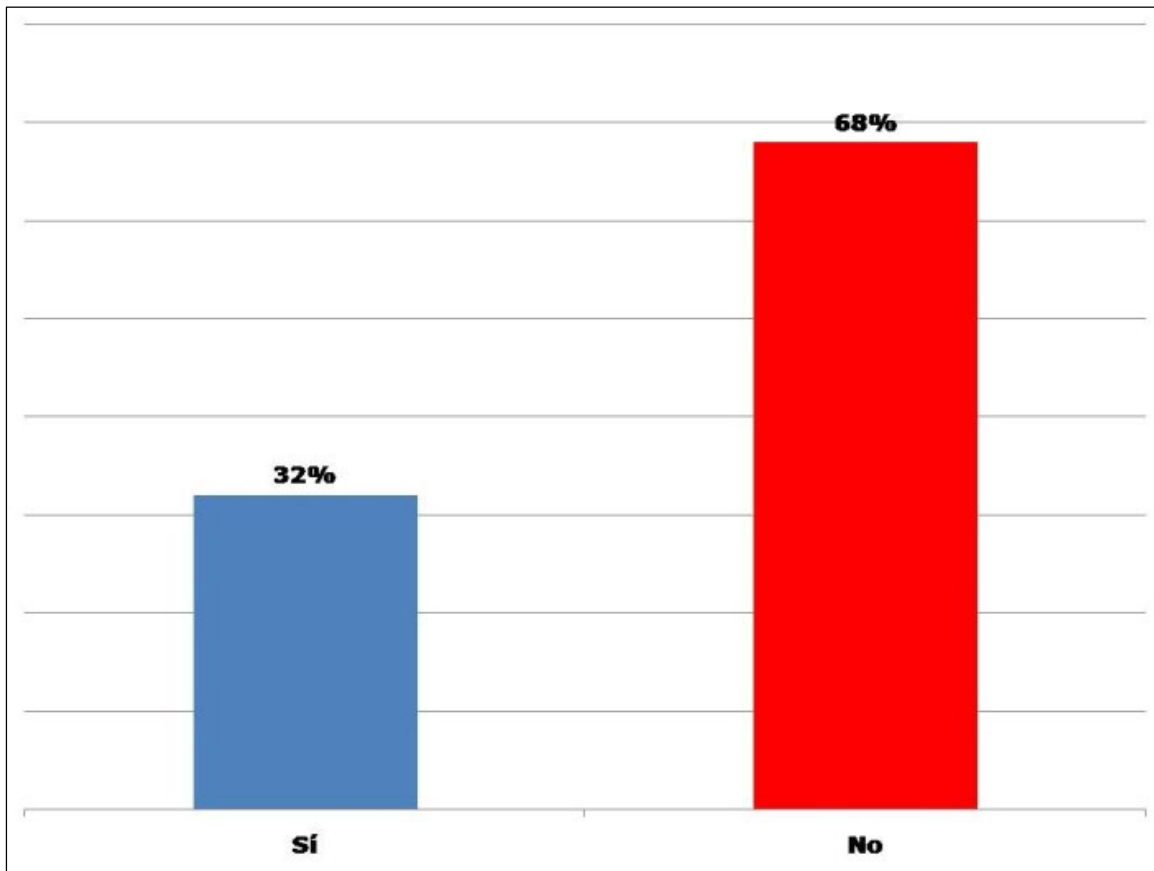


Figura 7. Conocimiento sobre las obras públicas y solución al abasto de agua.

El subsistema político-administrativo del agua

Sobre el conocimiento de políticas y leyes relacionadas con el tema del agua, el 75 % manifestó que no sabe que existen políticas ni lineamientos, mientras que el 25 % comentó que sí sabe (Figura 8).

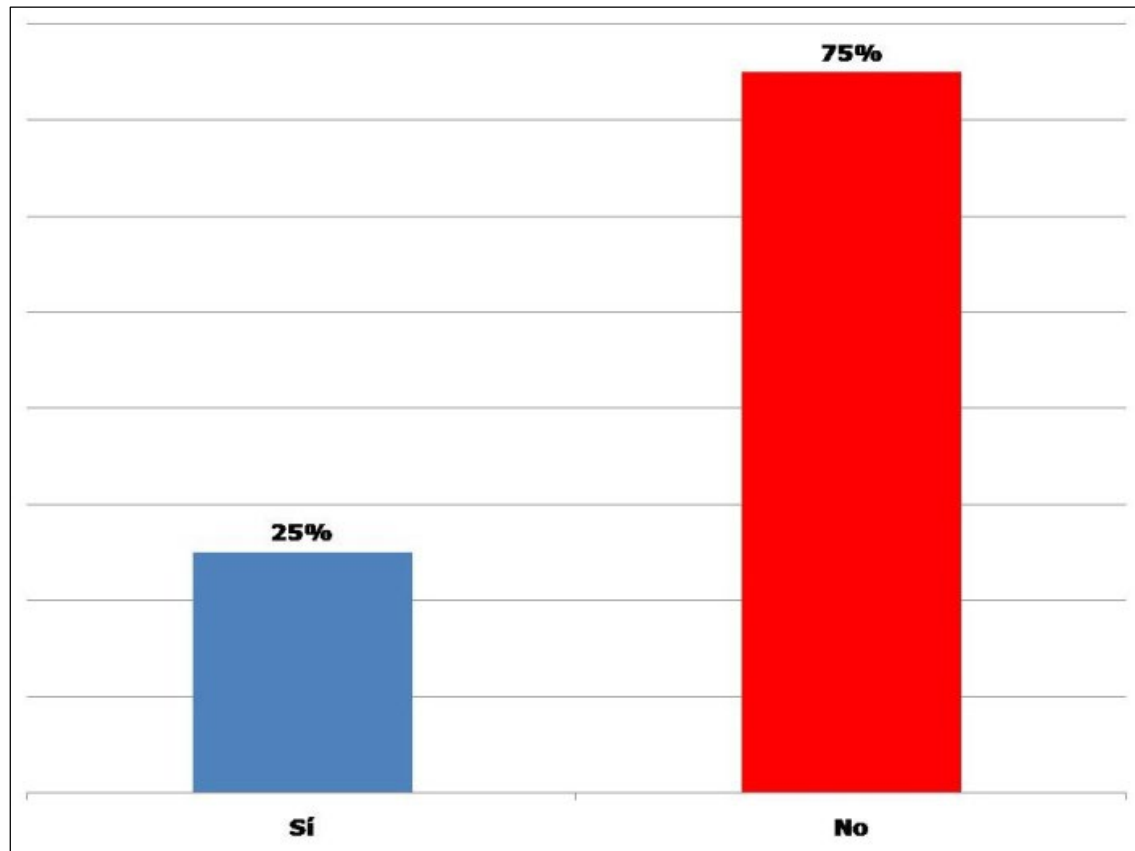


Figura 8. Conocimiento de políticas y leyes relacionadas con el tema del agua.

Resultados cualitativos

Subsistema tecnológico del agua

De 17 personas entrevistadas, 16 no tienen conocimiento acerca de la tecnología empleada para abastecer de agua a la comunidad. El presidente del Comité de Agua comentó que no estaba seguro de saber.

Se encontró que el comisariado ejidal sí tenía información del tema porque fue la persona que gestionó ante el gobierno del estado la obra pública más nueva para abastecer de agua a la comunidad, la cual consiste en un pozo profundo construido en el río intermitente, dos tanques de almacenamiento de agua y la ampliación de la red de distribución de agua.

En cuanto a las condiciones de las tuberías de agua, de 17 personas entrevistadas, 10 comentaron que se encuentran en buenas condiciones, mientras que siete señalaron que están en mal estado. De los que consideran lo último, dos indicaron que eran tuberías usadas y que solo las pintaron, por esa razón mencionaron que hay problemas con las válvulas de agua.

De los 17 entrevistados, cinco comentaron que no existe una buena distribución del agua, pues en ocasiones integrantes del Comité de Agua distribuyen durante varios días a una misma área de la comunidad y dejan sin agua a otras.

Los 17 entrevistados indicaron que en la comunidad no hay sistemas de captación de agua de lluvia y tampoco almacenamiento de volúmenes grandes de agua.

Las pocas familias que captan agua de lluvia la usan de forma inmediata principalmente para el sanitario; otros ciudadanos manifestaron que no habían pensado en captar agua de lluvia; algunos dijeron que no lo hacen porque no tienen dónde almacenarla; también hubo ciudadanos que piensan que el agua de lluvia no se puede almacenar mucho tiempo porque se reproducen larvas.

Se encontró que la mayoría de los habitantes no tiene conocimiento de que existen métodos naturales para el tratamiento del agua gris doméstica, la cual se vierte por lo común a las calles y barrancas. Algunas respuestas de los entrevistados fueron las siguientes: "No, no tiene ningún tratamiento, todo se capea con tambo y después se tira para que no huelo mal, y a veces para rociar", "No, es que eso ya se va al arroyo; el baño tiene la tubería y esa tubería sale al arroyito".

Se descubrió que existen otros destinos finales del agua gris, como lo señalaron algunos entrevistados: "Mira, esa agua que se utiliza después de lavar traste en tiempo de sequías se riega en el patio y se utiliza para regar las plantas", "El agua del lavadero se tira a la tierra para que por lo menos no levante polvo; en tiempo de seca se tira el jabón con el agua", "Pues lo regular en tiempo de que no llueve es que sí la utilizamos para el baño y para las plantitas, para no desperdiciarla, o rociarla para no tener el charco de agua, ya que producen zancudos".

Se descubrió que la mayoría de los entrevistados no da un segundo uso al agua, y los que lo hacen solo es para regar plantas, el patio o la calle.

De manera complementaria, algunos ciudadanos entrevistados manifestaron que la participación de las mujeres cuando hay limpieza de tanques de agua se limita a preparar y llevar alimento, agua fresca y "chilate" (bebida de cacao) a los hombres que hacen la limpieza.

Una de las razones que señalaron para que exista poca participación de las mujeres fue que es un trabajo de fuerza física; ellas tendrían que meterse a los tanques de agua y sacar lodo.

Otro ciudadano comentó que se debe a que hay machismo en la comunidad y se considera a la mujer físicamente más débil que el hombre.

Todos los entrevistados señalaron que no se han tomado experiencias externas. Incluso el comisariado ejidal manifestó que: "No, porque no hay ninguna comunidad que resalte".

Para los ciudadanos entrevistados no hay una comunidad modelo a seguir en el abasto de agua.

Se descubrió que se presenta inconformidad entre ciudadanos cuando en algunos domicilios llega más agua que en otros. Al respecto se encontró que se debe a que hay una tubería principal sobre la carretera federal y las casas ubicadas frente a ella por lo regular disponen con mayor frecuencia de agua, a diferencia de las casas de las orillas del pueblo. Las familias que más carecen de agua son las que sus casas se localizan en las partes altas de la comunidad, a donde el agua sube con poca presión.

También se ha presentado conflicto cuando algún ciudadano no permite que pase por su propiedad el tubo de agua de otra casa.

Se descubrió que hay actores sociales que inciden en el abasto de agua en la comunidad y son los ciudadanos que tienen pozos de agua particulares y la comercializan; los campesinos que siembran en estiaje y riegan del río; los campesinos que riegan en sequía de pozos propios; los campesinos que acaparan agua con represas para regar en estiaje. Estos actores sociales, por lo regular, siempre participan en las reuniones para toma de decisiones sobre el agua.

El subsistema político-administrativo del agua

Se encontró que no existe algún programa del gobierno, la iniciativa privada u organizaciones no gubernamentales relacionados con el cuidado o abasto del agua, únicamente se han hecho intervenciones del sector universitario que tiene presencia en la comunidad.

En el área de estudio existen dos tanques que almacenan el agua para su distribución. Se observó que tanto el tanque nuevo como el anterior presentan problemas de derrame de agua que provoca desabasto. Incluso durante un recorrido de campo se observó que el agua de un tanque se estaba derramando, al tiempo que en la comunidad no había abasto de agua.

Se encontró que durante el gobierno municipal 2002-2005 se construyó un pozo profundo a la orilla del nombrado "Río Grande", que se localiza retirado de la zona poblada y que además pertenece a otra microcuenca; el proyecto pretendía el trasvase de agua, pero no funcionó debido a que se tenía que emplear gran cantidad de energía eléctrica para que el agua subiera varias pendientes de terreno. A pesar de ello, la obra fue reportada como concluida y en operación. El comisariado ejidal comentó que debido a esta obra pública, las autoridades estatales y federales consideran que en la comunidad el abasto de agua está garantizado, aunque en realidad no sea así.

El gobierno federal también construyó una represa nombrada "El Bordo", ubicada en la parte alta de la comunidad y que pretendía abastecer de agua a los campesinos con parcelas cercanas. Sin embargo,

un exintegrante del Comité de Agua comentó que esa agua sólo la usan los dueños de los terrenos donde se construyó la represa, a pesar de que la finalidad era el uso común.

En las entrevistas también se preguntó acerca de la intervención del gobierno para el abasto de agua y se encontró lo siguiente.

Sobre la construcción de obras públicas de agua, un ciudadano mencionó: "Sí, la nueva tubería, en pocas palabras el proyecto del agua potable, el gobierno federal puso los recursos económicos y nosotros la mano de obra. En ese proyecto vino incluido el tanque solar, que funciona de acuerdo al clima, pero el agua llega cada ocho días".

Otro ciudadano señaló: "Pues la verdad no sé, bueno, ahora que recuerdo, sí sé de uno que es la nueva tubería y el nuevo tanque que lo gestionó Clemente".

Un campesino dijo: "El proyecto del agua cuando se metió a las casas agua potable apoyó el gobierno estatal y federal con recursos económicos".

Otro ciudadano comentó: "El tanque y tubos del agua para la red de la nueva tubería de agua potable... se fueron los documentos hasta Chilpancingo, porque en el Ayuntamiento no nos hicieron caso al respecto del proyecto, pero el proyecto salió y ahora tenemos nueva tubería".

Nueve de 10 entrevistados señalaron que no se toman en cuenta las leyes que regulan el uso del agua. Sólo un ciudadano dijo que sí se toman en cuenta porque van supervisores en referencia al personal de la Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de Guerrero.

El subsistema cultural del agua

Respecto al significado que representa el agua, los 17 ciudadanos entrevistados comentaron que el agua es un líquido necesario para vivir tanto para las personas como para los animales y plantas.

A nivel cultural se encontró que existe una cosmovisión acerca del significado del agua, que se convirtió en una tradición y ritual, el cual consiste en que los ciudadanos acuden a una montaña llamada "Cerro de la Cruz" o "Crucita" para rogar a la naturaleza que llueva cuando se presenta un retraso en la lluvia y para que no se afecten las cosechas.

Al respecto, un campesino mencionó: "La única tradición es que vamos a pedir agua al cerro".

El subsistema económico del agua

Por el agua que abastece el Comité de Agua, en las entrevistas la mayor parte de los ciudadanos dijo que pagan de \$15.00 a \$20.00 mensuales: "El actual Comité del Agua cobra \$15.00 mensuales". Se descubrió que a cuatro meses de haber iniciado funciones el nuevo Comité de Agua, apenas empezó a cobrar la mensualidad por el servicio.

El secretario del Comité del Agua comentó: "Se paga por mes, que son \$15.00 mensuales cada toma; cada dueño de la toma paga \$15.00".

La mayoría dijo que la instalación de la toma de agua fue gratis, porque fue un proyecto del gobierno.

Todas las personas entrevistadas señalaron que compran agua por rotoplas (tinacos). Un ciudadano manifestó: "Sí, lo compró, porque como casi no llega y es una necesidad básica para poder vivir".

De igual manera un herrero dijo: "Sí, compro, ya que casi el agua no llega y pues tengo que comprar el agua, es un recurso muy interesante para uno, sin el agua uno no vive; para todo se necesita agua, pues por eso tengo que comprar agua".

Fue común que las personas entrevistadas comentaran que se carece de dinero para comprar el agua y que no tienen trabajo.

Un campesino comentó: "Sí, cuando no tenemos dinero, nosotros tenemos que ir a acarrear el agua de los pozos para no pagar, ya que no tenemos dinero".

El herrero comentó que: "Sí, pues hay veces que no tengo trabajo y pues tampoco tengo dinero, así que pues he carecido de dinero, pero tengo que conseguir aunque prestado para comprar el agua, ya que el agua es muy importante para sobrevivir".

Discusión

Los resultados permiten señalar que para el caso de la comunidad, la falta de organización comunitaria es la que mayormente interviene en el desabasto de agua. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Domínguez-Serrano y Castillo-Pérez (2018), quienes señalan que: "México comparte con la región latinoamericana la experiencia de más de cincuenta años de gestión comunitaria del agua; sin embargo, si bien

existen organizaciones constituidas para el autoabastecimiento del líquido en zonas rurales y periurbanas, éstas no han experimentado el fortalecimiento que se observa en otros países".

En El Pericón también interviene el inadecuado abasto del agua; el acaparamiento que hacen campesinos en época de sequía a través de represas rudimentarias; la falta de conocimiento sobre tecnologías apropiadas, como las ecotecnologías; la venta de agua que realizan dueños de pozos particulares. Estos resultados se relacionan con lo reportado por Pimentel-Equihua *et al.* (2012), quienes, en un estudio hecho sobre capacidades locales y de gestión social para el abasto de agua doméstica en comunidades rurales del Valle de Zamora, Michoacán, México, descubrieron que: "Las respuestas sociales ante la falta de agua incluyen (...) la compra de agua a camiones repartidores (...), petición de agua a los vecinos de colonias cercanas o transportar el líquido desde lugares más lejanos".

Respecto a la construcción de pozos de agua, es menester mencionar que están provocando sobreexplotación de una parte del acuífero Nexpa, pues se están extrayendo grandes cantidades de agua, ya que acuden revendedores de agua a abastecerse de los pozos de la comunidad de estudio y venden el líquido en otras comunidades. Cuando los revendedores extraen el agua de los pozos, el nivel de agua desciende y tienen que esperar horas para que se recupere el nivel y puedan volver a extraer agua. Los resultados permiten señalar que existen problemas importantes de agua en las comunidades en donde se vende el agua. Además, en la comunidad se está presentando un tipo de privatización del agua que hacen los dueños de los pozos y lucran con ella.

La comunidad se encuentra en una zona con registros de precipitación importantes. La precipitación pluvial anual promedio es de 1 200.9 mm de acuerdo con datos de la Estación Climatológica 00012053 de la Comisión Nacional de Agua y del Servicio Meteorológico Nacional (Conagua & SMN, 2022), por lo que la población en el área de estudio debería tener garantizado el abasto del agua en cantidades suficientes. Otra ventaja es que la comunidad se ubica en la parte alta del acuífero Nexpa, donde nacen los ríos y los manantiales; además, el tipo de vegetación y el suelo son propicios para la conservación del agua. Sin embargo, es conveniente mencionar que en la comunidad se presenta una importante deforestación de árboles, actividad podría a futuro repercutir negativamente en la disponibilidad de agua.

Respecto a la actividad de deforestación, hay una tendencia a que continúe, debido a que se realiza como parte de las actividades comunes, arraigada y transmitida de generación en generación. La madera de los árboles se utiliza como leña (combustible) para cocinar. Además, la condición de alta marginalidad y pobreza de la mayor parte de los pobladores hace difícil que obtengan otras fuentes de combustible, como el gas LP, debido al alto costo económico que muchos ciudadanos no pueden pagar; por la falta de desconocimiento es posible que no se busquen otras opciones, como el biogás.

Por otra parte, las mujeres y los niños desempeñan un rol social importante en el abasto de agua domiciliaria. Es común observar a mujeres y niños cargando recipientes de agua en la cabeza y caminar largas distancias en terrenos accidentados.

Esta realidad se relaciona con lo reportado en el Plan Estatal de Desarrollo (2016-2021), donde se menciona que el estado de Guerrero ocupa el último lugar del país en cobertura de agua potable.

Conclusiones

El objetivo de la investigación fue conocer las causas de la falta de abasto de agua en la comunidad El Pericón, municipio de Tecoaapa, localizada en la región Costa Chica del sureste del estado de Guerrero, México, a través de un análisis con subsistemas y con una metodología mixta.

En cuanto a los subsistemas que explican el desabasto de agua en la comunidad, los subsistemas social, político-administrativo y cultural son los que mejor describen que dicho desabasto se debe a la ausente organización comunitaria, carencia de aplicación de acciones de los gobiernos y sistema operador del agua, y a los hábitos de consumo.

Se concluye que la baja organización comunitaria es el principal factor en la falta de abasto de agua y esto se relaciona con lo que propone Triviño: "Los proyectos para el suministro de agua potable y saneamiento del medio requieren de una buena organización y administración para que sean eficientes y eficaces" (Triviño, 1987).

Por otra parte, los subsistemas tecnológico y económico también explican que hay desabasto de agua por la falta de mantenimiento de las redes de distribución de agua y por el comercio del agua. El comercio de agua es un tipo de acaparamiento y privatización de este bien común.

La agricultura es la principal actividad económica de la comunidad y el riego rudimentario demanda importante cantidad de agua que influye en su desabasto.

La insuficiente capacitación de los miembros del Comité de Agua también se relaciona con la falta de abasto de agua. Además, influye que los cargos en el Comité de Agua son honoríficos, sin un salario, y con frecuencia los miembros del comité atienden las actividades asociadas con el abasto de agua en sus tiempos libres o por las tardes, después de salir de trabajar.

Hay problemas de abasto de agua en comunidades cercanas al área de estudio, por lo cual es menester realizar investigaciones al respecto.

También es esencial efectuar estudios sobre el medio biofísico relacionado con el agua en la comunidad.

Las obras públicas construidas por los tres niveles de gobierno no han resuelto en su totalidad el abasto de agua a la comunidad.

La limitación de esta investigación fue la falta del estudio del subsistema biofísico, por lo que se recomienda hacerlo en futuras investigaciones.

Agradecimientos

Se agradece a todas y todos los informantes clave, así como a las autoridades de la comunidad.

Referencias

- Alvarado, A., & González, E. (2012). Los componentes del sistema del manejo de agua en una cuenca rural: aproximaciones metodológicas. En: *Experiencias en el tratamiento de aguas residuales domésticas en el Estado de México* (p. 220). Toluca, México: Universidad Autónoma del Estado de México.
- Álvarez, J., & Gayou, J. (2003). *Cómo hacer investigación cualitativa, fundamentos y metodología*. México, DF, México: Paidós.
- Bertalanffy, L. (1989). *Teoría general de sistemas*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Conagua & SMN, Comisión Nacional del Agua & Servicio Meteorológico Nacional. (2022). *Servicio Meteorológico Nacional*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Normales5110/NORMAL12053.TXT>
- Domínguez-Serrano, J., & Castillo-Pérez, E. (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), 469-503. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0186-72102018000200469&script=sci_abstract&tlng=pt
- Gobierno del Estado de Guerrero. (s/f). *Plan Estatal de Desarrollo 2016-2021*. México: Gobierno del Estado de Guerrero.
- Guerrero, E. (2007). El enfoque ecosistémico aplicado a la gestión del agua, una perspectiva desde América Latina. En: Andrade, A. *Aplicación del enfoque ecosistémico en América Latina*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

- Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, P. (2014). *Metodología de la investigación* (6ª ed.). México, DF, México: McGraw-Hill.
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2016). *Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Santiago, Chile: Organización de las Naciones Unidas. Recuperado de http://www.chileagenda2030.gob.cl/storage/docs/Libro_Agenda_2030_ODS_y_Metas_comp.pdf
- Pimentel-Equihua, J. L., Velázquez-Machuca, M. A., & Palerm-Viqueira, J. (2012). Capacidades locales y de gestión social para el abasto de agua doméstica en comunidades rurales del Valle de Zamora, Michoacán, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 9(2), 107-121. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-54722012000200002&script=sci_abstract&tlng=pt
- Sandoval-Moreno, A. (2011). Entre el manejo comunitario y gubernamental del agua en la Ciénega de Chapala, Michoacán, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 8(3), 367-385. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-54722011000300004&script=sci_arttext
- Triviño, J. E. (1987). El enfoque sistémico: aplicación al subsector de agua potable y alcantarillado (APA). *Ingeniería e Investigación*, (16), 10-23. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/ingein/article/view/21574>