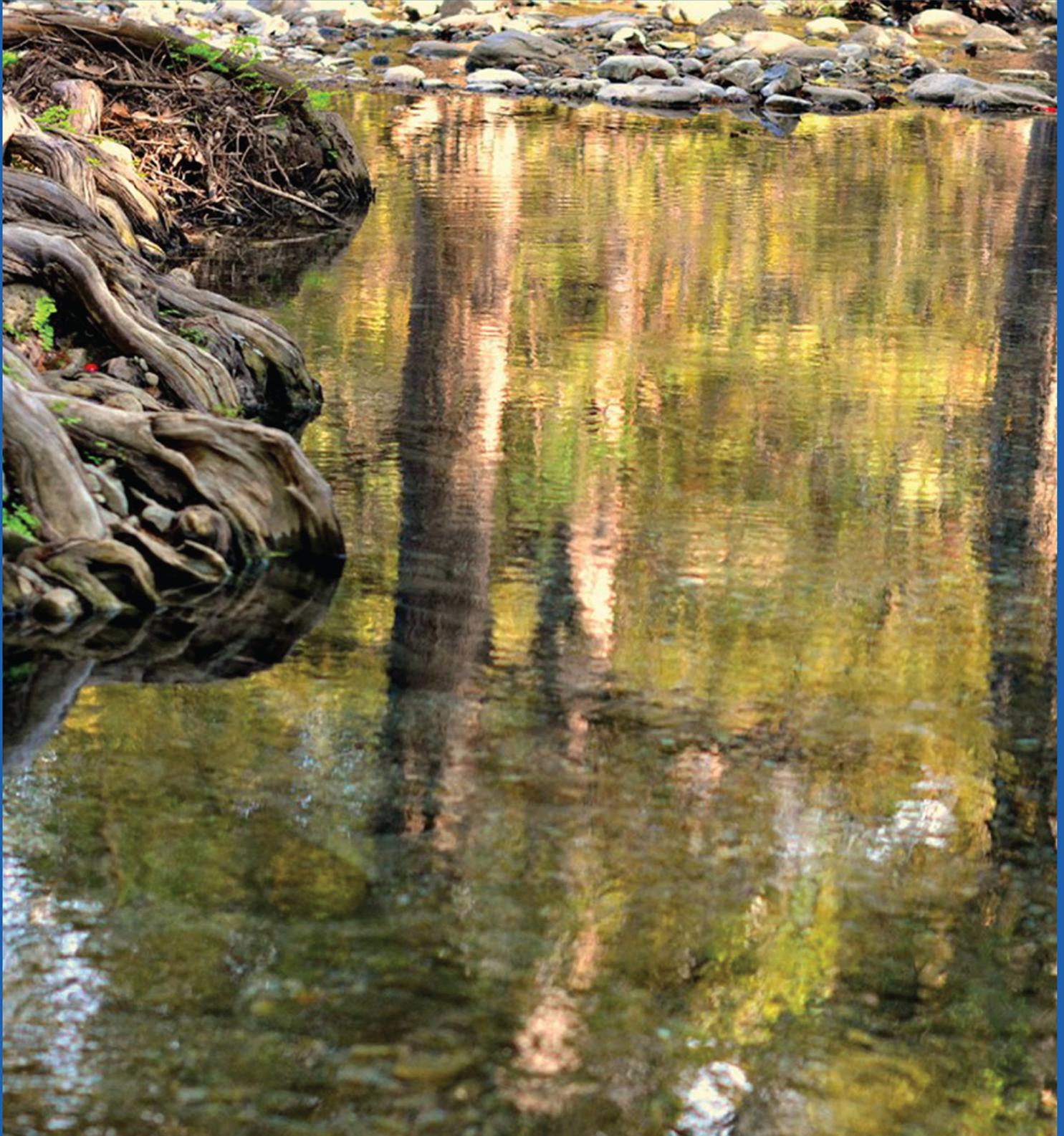




ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias Agua

• Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt)



Incluida en Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • EBSCO • ProQuest • Elsevier • Redalyc



Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dr. Felipe I. Arreguín Cortés
*Director General del
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

Editor en Jefe
Dr. Nahún Hamed García Villanueva
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Agua y Energía
Dr. Humberto Marengo Mogollón
Consultor

Editora en Calidad del Agua
Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros
*Organización de las Naciones Unidas para la Educación,
la Ciencia y la Cultura*

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Oscar L. Palacios Vélez
Colegio de Postgraduados, México

Editora en Ciencias Políticas y Sociales
Dra. Jacinta Palerm Viqueira
Colegio de Postgraduados, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Carlos Fernández-Jáuregui
*Water Assessment and Advisory-Global Network
(WASA-GN)*

Editor en Hidráulica
Dr. Felipe I. Arreguín Cortés
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Hidrología
Dr. Fco. Javier Aparicio Mijares
Consultor

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Polioptro F. Martínez Austria
Universidad de las Américas, Puebla

Secretario Técnico
M.C. Jorge Arturo Hidalgo Toledo
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinación editorial y cuidado de edición: Helena Rivas López • **Asistencia editorial y diagramación editorial:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez • **Diseño de figuras:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez y Rosario Castro Rivera • **Corrección de textos en inglés:** Ellen Sue Weiss • **Coordinación del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel • **Seguimiento del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel y Bibiana Bahena Carvajal • **Diseño de logotipo y portada:** Oscar Alonso Barrón • **Diseño del formato:** Gema Alín Martínez Ocampo • **Comercialización:** Carlos Ramón Peña Montiel.

• **Dr. Adrián Pedrozo Acuña**, Universidad Nacional Autónoma de México • **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. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez**, consultor, 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. Carles Sanchis Ibor**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **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, Estados Unidos • **Dr. Cleverson Vitório Andreoli**, Centro Universitário 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 Schneur**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, Estados Unidos • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Fedro Zazueta Ranahan**, University of Florida, Estados Unidos • **Dr. Gerardo Buena**, Centre de Recherche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **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, y Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, Estados Unidos • **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, Estados Unidos • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Horiuchi**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidade Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaíno**, 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 Escontria**, SAGARPA, México • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Luisa Torregrosa Armentia**, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, México • **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, Estados Unidos • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, consultor, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Rafael Val Segura**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría, Cuba • **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**, Comisión Nacional del Agua • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •

©**TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. VIII, núm. 1, enero-febrero de 2017, es una publicación bimestral editada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, teléfono +52 (777) 3 29 36 00, extensión 474, www.imta.gob.mx/tyca, fsalinas@tlaloc.imta.mx. Editor responsable, Nahún Hamed García Villanueva; Reserva de Derecho al Uso Exclusivo No. 04-2011-083111404500-203 e ISSN 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Subcoordinación de Difusión y Divulgación, Lic. Francisco José Salinas Estrada, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550. Fecha de la última modificación, 16 de enero de 2017.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin la previa autorización del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Tecnología y Ciencias del Agua constituye la continuidad de las revistas *Irrigación en México* (1930-1946); *Ingeniería hidráulica en México* (1947-1971); *Recursos hidráulicos* (1972-1978), e *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009); *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería hidráulica en México* (2010-2011).



Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. VIII, núm. 1, enero-febrero de 2017



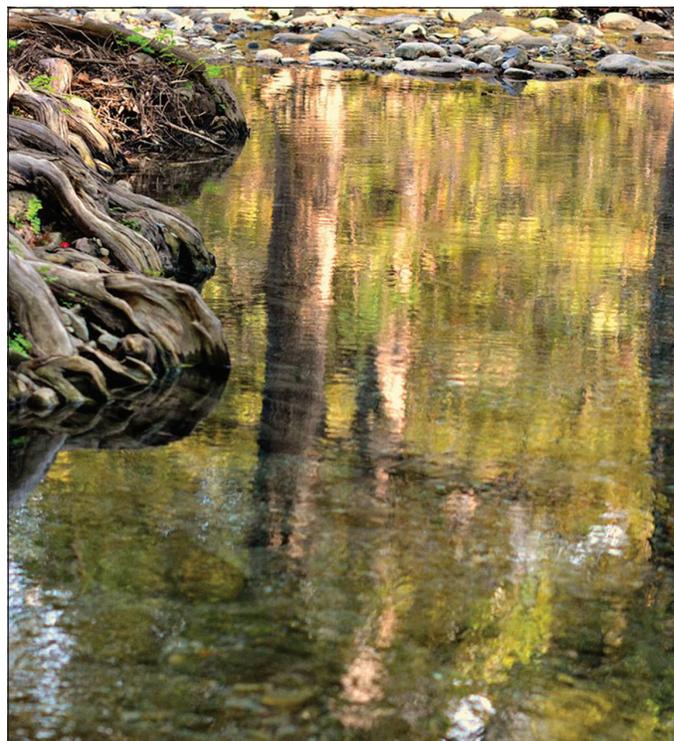
Para comentarios a la Coordinación
Editorial, dé clic aquí



Para suscripciones, dé clic aquí

Portada: arroyo La Estanzuela, Nuevo León, México. Las variaciones del clima y las actividades humanas están involucradas directamente con el incremento de la desertificación, así como con el deterioro de los ecosistemas, la reducción del potencial biológico y la pérdida de la biodiversidad, principalmente en las zonas áridas del planeta. El 64.03% del territorio mexicano mostraba ya señales de desertificación a finales de la década de 1990, siendo la sequía el factor principal, actuando como detonador; otros factores involucrados que destacan son la agricultura (el mal uso de tecnología, abuso de pesticidas, mal manejo de riego, conflicto por tenencia y uso de tierras, entre otros); ganadería y pastoreo; actividades forestales no sustentables; desarrollo urbano, y cambios de uso de suelo. Los modelos de cambio climático indican un aumento en el riesgo de desertificación por erosión hídrica. El desarrollo sostenible, la protección del suelo, la conservación del agua, la búsqueda de cultivos tolerantes a la sequía y el uso eficiente de la energía son algunos de los objetivos de las políticas de adaptación ante este fenómeno. Ver el artículo "Disponibilidad hídrica bajo escenarios de cambio climático en el Valle de Galeana, Nuevo León, México" de Thania G. López-García, Mario G. Manzano y Aldo I. Ramírez (pp. 105-114).

Foto: Mario G. Manzano.





Planta potabilizadora General San Martín, Buenos Aires, Argentina.

Foto: Clara María Minaverry.

Artículos técnicos

Consumidores y usuarios del servicio del agua en Argentina. Enfoques jurídicos
Clara María Minaverri

Suministro de agua potable en México: más allá del crecimiento poblacional
José Luis Montesillo-Cedillo

Análisis de sequías meteorológicas en la cuenca del río Fuerte, México
Mónica Castillo-Castillo
Laura A. Ibáñez-Castillo
Juan B. Valdés
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario A. Vázquez-Peña

Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas
Norma Pérez
Alex Schwarz
Homero Urrutia

Gobierno y administración local del agua potable en la Ciénega de Chapala, Michoacán, México
América Cervantes
Martha Velázquez
José Luis Pimentel

Remoción de nitrógeno amoniacal total en un biofiltro: percolador-columna de arena
Iván Gallego-Alarcón
Daury García-Pulido

Sistema de monitoreo satelital para el seguimiento y desarrollo de cultivos del Distrito de Riego 038
José Luis Espinosa-Espinosa
Enrique Palacios-Vélez
Leonardo Tijerina-Chávez
Héctor Flores-Magdaleno
Abel Quevedo-Nolasco

Disponibilidad hídrica bajo escenarios de cambio climático en el Valle de Galeana, Nuevo León, México
Thania G. López-García
Mario G. Manzano
Aldo I. Ramírez

Caracterización hidrogeoquímica de los acuíferos volcánicos Barva y Colima en el Valle Central de Costa Rica
Helga Madrigal-Solís
Alicia Fonseca-Sánchez
Jenny Reynolds-Vargas

Technical articles

Consumers and users water service in Argentina. Legal outputs 5
Clara María Minaverri

Drinking water supply in Mexico: Beyond the population growth 21
José Luis Montesillo-Cedillo

Analysis of meteorological drought in the Fuerte River Basin, Mexico 35
Mónica Castillo-Castillo
Laura A. Ibáñez-Castillo
Juan B. Valdés
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario A. Vázquez-Peña

Treatment of acid mine drainage: Study of sulphate reduction in organic mixtures 53
Norma Pérez
Alex Schwarz
Homero Urrutia

Government and local administration of drinking water in the Ciénega de Chapala, Michoacan, Mexico 65
América Cervantes
Martha Velázquez
José Luis Pimentel

Total ammonia nitrogen removal in a bio filter: Trickling filter-sand column 81
Iván Gallego-Alarcón
Daury García-Pulido

Satellite system for monitoring crop development in the Irrigation District 038 95
José Luis Espinosa-Espinosa
Enrique Palacios-Vélez
Leonardo Tijerina-Chávez
Héctor Flores-Magdaleno
Abel Quevedo-Nolasco

Water availability under climate change scenarios in the Valle de Galeana, Nuevo Leon, Mexico 105
Thania G. López-García
Mario G. Manzano
Aldo I. Ramírez

Hydrogeochemical characterization of Barva and Colima aquifers in the Central Valley of Costa Rica 115
Helga Madrigal-Solís
Alicia Fonseca-Sánchez
Jenny Reynolds-Vargas

Evaluación cuantitativa del riesgo
microbiológico por consumo de agua en San
Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México

Ane Galdos-Balzategui

Jesús Carmona de la Torre

Héctor Javier Sánchez-Pérez

Juan Jesús Morales-López

Arturo Torres-Dosal

Sergio Gómez-Urbina

*Quantitative microbial risk assessment of drinking water
in San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, Mexico* 133

Ane Galdos-Balzategui

Jesús Carmona de la Torre

Héctor Javier Sánchez-Pérez

Juan Jesús Morales-López

Arturo Torres-Dosal

Sergio Gómez-Urbina

Nota técnica

Definición de tres épocas de crecientes
utilizando estadísticos direccionales

Daniel Francisco Campos-Aranda

Technical note

Definition of three flood seasons using directional statistics 155

Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión

Guía para colaboradores

Discussion

Contributor's guide

167

169

Consumidores y usuarios del servicio del agua en Argentina. Enfoques jurídicos

• Clara María Minaverri* •

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina

*Autora para correspondencia

Resumen

Minaverri, C. M. (enero-febrero, 2017). Consumidores y usuarios del servicio del agua en Argentina. Enfoques jurídicos. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 5-20.

El objetivo de este trabajo es realizar un análisis comparativo de la normativa vinculada con los derechos de los usuarios y consumidores aplicables al servicio del agua en el ámbito internacional, nacional y de la Provincia de Buenos Aires, en Argentina. Se realizó una triangulación metodológica, aplicando en primer lugar el método de la hermenéutica jurídica, para contrastar normativa y jurisprudencia de dos jurisdicciones de Argentina de una serie de instrumentos internacionales y de una selección de casos jurisprudenciales argentinos. En segundo lugar, se seleccionó y aplicó una única categoría de indicadores del sistema de Global Integrity, para analizar a los organismos de control y a los instrumentos jurídico-administrativos disponibles. Luego de la presentación de la introducción, objetivos y metodología, se efectuó un análisis de los instrumentos internacionales vinculados con el reconocimiento de los derechos de los usuarios y de los consumidores, y sobre el estado del conocimiento, de la normativa, de una selección de casos jurisprudenciales, y de los instrumentos jurídico-administrativos disponibles para realizar reclamos. Se puede concluir que existen nuevas herramientas administrativas para que los usuarios y consumidores lleven a cabo sus reclamos vinculados con la calidad del servicio del agua. Por lo tanto, la existencia del solapamiento normativo no limita el real ejercicio de estos derechos fundamentales.

Palabras clave: servicio del agua, derechos, usuarios, consumidores, indicadores, Argentina.

Abstract

Minaverri, C. M. (January-February, 2017). Consumers and users water service in Argentina. Legal outputs. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 5-20.

The purpose of this paper is to make a comparative analysis about user's and consumer's regulations applied to water service, at the international and national levels and at the Buenos Aires province jurisdiction in Argentina. A methodological triangulation was used, in the first place with the legal hermeneutics method contrasting regulations of two Argentine jurisdictions, a series of international instruments, and a selection of Argentine case law. In the second place, we selected and applied only one indicator's category of Global Integrity system, to analyse public control agencies and available legal-administrative instruments. Then, after the presentation of the introduction, objectives and methodology, we described international instruments in connection with user's and consumer's rights recognition and about the state of knowledge, of regulations, of a selection of case law, and of available legal-administrative instruments for filing claims. We can conclude that there are new administrative tools for users and consumers to file a claim in connection with water service quality. In this sense, regulatory overlapping does not limit the real exercise of these fundamental rights.

Keywords: Water service, rights, users, consumers, indicators, Argentina.

Recibido: 26/02/2016

Aceptado: 24/08/2016

Introducción

La mayor cantidad de los recursos hídricos del mundo son salados (97.5%), mientras que el resto corresponde a lagos, ríos, reservorios, recursos subterráneos, glaciares, nieves y humedales, entre otros.

Más allá de esta notable limitación, el agua es un bien esencial para la vida, y la falta de disponibilidad o acceso a la misma afecta directamente a la salud, y su carencia va asociada con la pobreza. Este panorama afecta a la gobernabilidad, sumado a que los Estados deben asegurar la provisión

de agua potable a la mayor cantidad posible de personas (De Bianchetti, 2010).

Por esa razón, debe prestarse especial atención a la fuente del agua que consumimos diariamente, pues forma parte de esa minoría que es dulce y no debe ser sometida al proceso de desalinización, lo cual supondría altos costos económicos y una gran contaminación.

Uno de los temas de mayor preocupación en el ámbito de las ciencias ambientales y del mismo derecho ambiental es el notable deterioro y disminución de los humedales y de las aguas subterráneas, teniendo en cuenta que una de sus causantes es el fenómeno del cambio climático (Minaverri, 2012).

Para el caso particular de la Provincia de Buenos Aires, en Argentina, la situación de la disponibilidad hídrica superficial (dejando de lado las fuentes subterráneas y de los glaciares) es muy abundante, pues se puede acceder fácilmente al Río de la Plata (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2012). Esto le da ventaja en relación con otras zonas del país, como es el caso de algunas provincias ubicadas en el norte y centro.

De acuerdo con los datos arrojados por el Censo Nacional de Población, de Hogares y de Viviendas de 2010, una gran cantidad de las personas del país que tienen acceso al recurso del agua lo hace a través de la red pública; para el año 2010, esta modalidad se había incrementado en un 26.64%. En 2001, unas ocho millones de personas accedían a través de la red pública al agua potable, y en 2010 la cantidad de ciudadanos había ascendido a diez millones.

Sin embargo, según fuentes del Banco Mundial, actualmente la población del país asciende a 43.416 millones de personas al 2015, por lo que todavía existe un segmento de gente muy importante que debe satisfacerse con este servicio lo antes posible.

En el ámbito internacional han surgido una serie de instrumentos vinculantes y no vinculantes (que analizaremos posteriormente con mayor profundidad), que han brindado diversos aportes, los cuales en muchos casos fueron y serán incorporados en el futuro por parte de

la normativa interna de diversos países, como ocurrió con Argentina.

Sin embargo y teniendo en cuenta que la mayoría de los casos de los servicios públicos del agua se fue privatizando a partir de la década 1990 en América Latina, debe destacarse el caso de Uruguay, que pudo evitar esta situación. Desde 2002 se logró modificar dicha tendencia regional y se consolidó una visión alternativa fundada en la noción de que se trata de un derecho humano fundamental, y en una estrategia de gestión participativa del agua y del territorio que la produce (Domínguez, Achkar, & Fernández, 2013).

En este sentido, la encíclica *Laudato si'* de Francisco I de 2015 afirma que: “Si nos acercamos a la naturaleza y al ambiente sin esta apertura al estupor y a la maravilla, si ya no hablamos el lenguaje de la fraternidad y de la belleza en nuestra relación con el mundo, nuestras actitudes serán las del dominador, del consumidor o del mero explotador de recursos, incapaz de poner un límite a sus intereses inmediatos” (Papa Francisco, 2015).

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (2015-2030) —en específico en el número 12— establecen que se deben garantizar modalidades de consumo y de producción sostenibles. Puntualmente, una de sus metas se vincula de forma directa con la temática del presente y afirma que: “para el 2030, se deberá lograr la gestión sostenible y el uso eficiente de los recursos naturales”.

Además, el Objetivo 6 menciona que se deberá “garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”. Una de las metas que se relaciona más con lo analizado aquí exige que para “para 2030, se deberá aumentar sustancialmente la utilización eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores, y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua y reducir sustancialmente el número de personas que sufren la misma”.

El aspecto de la sustentabilidad aplicado al servicio del agua resulta ser clave en su gestión.

Puede ser entendido desde dos ámbitos. Uno que implique la autosuficiencia del sistema tarifario y que tenga en cuenta las necesidades de las generaciones futuras respecto de la disponibilidad de los recursos naturales (Minaverri, 2013b). El otro concepto de sustentabilidad se entiende y se vincula de manera directa con la conservación y protección del ambiente, y fue reproducido por el Informe Brundtland de 1987, afirmando que es aquel que satisface las necesidades del presente sin comprometer las de las futuras generaciones.

Algunos de los aspectos que aparecen reflejados en publicaciones provenientes de países de la región argumentan que: “los factores críticos que impiden avanzar hacia una planeación sustentable se vinculan con el crecimiento poblacional como elemento que detona el aumento en la demanda del recurso, reconocen la sobreexplotación de los acuíferos y su vinculación con costos de extracción superiores, la disminución de la calidad del agua y los altos porcentajes de pérdidas por fugas” (Rivera & Aguilar, 2015).

En la actualidad existen diversas organizaciones pertenecientes al ámbito de la sociedad civil que intentan brindar a los consumidores algunas herramientas adicionales, a través del uso de conceptos como el de “consumo sostenible”, el cual implica que se desarrolla a una tasa que permitirá a las generaciones futuras disfrutar de la misma calidad y cantidad de beneficios otorgados por el ambiente. Todo esto resulta ser muy importante, al considerar que para poder lograr obtener aportes en la sociedad debemos combinar todas las herramientas disponibles, y que sirvan para asegurar el acceso del usuario y consumidor al servicio del agua.

El objetivo de este trabajo es realizar un análisis comparativo de la normativa vinculada con los usuarios y consumidores aplicables al servicio del agua en los ámbitos internacional, nacional y de la Provincia de Buenos Aires en Argentina.

Luego de la presentación de la introducción, de los objetivos y de la metodología, se realizó un análisis de los instrumentos internacionales vinculados con el reconocimiento de los

derechos de los usuarios y de los consumidores, y sobre el estado del conocimiento sobre dicha temática, de la normativa, de una selección de casos jurisprudenciales, y de los instrumentos jurídico-administrativos disponibles para realizar reclamos.

Nuestra investigación se justifica en que consideramos que: “la regulación pública, atenta al poder monopólico que caracteriza a la actividad, resulta central a fin de garantizar el acceso a los servicios, mejorar la calidad de vida de la población y proteger el recurso hídrico. La esencialidad de los servicios y las externalidades generaron que la regulación se convirtiera en un aspecto crítico con las concesiones de las empresas prestatarias de los servicios” (Cáceres & Carbayo, 2013).

Coincidimos con algunos autores que afirman que el derecho debe brindar los marcos legales adecuados para el desarrollo de las personas sin descuidar un bien común, como lo es el ambiente (De Bianchetti, 2010). Es aquí donde se centrarán los aspectos fundamentales de este trabajo, esto es, acercar al derecho a la sociedad para la resolución de conflictos concretos de la vida cotidiana.

Estos conceptos ya fueron desarrollados por varias investigaciones recientes, en tanto que establecen que en caso de producirse escasez del recurso: “la demanda del agua debe disminuir en el sector con menor valor de uso, como la agricultura, y no sufrir cambios en sectores con alto valor como es el residencial” (Torres-Sombra & García-Salazar, 2015). Aquí se destaca el papel fundamental que cumple el derecho como ciencia y, por supuesto, de las políticas públicas que lo complementan y ponen en ejecución.

Metodología

En el presente trabajo se realizó una triangulación metodológica, y se consultaron estudios académicos, información estadística, fuentes judiciales, y materiales oficiales y públicos.

En cada apartado se aplicaron diferentes metodologías:

- Método de la hermenéutica jurídica: se contrastó normativa de dos jurisdicciones de Argentina: nacional y de la Provincia de Buenos Aires, y se analizaron instrumentos internacionales y una selección de casos jurisprudenciales.
- Sistema de indicadores de Global Integrity: se seleccionó y aplicó una única categoría de indicadores, que a su vez fueron adaptados para su aplicación al ámbito jurídico, para el análisis de los organismos de control y de instrumentos jurídico-administrativos disponibles.

Global Integrity es un proveedor de información que analiza las tendencias de la corrupción y del buen gobierno en los diferentes países del mundo y es reconocido por su reporte anual sobre integridad (*Global Integrity Report*). Este informe consiste en una compilación de estudios de casos de países (tanto cualitativos como cuantitativos) preparados por investigadores y académicos.

Estos indicadores de integridad evalúan diversas cuestiones normativas e institucionales vinculadas con la apertura y calidad del gobierno.

A continuación se describirá una parte de la matriz de indicadores de Global Integrity (que en su totalidad consta de 23 divididos en seis categorías), que fue seleccionada y tomada como base para nuestro trabajo:

Supervisión y controles por parte del Estado:

1. Control de empresas públicas.
2. Licencias comerciales y normativas.

La primera clase de indicadores son los *legales* y miden la existencia de un marco jurídico tendiente a lograr un eficiente control del servicio del agua respecto de la efectividad y aplicación de las normas jurídicas vigentes. Además, analiza la cantidad de leyes, reglamentos y/o instituciones existentes en el ámbito seleccionado.

La segunda clase de indicadores son los *prácticos*, que miden la implementación y aplicación del marco normativo (con las herramientas jurídicas que se dispone), esto es, la calidad de la jurisprudencia, las denuncias por incumplimientos legales (si fueron efectivas o no), las encuestas o los índices de percepción de la corrupción, las estadísticas e información.

Para puntuar a los indicadores legales en caso de que sean “positivos”, se les asignará un puntaje de “100” y en caso de que sean “negativos”, el mismo será de “0”.

Para los indicadores prácticos, el puntaje se le asignará con un criterio más discrecional (en este caso del investigador), y será el siguiente: 0, 25, 50, 75 o 100, a partir de si es positivo o negativo (en este último caso será “0”).

La diferencia existente entre el puntaje obtenido por los indicadores legales y los prácticos es considerada como el *espacio* a llenar e indica los aspectos faltantes. Esto sugiere:

- Creación o modificación de instituciones.
- Dictado de nuevas normas jurídicas.
- Tratamiento de cuestiones vinculadas con el ámbito político (que no serán analizadas en la presente investigación).

Este sistema considera que cuando aparecen *vacíos grandes*, estos indicadores estarían sugiriendo que no existe intención de realizar reformas legales, o si la hay, no fueron relevantes y/o efectivas.

El espacio territorial nacional e internacional y el de Provincia de Buenos Aires en Argentina se justifica en la posibilidad de contrastar dos jurisdicciones de Argentina, que presentan distintos desarrollos normativos y jurisprudenciales.

El ámbito temporal seleccionado corresponde al periodo desde 1993 hasta la actualidad, pues ese año comenzó a regir la concesión del servicio de agua través de la empresa Aguas Argentinas S. A. Luego, en 2006, se rescindió el contrato respectivo, por lo que este escenario resulta propicio para realizar un análisis comparativo de ambas situaciones.

Los instrumentos internacionales vinculados con el reconocimiento de los derechos de los usuarios y de los consumidores. El estado del conocimiento sobre el tema

En el ámbito internacional y como base de la normativa nacional de Argentina, se pueden mencionar a las Directrices de las Naciones Unidas para la Protección del Consumidor, que fueron actualizadas en 1999. Las mismas fueron elaboradas por la ONU en 1985, otorgándole una importante legitimidad a una serie de principios vinculados con los derechos del consumidor.

En 1999 fueron actualizadas con una nueva sección sobre “consumo y producción sustentables”, para reflejar las crecientes preocupaciones ambientales.

Se trata de normas de *softlaw*, o sea que no son vinculantes para los Estados, pero que han sentado algunos principios que actualmente son de índole obligatoria.

Este documento hace un llamamiento a los Estados para que protejan a los consumidores de los peligros para su salud y su seguridad; sus intereses económicos; les permita tomar decisiones fundamentadas; les proporcionen educación; pongan a disposición mecanismos eficaces de compensación al consumidor; promuevan patrones de consumo sostenible, y garanticen la libertad para la constitución de grupos de consumidores.

La guía voluntaria e internacional ISO 26 000 sobre Responsabilidad Social establece que las organizaciones que proporcionan productos y servicios a consumidores o a otros clientes tienen responsabilidades hacia ellos (ISO, 2010).

También afirma que si bien el Estado tiene la responsabilidad primordial en cuanto a garantizar que se respete el derecho a la satisfacción de las necesidades básicas de la población, una organización puede contribuir al cumplimiento de este derecho.

Por tal razón, hemos relacionado este aspecto junto con el funcionamiento de los organismos

vinculados con el servicio de agua, ya que los primeros nos muestran la capacidad jurídica existente en relación con el control y ejercicio del poder de policía.

Sin embargo, y siguiendo lo establecido por la guía voluntaria ISO 26 000 sobre Responsabilidad Social (ISO, 2010), existen muchos lugares o condiciones en las que el Estado no asegura la protección de este derecho esencial. Por tal razón, esta guía incorporó algunas recomendaciones para las empresas prestadoras de dicho servicio, pero que no están incluidas dentro del ámbito de la normativa obligatoria, y por eso son muy relevantes:

- No desconectar los servicios esenciales por falta de pagos sin darle al consumidor la oportunidad de buscar un plazo razonable para realizar los mismos.
- Ofrecer una tarifa que proporcione una subvención a las personas necesitadas.
- Operar de manera transparente, proporcionando información relacionada con el establecimiento de precios y cargos.
- Ampliar la cobertura y proporcionar la misma calidad y nivel de servicio a todos los grupos de consumidores, sin discriminación.
- Gestionar cualquier racionamiento o interrupción del suministro de manera equitativa, evitando discriminar a cualquier grupo de consumidores.

A su vez, en el mundo se han creado diversas asociaciones, como es el caso del “Comercio Justo”, que mantiene una relación justa entre consumidores y productores, aplicando principios provenientes del pacifismo y ecologismo.

En la encíclica *Laudato si'* también se hace referencia a la responsabilidad social de los consumidores: “Comprar es siempre un acto moral, y no sólo económico. Por eso, hoy el tema del deterioro ambiental cuestiona los comportamientos de cada uno de nosotros” (Papa Francisco, 2015).

Normativa y jurisprudencia vinculada con los derechos de los usuarios y consumidores del servicio de agua

Ámbito nacional

La Constitución Nacional, reformada en 1994 en Argentina, incorporó un artículo vinculado de modo directo con los derechos de los consumidores y usuarios:

“Artículo 42: Los consumidores y usuarios de bienes y servicios tienen derecho, en la relación de consumo, a la protección de su salud, seguridad e intereses económicos; a una información adecuada y veraz; a la libertad de elección, y a condiciones de trato equitativo y digno.

Las autoridades proveerán a la protección de esos derechos, a la educación para el consumo, a la defensa de la competencia contra toda forma de distorsión de los mercados, al control de los monopolios naturales y legales, al de la calidad y eficiencia de los servicios públicos, y a la constitución de asociaciones de consumidores y de usuarios”.

Cabe destacar que a nivel constitucional no se han incorporado elementos que se refieran directamente al agua (pero sí a los servicios públicos en general), como ha ocurrido en la última reforma de la Constitución de Uruguay, lo cual es relevante, pues defiende de forma directa los derechos de los usuarios y consumidores del servicio del agua.

En este sentido, Uruguay incorporó una visión holística de los servicios del agua y saneamiento, y del ambiente en general, que quedó plasmada en el artículo 47 de su Carta Magna, y estableció los aspectos fundamentales para que sirva como guía para una “política nacional de aguas”, que tiene en consideración, entre otros aspectos, asegurar la equidad en el acceso de los servicios (Domínguez *et al.*, 2013).

En relación con la protección del derecho del consumidor y de los usuarios, la ley nacional 24 240 de 1993 posee un papel determinante.

Dicha norma define al usuario o consumidor como:

“Toda persona física o jurídica que adquiere o utiliza bienes o servicios en forma gratuita u onerosa como destinatario final, en beneficio propio o de su grupo familiar o social:

- a) La adquisición o locación de cosas muebles.
- b) La prestación de servicios.
- c) La adquisición de inmuebles nuevos destinados a vivienda, incluso los lotes de terreno adquiridos con el mismo fin, cuando la oferta sea pública y dirigida a personas indeterminadas”.

A su vez, dicha norma contiene un capítulo especial dedicado a la problemática de los servicios públicos domiciliarios, en donde estaría incluido el del agua.

El artículo 29 hace referencia a los instrumentos y unidades de medición, en donde la “autoridad competente queda facultada para intervenir en la verificación del buen funcionamiento de los instrumentos de medición de energía, combustibles, comunicaciones, agua potable o cualquier otro similar, cuando existan dudas sobre las lecturas efectuadas por las empresas prestadoras de los respectivos servicios”.

Cabe destacar que la mayoría de los hogares de las jurisdicciones analizadas no cuenta con medidores de agua, cuestión que dificulta mucho que se produzca reciprocidad y justicia al momento de fijar tarifas, y por eso la mayoría de las empresas proveedoras del servicio suministra facturas con cargos fijos (Minaverri, 2013b).

Provincia de Buenos Aires

El artículo 38 de la Constitución de la Provincia de Buenos Aires del año 1994 ha incorporado la problemática planteada en el presente trabajo y establece textualmente lo siguiente:

“Los consumidores y usuarios tienen derecho, en la relación de consumo, a la

protección frente a los riesgos para la salud y su seguridad, a la promoción y defensa de sus intereses económicos y a una información adecuada y veraz.

La Provincia proveerá a la educación para el consumo, al establecimiento de procedimientos eficaces para la prevención y resolución de conflictos y promoverá la constitución de asociaciones de usuarios y consumidores”.

La ley 13 133 corresponde al Código Provincial de implementación de los derechos de los consumidores y usuarios del año 2003, y tiene por objeto establecer las reglas de las políticas públicas y los mecanismos administrativos y judiciales, para la efectiva implementación en el ámbito provincial. El mismo se encuentra dividido de la siguiente forma:

- a) De los derechos de los consumidores y usuarios reconocidos en la Constitución Nacional y en la Constitución de la Provincia de Buenos Aires.
- b) De las normas de protección consagradas en la ley nacional de defensa del consumidor y disposiciones complementarias.

En su artículo 2 establece también que el Gobierno Provincial deberá formular políticas enérgicas de protección de los consumidores y usuarios dentro del marco constitucional de competencias, y establecer una infraestructura adecuada que permita aplicarlas. Las medidas de protección al consumidor se deberán aprovechar en beneficio de todos los sectores de la población.

Lo novedoso en cuanto a otras normas jurídicas que regulan aspectos similares es que en su artículo 8 hace referencia al “consumo sustentable”, y establece lo siguiente:

“El Gobierno deberá formular políticas y ejercer los controles pertinentes para evitar los riesgos que puedan importar para el medio ambiente los productos, y servicios que se ofrecen y proveen a los consumidores y usuarios. Las medidas a implementar, serán

tendientes a que los patrones de consumo actuales no amenacen la aptitud del medio ambiente para satisfacer las necesidades humanas futuras”.

Artículo 9:

“Las medidas gubernamentales para el consumo sustentable deberán estar encaminadas entre otros objetivos, a los siguientes.

- a) Campañas educativas para fomentar el consumo sustentable, formando a los consumidores para un comportamiento no dañino del medio ambiente.
- b) Certificación oficial de los productos y servicios desde el punto de vista ambiental.
- c) Impulsar la reducción de consumos irracionales, perjudiciales al medio ambiente.
- d) Orientar mediante impuestos o subvenciones, dentro del marco de competencia provincial, los precios de los productos según su riesgo ecológico.
- e) Promover la oferta y la demanda de productos ecológicos.
- f) Regular y publicar listas respecto a productos tóxicos.
- g) Regular el tratamiento de “los residuos”, con orientación ecológica.
- h) Información y etiquetado ambientalista.
- i) Ensayos comparativos sobre el impacto ecológico de productos.
- j) Impedir las publicidades antiambientalistas.”

Todas estas medidas involucran directamente la intención de modificar conductas de la población a través de la educación, la aplicación de normas voluntarias ambientales, y realizando campañas de difusión y de publicidad ambiental. No se apunta sólo a sancionar, sino a que la ciudadanía avance en su accionar a través de un cambio de mentalidad y de conducta pro-ambiental.

Esto, a su vez, debería ser acompañado de una ley de educación ambiental obligatoria, que vaya de la mano con la capacitación desde los niveles iniciales respecto de todas las temáticas aquí planteadas.

Casos jurisprudenciales

Los tribunales, sin duda atentos a que la normativa en las jurisdicciones analizadas y su aplicación práctica no siempre contemplaban todas las cuestiones vinculadas con la defensa de los consumidores, han colaborado a lo largo de muchos años en dictar algunos precedentes jurisprudenciales que establecieron lineamientos de protección adicional.

A tal fin se han seleccionado dos casos: uno de la época en la que el servicio del agua se encontraba privatizado; otro de la era actual, donde tal servicio es suministrado desde el año 2006 por una empresa que posee capitales mayoritarios estatales.

El primer caso es caratulado “Zalazar, Hilda Isabel y otros contra Aguas Provinciales de Santa Fe sobre recurso de amparo”, y tramitó ante la Cámara de Apelación en lo Civil, Comercial y Laboral de la ciudad de Reconquista, Chaco, de fecha 7 de septiembre de 2005.

El juez hizo lugar al recurso de amparo promovido por los actores, usuarios de los servicios que presta la accionada, *ordenando* “que hasta tanto sea prestado el servicio de cloacas en forma perfecta no se les cobre la tarifa correspondiente a tal rubro debiendo tan sólo cobrarseles lo correspondiente a la provisión de agua potable”, y declarando “que la demandada deberá abstenerse de cortar y/o reducir la provisión de agua corriente a los actores por falta de pago del servicio de cloacas hasta tanto se solucionen los problemas referidos”.

El segundo caso es el de “Gallo Nelson Carlos c/ Aguas de Corrientes S.A. s/ amparo” y tramitó ante la Cámara de Apelaciones en lo Civil y Comercial de Corrientes, Sala IV, de fecha 19 de junio de 2013.

Uno de los aspectos centrales del mismo establece que:

“El acceso a suficiente agua limpia y a saneamiento es esencial para la efectividad del derecho a la salud, a la alimentación y a un sustento seguro, debiendo garantizarse una disponibilidad, acceso y calidad suficientes,

máxime en relación a las personas más vulnerables, en virtud de lo cual se prohíbe a la empresa de aguas demandada la interrupción del suministro de agua potable al actor por falta de pago”.

Este fallo confirmó la sentencia que hizo lugar a la acción de amparo iniciada por parte de la actora, prohibiendo a la empresa de aguas demandada la interrupción del suministro al actor por falta de pago, pues el derecho de acceso al agua potable como derecho humano se encontraba consagrado en la Carta Magna provincial y es, por ende, un derecho fundamental y esencial para la vida.

En ambos casos jurisprudenciales, se ha reconocido explícitamente el derecho de los usuarios a que no les corten el servicio de agua por falta de pago. Este criterio se repitió en diversos fallos judiciales pertenecientes a todas las jurisdicciones del país, que ya habían venido receptando esta tendencia a lo largo del tiempo, en donde se pudo constatar que los consumidores con frecuencia recurren a la justicia para reclamar por estos derechos básicos.

Algunos casos, como Lugo Silvia Itati, Lugo Alba Susana, Lugo Cinthia Corina y Lugo Florencio Diego contra Aguas de Corrientes S. A. sobre sumarísimo; Club Defensores de Torino contra Aguas de Corrientes S. A. sobre sumarísimo; Marcore Marta Susana contra Aguas de Corrientes S. A. y Ente Regulador de Obras Sanitarias sobre amparo, demuestran que ha existido una positiva evolución en relación con el reconocimiento del derecho humano de acceso al agua, aun con anterioridad al dictado de la Resolución N° 64/292 del 28 de julio de 2010 por parte de la Asamblea General de las Naciones Unidas (Minaverri, 2013a), por parte del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales, la Declaración Universal de Derechos Humanos y la Convención Americana de Derechos Humanos, entre otros.

A su vez, en todas las sentencias se hace referencia como fuentes principales a los instrumentos internacionales de derechos humanos, los

cuales ya habían sido ratificados por Argentina, más allá de que éstos no mencionaban directamente el derecho de acceso al agua (Minaverri, 2013a).

Análisis sobre los instrumentos jurídico-administrativos disponibles para la defensa de los derechos de los usuarios y de los consumidores en el servicio del agua

La implementación de herramientas jurídico-administrativas constituye una oportunidad para evitar que se produzca uno de los fenómenos que se han detectado con más frecuencia en nuestra región: la inequidad social en las formas de abastecimiento. Esto se pone de manifiesto cuando se detecta que los indicadores de cobertura del organismo operador están sobredimensionados (Rivera & Aguilar, 2015).

En el ámbito territorial analizado, existe una clara disparidad territorial en la Provincia de Buenos Aires respecto del nivel de cobertura del servicio, produciéndose un incumplimiento legal en el área analizada, pues Argentina se ha comprometido internacionalmente en avanzar en la implementación de los Objetivos de Desarrollo del Milenio a 2015, y actualmente en los Objetivos de Desarrollo Sostenible a 2030 (Minaverri, 2013b).

Ámbito nacional

En relación con las herramientas jurídico-administrativas de esta jurisdicción, no se aplicará el sistema de indicadores de Global Integrity, debido a que no existe ningún solapamiento en las funciones de los organismos de control.

El último párrafo del artículo 42 de la Constitución Nacional establece textualmente lo siguiente:

“(…) La legislación establecerá procedimientos eficaces para la prevención y solución de conflictos, y los marcos regulatorios de los servicios públicos de competencia nacional, previendo la necesaria participación de las

asociaciones de consumidores y usuarios y de las provincias interesadas, en los organismos de control”.

Además, se incorporó al artículo 43, que brinda una herramienta jurídica ya existente (mediante la ley 16 986 del año 1996), que es la acción de amparo:

“Toda persona puede interponer acción expedita y rápida de amparo, siempre que no exista otro medio judicial más idóneo, contra todo acto u omisión de autoridades públicas o de particulares, que en forma actual o inminente lesione, restrinja, altere o amenace, con arbitrariedad o ilegalidad manifiesta, derechos y garantías reconocidos por esta Constitución, un tratado o una ley. En el caso, el juez podrá declarar la inconstitucionalidad de la norma en que se funde el acto u omisión lesiva. Podrán interponer esta acción contra cualquier forma de discriminación y en lo relativo a los derechos que protegen al ambiente, a la competencia, al usuario y al consumidor, así como a los derechos de incidencia colectiva en general, el afectado, el defensor del pueblo y las asociaciones que propendan a esos fines, registradas conforme a la ley, la que determinará los requisitos y formas de su organización (...).”

Institucionalmente, en el ámbito nacional existen distintos organismos que se han creado mediante el Decreto 1 070 del año 2014 (o sea que son muy recientes), que se describirán a continuación:

- *Dirección Nacional de Defensa del Consumidor y Arbitraje de consumo*

Su responsabilidad principal es ejecutar las acciones tendientes a asegurar una correcta aplicación y control de las políticas vinculadas con la defensa del consumidor, asegurar el cumplimiento de la normativa aplicable en su ámbito, y coordinar las funciones de superintendencia del Sistema Nacional de Arbitraje de Consumo.

- Dirección de Defensa del Consumidor

Su función principal es realizar las acciones vinculadas con la aplicación de la ley 24 240 de Defensa del Consumidor, y las que le encomiende la Dirección Nacional de Defensa del Consumidor y Arbitraje de Consumo.

- Unidad sistema nacional de arbitraje de consumo

Se encarga de administrar el Registro Nacional de Representantes de Asociaciones de Consumidores y el Registro Nacional de Representantes de Asociaciones Empresariales, que integrarán los Tribunales Arbitrales de Consumo, el Registro de Árbitros Institucionales del Sistema Nacional de Arbitraje de Consumo, y el Registro de Oferta Pública de Adhesión al Sistema Nacional de Arbitraje de Consumo, a cuyo efecto entregará el distintivo correspondiente a las personas físicas y jurídicas inscritas en el mismo.

Una vez conformado el Tribunal, deberá efectuar las notificaciones a las partes involucradas y a los árbitros que conformarán el Tribunal Arbitral de la fecha y hora en que se celebrará la audiencia.

Efectúa el seguimiento y control de los expedientes, así como también de la observación de los plazos legales, y confecciona los oficios para los supuestos en que se disponga la apertura a prueba, y lleva el registro de laudos, al igual que de los actos administrativos —disposiciones— suscritos por la superioridad y los dictados en el marco de la función de superintendencia asignada.

En la figura 1 se grafican las jerarquías correspondientes a dichos organismos.

A su vez, se ha dictado la ley 26 993 del año 2014, que hace referencia al sistema de resolución de conflictos en las relaciones de consumo. Establece la creación del Servicio de Conciliación Previa en las Relaciones de Consumo (COPREC), que actuará en el país mediante su sede en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, y en las dependencias, delegaciones u oficinas fijas o móviles que se establezcan en el resto de la nación.

La norma establece una limitación por monto, ya que intervendrá en los reclamos de derechos individuales de consumidores o usuarios que versen sobre conflictos en las relaciones de consumo, cuyo monto no exceda de un valor equivalente al de 55 salarios mínimos, vitales y móviles.

La intervención del COPREC tendrá carácter previo y obligatorio al reclamo ante la Auditoría en las relaciones de consumo (conforme la ley 24 240) o, en su caso, a la demanda ante la Justicia Nacional en las Relaciones de Consumo.

El objetivo fundamental de este nuevo sistema es agilizar los plazos vinculados con la resolución de los reclamos, y además fijar los lineamientos básicos administrativos para que el sistema pueda funcionar de forma adecuada.

Esta instancia se encuentra únicamente instrumentada a nivel nacional, y constituye nuevas herramientas para que los usuarios y consumidores puedan contar con diversas opciones para hacer valer sus derechos.

Provincia de Buenos Aires, Argentina

A continuación se realizará una adaptación de una categoría de indicadores de Global Integrity que fueron seleccionados de acuerdo con sus características, y que son adecuados para analizar las funciones de los organismos vinculados con la defensa de los derechos del consumidor.

Categoría del gobierno y control de las empresas

- ¿Los organismos imponen sanciones a los infractores? (indicador práctico).
- ¿Los organismos controlan a las empresas e inician investigaciones? (indicador práctico).
- ¿Los organismos están protegidos de influencias políticas? (indicador legal). Este último no será utilizado, pues excede los objetivos planteados en el presente trabajo.

Se seleccionaron dos indicadores prácticos, pertinentes para determinar la existencia y el funcionamiento de los organismos de control vinculados con la defensa de la calidad del

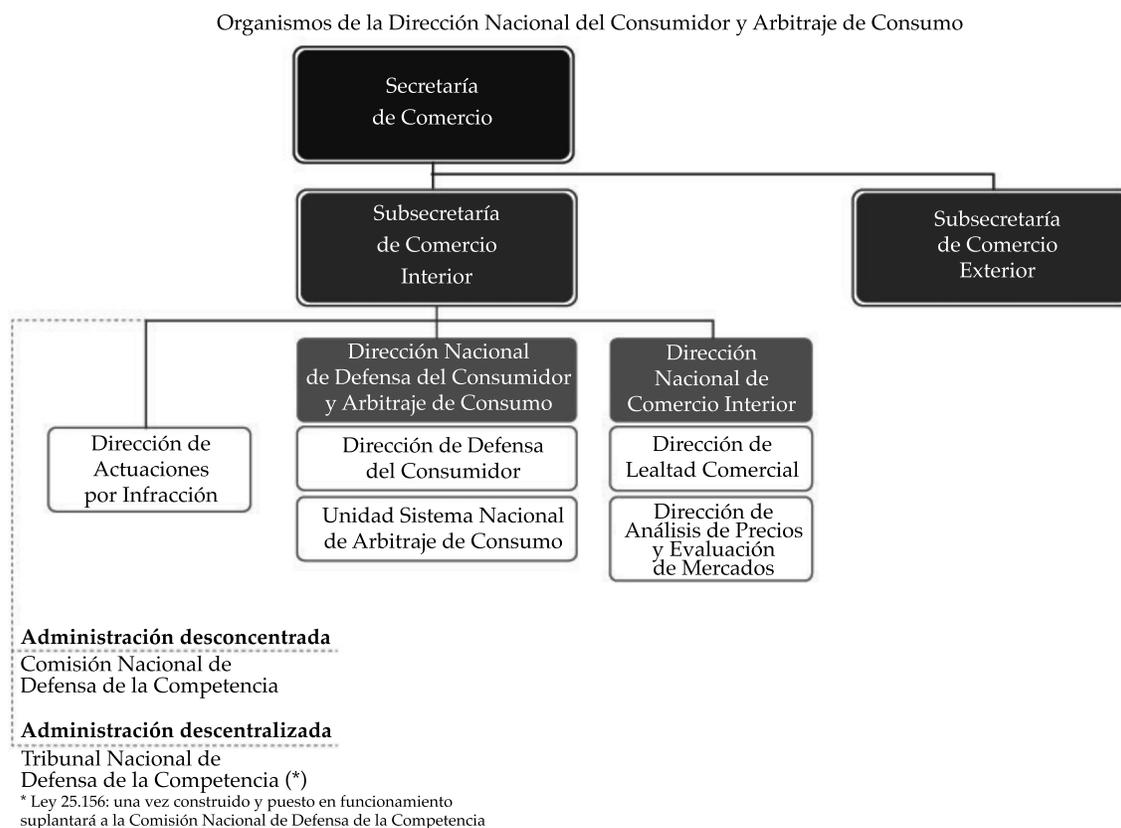


Figura 1. Organismos de la Dirección Nacional del Consumidor y Arbitraje de Consumo. Fuente: Página Web de la Dirección Nacional de Defensa del Consumidor y Arbitraje de Consumo, 2016.

servicio del agua. En la figura 2 se han unificado todos los conceptos brindados en los mismos.

Allí se muestra claramente que se produce una superposición de funciones entre el ex ETOSS (Ente Tripartito de Obras y Servicios Sanitarios) y OCABA (Organismo de Control de Aguas de Buenos Aires) durante el suministro privado del servicio de agua, y actualmente entre OCABA y ERAS (Ente Regulador de Aguas y Saneamiento) en el ámbito de la misma concesión suministrada por una empresa pública.

Todos estos organismos se ocupan de iniciar y resolver expedientes administrativos sobre controles del cumplimiento normativo del servicio del agua, e incluyen las problemáticas vinculadas con la defensa de los derechos de los usuarios y consumidores.

No están interconectados entre sí y algunos se ubican en diferentes ámbitos territoriales (Ciudad Autónoma de Buenos Aires y Provincia de Buenos Aires), por lo que podrían generarse duplicaciones de expedientes, e ineficacia en la aplicación de la normativa vigente y de los controles respecto de las prestadoras del servicio.

Resultados y recomendaciones

Luego del análisis de las fuentes del derecho (en especial sobre la normativa), a continuación se detallarán los resultados obtenidos a través de la triangulación metodológica implementada en el presente trabajo.

Coincidimos con diversos autores que afirman que los análisis sobre procesos de

Vinculación de las funciones de los organismos con los indicadores de Global Integrity

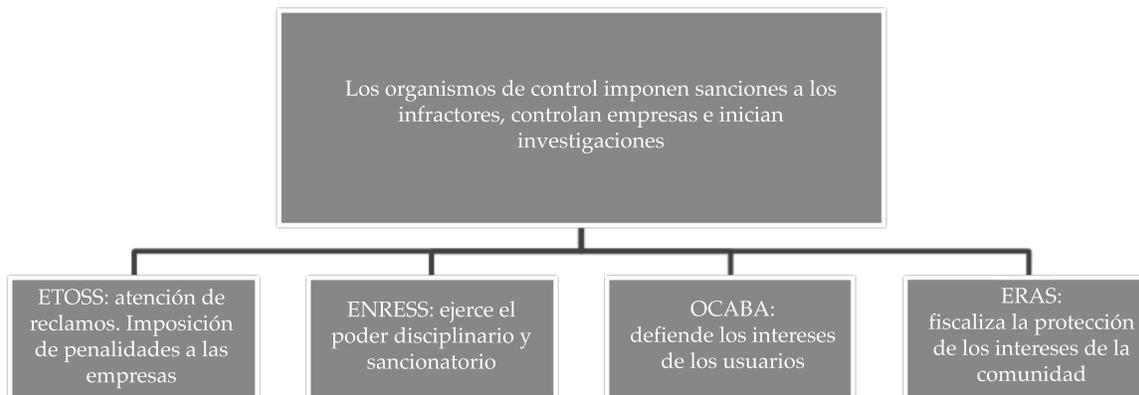


Figura 2. Vinculación de las funciones de los organismos con los indicadores de Global Integrity. Fuente: Minaverri, 2013b.

contaminación, y la indefensión de los bienes comunes y de las poblaciones afectadas ponen en cuestión al conjunto de las instituciones y no sólo a las del poder ejecutivo sobre las que focalizan los tradicionales análisis de políticas públicas. También ponen en evidencia déficits de coordinación interinstitucional e interjurisdiccional, en suma, el mismo carácter público de la estructura estatal en tanto sistema legal (Carrizo & Berger, 2013), tal como lo hemos detectado para el ámbito de la Provincia de Buenos Aires.

En el cuadro 1 se expondrán los resultados obtenidos de la aplicación de una categoría de indicadores del sistema de Global Integrity.

Al haberse aplicado solamente una categoría que contiene dos indicadores prácticos no fue posible que los puntajes obtenidos por parte de los indicadores legales sean restados respecto de los que correspondan a los prácticos por la ausencia de los primeros. De todas maneras resultaron ser muy útiles para determinar la existencia y algunos aspectos vinculados con el funcionamiento de los organismos de control del servicio del agua en las jurisdicciones analizadas.

En la figura 3 se pone en práctica la técnica de la hermenéutica jurídica al analizar la normativa de las dos jurisdicciones argentinas.

Cuadro 1. Resultados de la aplicación del sistema de Global Integrity.

Categoría: control del gobierno y control de las empresas públicas. Vinculación existente entre el funcionamiento de los organismos de control y defensa de los derechos de los usuarios y consumidores. Fuente: elaboración propia, 2016.

¿Los organismos imponen sanciones a los infractores? (indicador práctico)	100/100	
¿Los organismos controlan a las empresas e inician investigaciones? (indicador práctico)	100/100	ETOSS y OCABA: durante el periodo de privatización del servicio de agua OCABA y ERAS: durante el periodo de nacionalización del servicio de agua

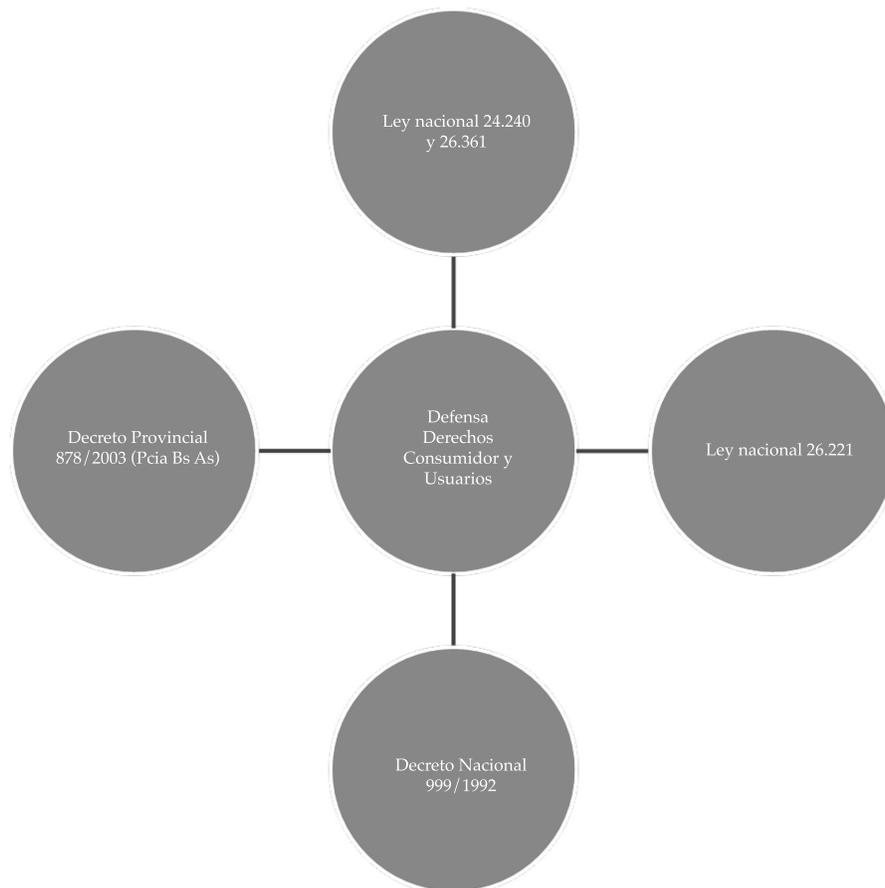


Figura 3. Normativa vinculada con las herramientas jurídico-administrativas de los usuarios y consumidores del servicio del agua. Concesión del servicio de Buenos Aires. Fuente: Minaverri, 2013b.

La Provincia de Buenos Aires es una jurisdicción donde encontramos que actualmente existe una superposición normativa, que abarca los ámbitos territoriales de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y de algunos municipios de la Provincia de Buenos Aires, como es el caso de la empresa de agua Aysa S.A. sobre los derechos de los consumidores y usuarios. Aquí, la superposición es favorable a los consumidores, por lo que cuentan con varias herramientas normativas para defender sus derechos.

La ley 24 240 brinda mejores herramientas, porque regula el procedimiento administrativo y judicial, mientras que los decretos y la ley nacional 26 221 no introdujeron lineamientos para el ejercicio de los derechos en la práctica.

Todo lo anterior resulta ser muy relevante, atento a que el servicio de suministro de agua es un monopolio que debe ser necesaria y especialmente regulado por el Estado, para evitar que se produzcan desarreglos en el mercado (Rouse, 2007).

Los sistemas de recursos de los países en donde se realiza una adecuada planificación económica marcan la diferencia en la gestión. La defensa de los derechos del consumidor está vinculada de forma directa con la mejora de la gestión del servicio.

A su vez y a modo comparativo puede destacarse que en otra provincia argentina, como Córdoba, algunos autores afirman que cuando los conflictos llegan a judicializarse y los fallos

del poder judicial la responsabilizan exigiendo su actuación como regulador, y la de la empresa estatal como contaminante, la Fiscalía de Estado obstruye las sanciones y debe destacarse la desactualización de la normativa (Carrizo & Berger, 2013).

Por esta razón, es fundamental que la mayoría de los conflictos iniciados en relación con la defensa de los derechos de los usuarios y de los consumidores del servicio del agua pueda resolverse en el ámbito administrativo, a través de las herramientas ya mencionadas, para lograr mayor efectividad (en el tiempo de resolución y en la reducción de costos económicos para los actores).

Otra de las posibilidades para el desarrollo local “constituye la creación de cooperativas que funcionan como una forma de mediación entre las comunidades y el Estado, o sea legitimada por su carácter de organización de base solidaria y al mismo tiempo empresarial. Esta doble posibilidad hace que las condiciones generales se reflejen en la forma que adopta la cooperativa entre dos extremos, uno, gerencial y competitivo, y otro, solidario y redistributivo” (Bustos-Cara & Aloma-Sartor, 2013).

Las experiencias prácticas sin duda pueden brindarnos interesantes resultados. En breve nos encontraremos relevando algunos casos en la provincia de Buenos Aires: la Cooperativa de Obras y Servicios Públicos Martín Coronado (COMACO), surgida en 1970, con la finalidad (no exclusiva) de garantizar el abastecimiento de agua potable e instalar los servicios de cloacas en la localidad. En el segundo caso consideraremos la organización no gubernamental “9 de Julio todos por el Agua” presente en 9 de Julio y las de otros partidos adyacentes, que reclaman la provisión de agua saludable, exenta de los niveles críticos de arsénico que poseen en la región.

Asimismo, en los últimos años han proliferado los instrumentos de gestión (como posible aporte complementario a la normativa) acordes con el principio de prevención; su implementación, a cargo de un organismo con amplias

funciones y escasos recursos, conforma una seria limitante. Además, las normas conocidas por la sociedad civil no contribuyen con eficiencia al reclamo por la exigibilidad de derechos básicos vinculados con la protección del ambiente (Minaverri & Cáceres, 2016).

Conclusiones

A lo largo del presente trabajo se ha logrado implementar un análisis comparativo de la normativa sobre los derechos de los usuarios y consumidores aplicables al servicio del agua en dos jurisdicciones muy relevantes de Argentina, como lo son el ámbito nacional y el de la Provincia de Buenos Aires, y se pudo realizar una breve descripción de los principales instrumentos internacionales, y una selección de casos jurisprudenciales.

Además, se expuso un panorama general de diversos instrumentos administrativos y jurídicos disponibles para efectuar reclamos. Esto brindó información adecuada para que los consumidores puedan ejercer de modo efectivo sus derechos básicos, ampliamente cubiertos y desarrollados por la normativa.

En especial, las normas de la Provincia de Buenos Aires han incorporado aspectos de vanguardia, proponiendo acciones tendientes a crear conciencia entre la población en relación con un consumo más sustentable, lo que es aplicable al uso racional del agua.

Para todo lo anterior se ha implementado el método de la hermenéutica jurídica, y se ha detectado que diversas normas hacen referencia a que deben desarrollarse políticas públicas que avalen cuestiones vinculadas con la gestión y protección del agua. Además, a través de la aplicación de una categoría de indicadores del sistema de Global Integrity, se ha detectado una superposición normativa respecto del funcionamiento de los organismos de control del servicio del agua en el ámbito de la Provincia de Buenos Aires en Argentina.

Esto coincide con lo establecido en la guía ISO 26.000 sobre Responsabilidad Social, donde se destaca que el papel del Estado es

fundamental para garantizar la aplicación efectiva de las leyes y regulaciones, con el fin de fomentar una cultura de cumplimiento de la ley social.

En especial, en el ámbito nacional, existen nuevas herramientas administrativas para que usuarios y consumidores realicen sus reclamos en relación con la calidad del servicio del agua. Por lo tanto, la existencia del solapamiento normativo no limita el real ejercicio de estos derechos fundamentales.

Sin embargo, debe aclararse que la aplicación del sistema de indicadores de Global Integrity pudo utilizarse sólo de manera parcial, pues no fue posible implementar la totalidad de puntajes que visualizan, en muchos casos, la existencia de vacíos legales.

Cabe destacar que no hemos detectado otros trabajos científicos en donde se utilice esta metodología para medir el nivel de desarrollo de normativa y jurisprudencia vinculada con los derechos de los usuarios y de los consumidores del servicio del agua, por lo que se trata de un trabajo que brinda un aporte original que podrá continuarse investigando y profundizando.

La temática analizada en el presente trabajo no se limita, al igual que ocurre con otras cuestiones vinculadas con la protección del ambiente, sólo a aspectos jurídicos.

Las condiciones económicas, por ejemplo, resultan ser fundamentales, dado que en el caso del acceso al servicio del agua definen quién puede disfrutar del mismo y quién no, por lo que debe prestarse especial atención a conceptos como tarifas sociales, que se utilizan para apoyar y proteger a los grupos más vulnerables en la reducción de sus pagos.

Las políticas públicas que establece el Estado resultan ser clave, pues definen los derechos y las posibilidades a las que puede tener acceso la sociedad. Diversos investigadores han tratado esta problemática, pero no todos lo han realizado teniendo en cuenta el aspecto social, ya que el servicio de agua potable implica una directa mejora en la dignidad y calidad de vida de toda la comunidad afectada.

La posible complementariedad de algunas normas voluntarias, como es el caso de la guía ISO 26 000 sobre Responsabilidad Social, respeto de la aplicación práctica en el ámbito legal fue escasamente detectado debido a que en primer lugar esta normativa no es conocida por la comunidad jurídica, y además resulta ser novedosa para los ciudadanos en general por la falta de información respecto de las herramientas de que disponen.

La difusión y educación tendiente a lograr un consumo más sostenible deben focalizarse en que estos instrumentos y herramientas puedan ser utilizados cada vez con más frecuencia por parte de la mayor cantidad de personas posibles en la sociedad.

Finalmente, la encíclica *Laudato si'* nos recuerda que “un cambio en los estilos de vida podría llegar a ejercer una sana presión sobre los que poseen el poder político, económico y social. Es lo que ocurre cuando los movimientos de consumidores logran que dejen de adquirirse ciertos productos y así se vuelven efectivos para modificar el comportamiento de las empresas, forzándolas a considerar el impacto ambiental y los patrones de producción” (Papa Francisco, 2015).

Referencias

- Bustos-Cara, R., & Aloma-Sartor, O. (enero-junio, 2013). Modelos de gestión del recurso del agua potable: el caso de las cooperativas de servicios en pequeñas localidades de la Región Pampeana en Argentina. *Revista Agua y Territorio*, 1, 63.
- Cáceres, V., & Carbayo, A. (2013). La concesión del servicio de agua y saneamiento en la Provincia de Buenos Aires, Argentina (1999-2006). *Revista Electrónica del Instituto de Investigaciones Jurídicas y Sociales Ambrosio Lucas Gioja*, 7(11), 8.
- Carrizo, C., & Berger, M. (2013). ¿Qué es lo que puede el agua? Límites y posibilidades de las prácticas políticas para el acceso y defensa del agua como derecho en Argentina. *Revista Agua y Territorio*, 2, 12, 21.
- De Bianchetti, A. (2010). Tarifa de agua potable y servicios ambientales. Análisis y propuestas en el caso de Corrientes. *Revista Microjuris*. MJ-DOC-4604-AR, 29/03/2010, 1.
- Domínguez, A., Achkar, M., & Fernández, G. (2013). Las estrategias de la ciudadanía frente a los procesos de

- privatización del agua: logros y desafíos en Uruguay. *Revista Agua y Territorio*, 2, 50, 54.
- International Organization for Standardization ISO (2010). *Norma 26.000: Guía de Responsabilidad Social de las organizaciones*. Ginebra: ISO.
- Minaverry, C. (2012). Beware of the climate change: Beware of the deterioration of wetlands and ground water resources (p. 1). *First IUFRO-FORNESSA Regional Congress Proceedings*, Nairobi, Kenia, June, 25-29, 2012.
- Minaverry, C. (2013a). La evolución de la jurisprudencia nacional en las cuestiones vinculadas con el derecho humano de acceso al agua (p. 11). *Memorias del XXIV Congreso Nacional del Agua*, San Juan, Argentina, del 14 al 18 de octubre de 2013.
- Minaverry, C. (2013b). *El derecho como herramienta para la erradicación de escenarios propicios para la corrupción en el servicio del agua* (pp. 133, 182, 189). Tesis doctoral. Buenos Aires: Facultad de Derecho, Universidad de Buenos Aires.
- Minaverry, C., & Cáceres, V. (2016). Aportes para el debate. Instrumentos de gestión ambiental en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Una mirada interdisciplinaria. *Revista Estudios Socio-Jurídicos*, 18(1), 72.
- Papa Francisco (2015). *Carta encíclica Laudato si' del Santo Padre Francisco sobre el cuidado de la casa común* (pp. 11, 157-158). El Vaticano: Libreria Editrice Vaticana. Recuperado de http://w2.vatican.va/content/francesco/es/encyclicals/documents/papa-francesco_20150524_enciclica-laudato-si.html.
- Rivera, P., & Aguilar, A. (mayo-junio, 2015). La gestión integral del agua en zonas urbanas: caso de estudio Zacatecas-Guadalupe, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(3), 125-142.
- Rouse, M. (2007). *Institutional governance and regulation of water services* (p. 24). London: International Water Association (IWA).
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (2012). *Sistema de indicadores de Desarrollo Sostenible*, (6ª ed.). Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Torres-Sombra, J., & García-Salazar, J. (enero-febrero, 2015). Uso del agua en el norte de Sinaloa: ¿a cuál consumidor asignar el recurso? *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(1), 167-173.

Dirección institucional de la autora

Dra. Clara María Minaverry

Investigadora
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet)
Universidad de Buenos Aires
Instituto de investigaciones Jurídicas y Sociales Ambrosio Lucas Gioja, Facultad de Derecho
Avenida Figueroa Alcorta 2263, 1º piso (C1425CKB),
Ciudad Autónoma de Buenos Aires, ARGENTINA
Teléfono: (5411) 4809-5631 / 5632
cminaverry@derecho.uba.ar

Profesora Adjunta Ordinaria de Derecho Ambiental e investigadora
Universidad Nacional de Luján
Departamento de Ciencias Sociales de la Argentina
Ruta 5 y Avenida Constitución
6700 Provincia de Buenos Aires, ARGENTINA

Suministro de agua potable en México: más allá del crecimiento poblacional

• José Luis Montesillo-Cedillo* •
Universidad Autónoma del Estado de México

*Autor para correspondencia

Resumen

Montesillo-Cedillo, J. L. (enero-febrero, 2017). Suministro de agua potable en México: más allá del crecimiento poblacional. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 21-33.

El objetivo de la presente investigación fue demostrar que la tasa de crecimiento poblacional ha perdido relevancia como determinante de la cantidad demandada de agua potable en México y se ha posicionado el ingreso permanente. Fueron calculados los coeficientes de correlación y de determinación entre la tasa de crecimiento poblacional y la de cobertura del servicio de agua potable de México; para sus zonas urbanas, y rurales, con datos del periodo 1999-2013. Para demostrar lo determinante del ingreso en la cantidad demandada de agua potable se utilizó información de países seleccionados con base en su ingreso per cápita en unidades de paridad de poder de compra en dólares de los EUA (pibpc). Lo determinante del ingreso permanente respecto del consumo de agua potable en México se calculó con un modelo econométrico de la función consumo a la luz de las expectativas adaptativas. El coeficiente de determinación entre población y cobertura para todo el país fue de 0.036; para las zonas urbanas, 0.66; para las rurales, 0.25; la cantidad demandada de agua potable se incrementa conforme aumenta el pibpc; la elasticidad-ingreso de la demanda de largo plazo es 68.92% superior a la de corto plazo. Se concluye que la dinámica poblacional ha perdido relevancia como determinante de la cantidad demandada de agua potable y ésta varía en 14 950 000 m³/año ante un cambio del 1% en el ingreso permanente; el bien objeto de estudio es normal y de primera necesidad en el corto y largo plazos.

Palabras clave: ingreso permanente, cobertura de agua potable, elasticidad-ingreso, función consumo, cantidad demandada y expectativas adaptativas.

Abstract

(January-February, 2017). *Drinking water supply in Mexico: Beyond the population growth*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 21-33.

The aim of this research was to demonstrate that the population growth rate has lost relevance as a determinant of the quantity of drinking water demand in Mexico, and has taken place the permanent income. The coefficients of correlation and determination were calculate between the population growth rate and the coverage of drinking water service in Mexico; for their urban and rural areas, with data from the period 1999-2013. To demonstrate the determinant of the income in the demand of drinking water, the information from selected countries was use, based in their income per capita in parity units of purchasing power in USA dollars (GDP per capita). The determinant of permanent income with respect to the consumption of drinking water in Mexico was calculate using an econometric model of the consumption-function in the light of adaptive expectations. The determination coefficient between population and coverage for the whole country was 0.036; for urban areas 0.66; and for rural areas 0.25; the quantity demanded of drinking water increases according to the increment of the GDPpc; the income-elasticity of long-term demand is 68.92% which is higher than the short term. We conclude that the population dynamics has lost relevance as a determinant of the quantity demanded of drinking water and it varies in 14,950,000 m³/year to a change of one percent in permanent income; this study object is normal and is from first necessity in the short and long term.

Keywords: Permanent income, drinking water coverage, income-elasticity, consumption-function, quantity demanded and adaptive expectations.

Recibido: 09/02/2016
Aceptado: 23/09/2016

Introducción

El agua es considerada como el motor de vida y desarrollo de México (PNH, 2014: 11); en particular, “como recurso vital que promueve el

desarrollo de las familias” (PNH, 2014: 7), y a la adecuada disponibilidad y calidad como pilares del desarrollo nacional (PNH, 2014: 9). Por todo ello, se considera que:

“... Tenemos la enorme responsabilidad de planear adecuadamente las acciones que llevaremos a cabo para administrar y gestionar nuestras aguas nacionales en forma sostenida, sustentable y responsable, considerando el cambio climático, el crecimiento demográfico y las necesidades de la industria, el campo y el abastecimiento público urbano” (PNH 2014: 11).

La planeación de la producción de agua en México se sustenta en lo establecido en la Ley de Agua Nacionales (LAN) (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2013). La gestión del agua es integrada y planificada (LAN, Art. XXIX: 5; título tercero, Art. 14 BIS 6: 35), deben trabajar de manera conjunta, principalmente, la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y la Comisión Nacional Forestal (Conafor). La planificación se plasma en el Programa Nacional Hídrico y en los Programas Regionales.

El volumen de agua disponible depende del ciclo hídrico y es función del nivel de precipitación pluvial media. La cantidad disponible anual es el promedio de por lo menos los últimos 30 años (Semarnat-Conagua, 2014a: 29). En México, la precipitación pluvial media anual es de 760 mm, la cual equivale, después del ciclo hídrico (Semarnat-Conagua, 2013: 16-17) a 471.50 km³ de agua renovable anual; de ésta, se destinan a los usos consuntivos 81.65 km³ (Semarnat-Conagua, 2014a: 60), equivalentes al 17.32% del agua renovable anual.

Los usos del agua se clasifican en consuntivos y no consuntivos. Los usos consuntivos son todos aquellos que descargan menos agua de la concesionada o asignada, como los usuarios agrícolas, abastecimiento público urbano, industria autoabastecida y energía eléctrica (no considera a las plantas hidroeléctricas). Los usos no consuntivos sólo utilizan el agua y descargan la misma cantidad concesionada, aunque pueden afectar su calidad, dentro de estos están, entre otros, las plantas hidroeléctricas y actividades recreativas (Semarnat-Conagua, 2013: 46).

El agua suministrada para consumo humano o potable está enmarcada en el abastecimiento público urbano, y del total de agua destinada a

los usos consuntivos representa el 14.65%, equivalente a 11.96 km³/año (Semarnat-Conagua, 2014a: 60). Aunque cabe destacar que las fugas llegan a representar hasta 40% del agua producida por los organismos operadores en todo el país (no obstante, dicho porcentaje es subjetivo debido a la falta de estudios de evaluación de fugas) (Semarnat-Conagua, 2013a: A-163). Si bien las fugas, el agua no facturada, la deficiencia del padrón de usuarios y el clandestinaje son relevantes en la gestión de los organismos operadores y, por lo tanto, en el suministro de agua potable, no se consideran en este trabajo, porque dicho suministro de agua potable aquí se aborda en el ámbito federal o de manera agregada.

Los encargados de proporcionar el servicio de agua potable en México, de acuerdo con el artículo 115 constitucional, son los municipios, pero la Conagua otorga la asignación, ella es la institución “reguladora de los sistemas urbanos de agua potable operada por los estados y municipios” (Cienfuegos-Velasco, Aguilar, & Alejo-Pompilio, 2012: 93).

En 2013, el último del periodo considerado en este estudio, 77.3% de la población total de México se concentraba en zonas urbanas —localidades con 2 500 o más habitantes—, y tenía una cobertura de agua potable de 95.4%. El resto de la población (22.72%) habitaba en zonas rurales —localidades con hasta 2 499 habitantes—, con una cobertura de agua potable de 81.6%. La cobertura nacional promedio de agua potable para el mismo año fue de 92.3%.

En México, planeación y gestión integrada del agua se basan en el crecimiento demográfico y en el de las actividades económicas; para el caso del agua potable, sólo en la dinámica poblacional. Además, en la actualidad “existe un creciente reconocimiento de que las denominadas crisis del agua son básicamente crisis en la gestión y gobernabilidad del recurso” (Sevilla, Torregrosa, & Moreno, 2010: 281), las cuales podrán evitarse, o reducir su severidad, si se considera al ingreso permanente como otro determinante —tan relevante como el crecimiento poblacional— de la cantidad demandada de agua potable física y virtual, toda vez que

permitirá contar con estimaciones robustas del consumo futuro.

La planeación y gestión integrada deben apoyarse en los instrumentos y principios económicos, tal y como lo hace la Unión Europea (Gómez-Limón & Martín-Ortega, 2011: 66), lo cual no implica una gestión reduccionista ni economicista, sino reconocer la pertinencia de dichos instrumentos y principios, sin olvidar que “el agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal” (Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 2000: 1).

En México, la planeación y gestión integrada del agua potable sólo considera el crecimiento poblacional, y se piensa que: “Proveer los servicios de agua a las ciudades es ya un reto, pero más lo será en un futuro debido a la combinación del crecimiento poblacional y la elevada tasa de urbanización” (Jiménez-Cisneros, 2014: 14).

Sin embargo, dado el actual nivel de cobertura, y debido a la ley de los rendimientos decrecientes (Koutsoyiannis, 2002: 88), la tasa de crecimiento poblacional va perdiendo relevancia para proyectar el suministro de agua potable, tal y como lo ponen de manifiesto los niveles de consumo de agua potable per cápita registrados en los países desarrollados (WHO/UNICEF, 2014). Por lo que es necesario conocer los determinantes de la cantidad demandada o consumida, y no basarse sólo en la dinámica de la población, a fin de garantizar un suministro permanente.

La gestión integrada del agua potable en México considera algunos instrumentos económicos, sobre todo aquellos relacionados con la reducción del consumo, como tarifas, precios y subsidios cruzados (Semarnat-Conagua, 2015: 68). Pero no considera de manera explícita al ingreso disponible, y menos al ingreso permanente, el cual es determinante del nivel de consumo directo e indirecto o virtual de agua potable (incluida en los servicios, y bienes agrícolas e industriales).

Para planificar la producción de agua en general y la del agua potable en particular, a

fin de garantizar el suministro a la población, es necesario considerar las elasticidades-ingreso de la demanda de corto y largo plazos que se desprenden de la función consumo, a la luz de la hipótesis del ingreso permanente (Friedman, 1985: 32-33).

El objetivo de la presente investigación es demostrar que la tasa de crecimiento poblacional ha perdido relevancia como determinante de la cantidad demandada de agua potable y se ha posicionado el ingreso permanente.

Metodología

Para lograr el objetivo propuesto se procedió en cuatro etapas:

1. Se calculó la tasa de variación promedio anual de la cobertura de agua potable y la tasa de crecimiento promedio anual de la población de México durante el periodo 1999-2013. También se estimaron las mismas tasas para las zonas urbanas y rurales del país.
2. Se estimaron los coeficientes de correlación simples y los coeficientes de determinación entre el porcentaje de cobertura del servicio de agua potable y la población tanto a nivel nacional como para las zonas urbanas y rurales de México.
3. Con la finalidad de contar con evidencia internacional, se analizó la relación existente entre la cobertura de agua potable, producto interno bruto per cápita en unidades de paridad de poder de compra, en dólares de los EUA (pibpc), y el consumo de agua por día por habitante en litros de algunos países seleccionados con base en su pibpc.
4. Al amparo de la hipótesis de las expectativas adaptativas, se estimó el modelo econométrico de la función consumo:

$$C = \beta_1 + \beta_2 X_t^* + u_t \quad (1)$$

en donde C representa el consumo de agua potable, equivalente al volumen suministrado anualmente en litros por segundo (l/s), y X_t^* , al

ingreso permanente. Como el ingreso permanente no es "observable" (Greene, 2000: 689-694), se asumió que su mecanismo generador queda representado por:

$$C = \alpha_1 + \alpha_2 X_t + \alpha_3 C_{t-1} + v_t \quad (2)$$

Para obtener la ecuación (2) se partió de $C = \beta_1 + \beta_2 X_t^* + u_t$. El mecanismo generador del ingreso permanente se representó mediante $X_t^* - X_{t-1}^* = \gamma(X_t - X_{t-1})$, por lo que $X_t^* = X_{t-1}^* + \gamma(X_t - X_{t-1})$ y $X_t^* = \gamma X_t + (1 - \gamma)X_{t-1}^*$. Al sustituir en la primera ecuación se obtuvo $C = \beta_1 + \beta_2 \gamma X_t + \beta_2(1 - \gamma)X_{t-1}^* + u_t$. La ecuación $C = \beta_1 + \beta_2 X_t^* + u_t$ se rezagó un periodo; esto es, $C_{t-1} = \beta_1 + \beta_2 X_{t-1}^* + u_{t-1}$ se multiplicó por $(1 - \gamma)$, y se obtuvo $(1 - \gamma)C_{t-1} = (1 - \gamma)\beta_1 + (1 - \gamma)\beta_2 X_{t-1}^* + (1 - \gamma)u_{t-1}$, que equivale a $C_{t-1} - \gamma C_{t-1} = \beta_1 - \gamma\beta_1 + \beta_2 X_{t-1}^* - \gamma\beta_2 X_{t-1}^* + u_{t-1} - \gamma u_{t-1}$, ésta fue restada de $C = \beta_1 + \beta_2 X_t^* + u_t$; esto es, $C - C_{t-1} + \gamma C_{t-1} = \beta_1 - \beta_1 + \gamma\beta_1 + \beta_2 X_t^* - \beta_2 X_{t-1}^* + \gamma\beta_2 X_{t-1}^* + \beta_2 X_{t-1}^* - \gamma\beta_2 X_{t-1}^* + (u_t - u_{t-1} + \gamma u_{t-1})$. Al reordenar y eliminar factores comunes quedó la ecuación propuesta (2), en donde $v_t = u_t - (1 - \gamma)u_{t-1}$.

En la ecuación (2), X_t representa al ingreso disponible en millones de pesos a precios de 2008; $\alpha_1 = \gamma\beta_1$; $\alpha_2 = \gamma\beta_2$; $\alpha_3 = (1 - \gamma)$; y $v_t = [u_t - (1 - \gamma)u_{t-1}]$. Para fines de interpretación, β_2 proporcióna la respuesta de largo plazo del consumo debido a una variación del ingreso permanente; α_2 , la respuesta del consumo para el ingreso disponible actual o de corto plazo.

Para el cálculo propuesto, en los incisos 1 y 2 se utilizaron los datos contenidos en los cuadros del 1 al 3.

Para la realización del análisis propuesto en el inciso 3 se utilizaron los datos del cuadro 4.

Los datos del cuadro 5 se utilizaron para la estimación de la función consumo propuesta en el inciso 4.

Resultados

En México, de 1999 a 2013, la tasa de variación promedio anual de la cobertura de agua potable fue de 0.35%; mientras que la tasa de crecimiento promedio anual de la población fue de 1.23%. Por otro lado, el coeficiente de correlación

Cuadro 1. Cobertura del servicio de agua potable, variación anual, población total y variación en México, 1999-2013.

Año	Cobertura del servicio de agua potable en México	Variación anual de la cobertura nacional en puntos porcentuales	Población total	Tasa de crecimiento anual de la población total
1999	87.4	1.0	99 706 067	1.24
2000	87.8	0.4	100 895 811	1.19
2001	89.0	1.2	102 122 295	1.22
2002	89.2	0.2	103 417 944	1.27
2003	89.4	0.2	104 719 891	1.26
2004	89.5	0.1	105 951 569	1.18
2005	89.5	0.0	107 151 011	1.13
2006	89.6	0.1	108 408 827	1.17
2007	89.9	0.3	109 787 388	1.27
2008	90.3	0.4	111 299 015	1.38
2009	90.7	0.4	112 852 594	1.40
2010	91.2	0.5	114 255 555	1.24
2011	91.6	0.4	115 682 868	1.25
2012	92.0	0.4	117 053 750	1.18
2013	92.3	0.3	118 395 054	1.15

Fuente: la cobertura nacional de agua potable del año 1999 se tomó de Semarnat-Conagua (2000: 31-32); Presidencia de la República (2013); Semarnat-Conagua (2014: 36).

Cuadro 2. Población y cobertura del servicio de agua potable en las zonas urbanas de México, 1999-2013.

Año	Población total en las zonas urbanas (millones)	Población con servicio de agua potable (millones)	Población sin servicio de agua potable (millones)	Porcentaje de cobertura del servicio de agua potable
1999	71.6	68.1	3.5	95.1
2000	72.1	68.6	3.5	95.1
2001	73.1	69.8	3.3	95.5
2002	74.1	70.9	3.2	95.7
2003	74.9	71.8	3.1	95.7
2004	75.7	72.4	3.3	95.6
2005	76.3	72.6	3.7	95.2
2006	77.1	73.3	3.8	95.1
2007	78.0	73.3	4.7	94.5
2008	78.8	74.4	4.4	94.3
2009	79.7	75.1	4.6	94.3
2010	84.7	81.0	3.7	95.4
2011	86.7	83.5	3.2	95.4
2012	87.9	84.0	3.9	95.5
2013	89.1	85.0	4.1	95.4

Fuente: Semarnat-Conagua (2004: 20); Semarnat-Conagua (2008: 37-38); Semarnat-Conagua (2010: 21); Semarnat-Conagua (2014: 25).

Cuadro 3. Población total y cobertura del servicio de agua potable en las zonas rurales de México, 1999-2013.

Año	Población total en las zonas rurales (millones)	Población con servicio de agua potable (millones)	Población sin servicio de agua potable (millones)	Porcentaje de cobertura de agua potable
1999	25.7	16.9	8.8	65.7
2000	24.2	16.5	7.7	68.2
2001	24.9	17.4	7.5	69.9
2002	25.2	17.7	7.5	70.1
2003	25.5	18.0	7.5	70.8
2004	25.7	18.3	7.4	71.3
2005	23.9	16.9	7.0	71.5
2006	24.1	17.4	6.7	72.3
2007	24.0	17.9	6.1	74.7
2008	23.9	18.4	5.5	76.8
2009	23.9	18.8	5.1	78.6
2010	25.8	19.6	6.2	75.7
2011	26.0	20.5	5.5	78.8
2012	26.1	20.9	5.2	80.3
2013	26.2	21.4	4.8	81.6

Fuente: Semarnat-Conagua (2004: 20); Semarnat-Conagua (2008: 37-38); Semarnat-Conagua (2010: 21); Semarnat-Conagua (2014: 25).

Cuadro 4. Cobertura de agua potable, pibpc y consumo de agua por día por habitante en litros.

País	Cobertura de agua potable, 2012*	Pibpc, 2014**	Consumo de agua por día por habitante, en litros, 2013***
Estados Unidos	99.2	54 596.653	575
Australia	100.0	46 433.299	495
Italia	100.0	35 486.171	386
Japón	100.0	37 389.785	376
Francia	100.0	40 374.529	295
Alemania	100.0	45 888.432	196
Reino Unido	100.0	39 510.937	150
Brasil	97.5	16 096.321	148
India	92.6	5 855.306	135
China	91.9	12 879.853	85
Kenia	61.7	3 084.435	45
Ghana	87.2	4 129.481	35
Nigeria	64.0	6 031.420	35
Níger	52.3	1 047.954	25
Camboya	71.3	3 262.555	15
Angola	54.3	7 203.347	15

Nota: el término agua potable se refiere a acceso a agua mejorada, que incluye: agua de la red y de hidrantes. Fuente: * WHO/UNICEF (2014); **International Monetary Fund (2014); *** tomada de: <http://www.courrierinternational.com/magazine/2013/1187-1188-1189-voyage-en-france> (11/02/2015).

Cuadro 5. Agua suministrada (l/s) e ingreso nacional disponible en millones de pesos a precios de 2008 en México, 1999-2013.

Año	Agua suministrada (l/s)*	Ingreso nacional disponible, millones de pesos a precios de 2008**
1999	309 774	7 303 457.08
2000	312 007	7 852 613.99
2001	315 300	7 845 502.62
2002	314 770	8 105 249.98
2003	320 682	9 302 212.87
2004	322 547	9 868 982.06
2005	324 467	10 100 716.61
2006	325 181	10 618 385.2
2007	327 618	10 946 618.72
2008	328 243	11 037 075.26
2009	328 176	10 330 399.95
2010	329 305	10 973 746.8
2011	329 496	11 403 608.83
2012	329 841	11 667 536.49
2013	329 772	11 671 698.62

Fuente: *Semarnat-Conagua (2014: 62); **INEGI (2014a).

entre dichas variables fue de 0.19 (su rango de variación va de -1 a +1), y el coeficiente de determinación, cuyo rango va de 0 a 1, de 0.036.

En las zonas urbanas de México, durante el periodo 1999 a 2013, la tasa de variación promedio anual de la cobertura de agua potable fue de 0.02%, y el crecimiento promedio anual de sus habitantes registró un aumento de 1.58%; su coeficiente de correlación fue de 0.81, y el de determinación de 0.66.

En las zonas rurales de México, del año 1999 a 2013, la tasa de variación promedio anual de la cobertura de agua potable fue de 1.14%; mientras que sus habitantes tuvieron una tasa de crecimiento promedio anual de 0.19%; su coeficiente de correlación fue de -0.50, y el de determinación de 0.25.

El análisis de la relación entre la cobertura de agua potable, pibpc y el consumo de agua potable en litros por día por habitante de los países seleccionados con base en su pibpc se presentan en la figura 1.

La relación entre el pibpc y el porcentaje de cobertura del servicio de agua potable de los países seleccionados con base en su pibpc se presenta en la figura 2.

La relación entre el consumo de agua potable en litros por persona por día y el porcentaje de

cobertura del servicio de agua potable de los países seleccionados con base en su pibpc se presenta en la figura 3.

En la estimación del modelo econométrico de la función consumo de corto plazo también se incluyó a la población como variable explicativa, pero no fue significativa, por lo que se excluyó. El modelo (ecuación (2)) arrojó los siguientes resultados:

$$C = 167367.2 + 0.002396X_t + 0.410552C_{t-1}$$

Con los parámetros de la función consumo de corto plazo (ecuación (2)) y con base en el principio del ingreso permanente, se obtuvieron los parámetros de largo plazo (ecuación (1)) de dicha función:

$$C = 283\,938.872 + 0.00406482X_t^*$$

El modelo se estimó en forma lineal, por eso la pendiente de corto plazo está representada por $\alpha_2 = (0.002396)$, y la de largo plazo por $\beta_2 = (0.00406482)$. Como la elasticidad-ingreso de la cantidad demandada de agua potable es $[dC/dX_t](X_t/C)$, entonces la elasticidad-ingreso de corto plazo queda representada por $\alpha_2^*(X_t/C)$, y la de largo plazo por $\beta_2^*(X_t/C)$. Sin embargo,

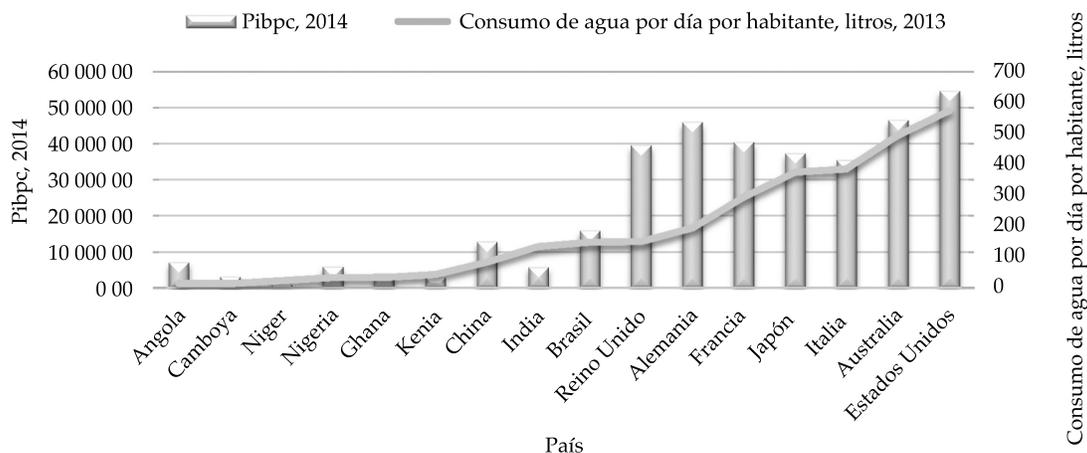


Figura 1. Consumo de agua por día por habitante en litros de algunos países seleccionados con base en su nivel de pibpc. Fuente: elaboración propia con base en los datos del cuadro 4.

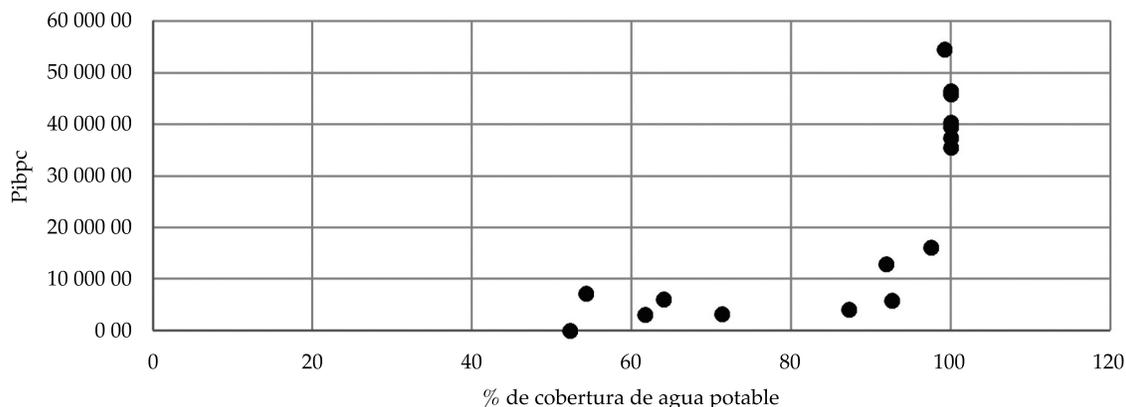


Figura 2. Diagrama de dispersión entre el pibpc y el porcentaje de cobertura de agua potable de algunos países seleccionados con base en su nivel de pibpc. Fuente: elaboración propia con base en los datos del cuadro 4.

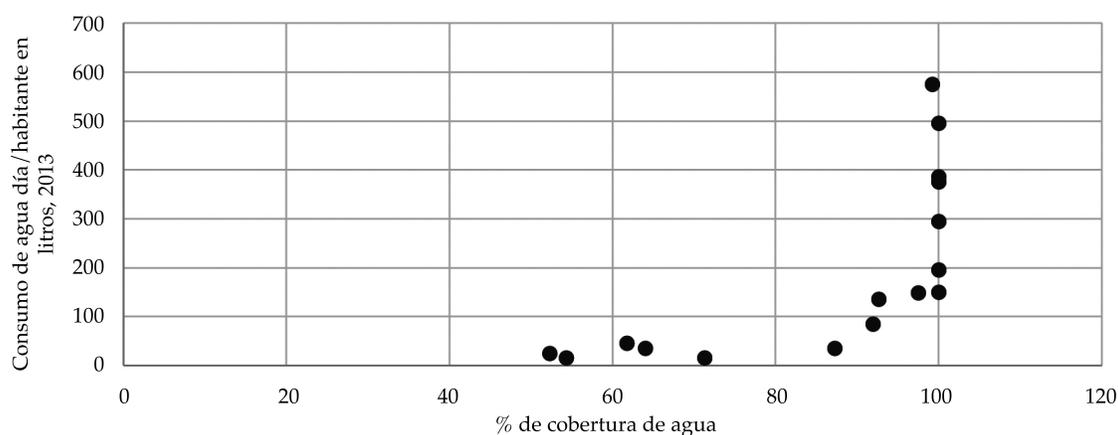


Figura 3. Diagrama de dispersión entre el consumo de agua potable en litros por habitante por día y el porcentaje de cobertura de agua potable en los países seleccionados con base en su pibpc. Fuente: elaboración propia con base en los datos del cuadro 4.

ambas cambian según el valor que tomen X_t y C . Para evitar la variación de la elasticidad-ingreso de la demanda de agua potable, se tomó el valor promedio de cada una de las variables mencionadas del periodo de estudio, 1999-2013; el de X_t es de 9 935 187 millones de pesos a precios de 2008, y el del consumo de agua potable de 323 145.3 l/s.

El modelo estimado está *cointegrado* (la prueba de *cointegración* de *Engle-Granger Aumentada*

es significativa tanto al 10 y 5% como al 1%). Primero se comprobó que tanto C como X_t tuvieran el mismo grado de integración. Sí lo tienen, las variables son estacionarias, su grado de integración es cero, $I(0)$, lo cual hace patente que existe una relación de equilibrio de largo plazo entre el consumo de agua potable y el ingreso permanente, esto fue comprobado por medio del mecanismo de corrección de error. El R^2 es de 0.97 y el nivel de significancia mínimo

de cada uno de los coeficientes, así como de manera conjunta (representada por la prueba F), es de 95%.

El modelo estimado es robusto y se comprobó que los v_t heredaran todas las propiedades de los u_t , lo cual es fundamental para la hipótesis de expectativas adaptativas. Con base en el estadístico de Jarque-Bera se verificó que los v_t estuvieran normalmente distribuidos, y con las pruebas de Breusch-Pagan-Godfrey, Glejser y White, que fueran homoscedáticos; la prueba de constancia paramétrica se realizó con *Cusum* al cuadrado.

En suma, los estimadores tienen las propiedades de los mejores estimadores lineales insesgados (*MELI*). El cálculo del modelo y todas las pruebas se realizaron con el programa *EViews 7* (Quantitative Micro Software, LLC, 2009).

Discusión

La tasa de variación anual de la cobertura de agua potable y la tasa de crecimiento de la población para el periodo 1999-2013 en México y para sus zonas urbanas se mueven de forma paralela, aunque la variación de la cobertura de agua potable en todos los años de análisis es menor a la tasa de crecimiento poblacional, lo cual se explica por la ley de los rendimientos decrecientes, en el sentido de que el crecimiento de la cobertura cada año será menor, pero seguirá creciendo, tendiente al punto máximo representado por una cobertura nacional deseable de 100%.

Por otra parte, la tasa de variación anual de la cobertura de agua potable y la tasa de crecimiento de la población en las zonas rurales de México para el periodo 1999-2013 se mueven de manera contraria: si para un año aumenta la variación de la cobertura, entonces la tasa de crecimiento de la población disminuye. Pero, al igual que para las zonas urbanas, se puede explicar por la ley de los rendimientos decrecientes y por la dificultad que implica proporcionar el servicio a los 2.4 millones de personas que viven dispersas en comunidades de menos de 100 habitantes (INEGI, 2014).

La presencia de la ley de los rendimientos decrecientes en la tasa de crecimiento de la cobertura del servicio de agua potable se desprende de los niveles de cobertura alcanzados en 2013. Al nivel nacional son de 92.3%; para las zonas urbanas, 95.4%; para las zonas rurales, 81.6%. Por dichos niveles de cobertura, la relación entre las variables citadas es casi nula, lo cual se confirma por el valor de sus coeficientes de correlación, no obstante, su relación cuasilineal y por el valor de sus coeficientes de determinación, cercanos a cero.

Por todo lo anterior, la tasa de crecimiento poblacional va teniendo menos relevancia como determinante del crecimiento de la demanda de agua potable, y si consideramos su tasa decreciente de variación anual (1.06% para 2015; 0.91% para 2020; 0.67% para 2030; 0.46% para 2040, y 0.28% para 2050; Conapo, 2014, en el largo plazo su relevancia será menor. No obstante, Salazar-Adams y Lutz-Ley (2015: 6) consideran que: “El agua para uso urbano en México es un asunto crucial en la agenda pública debido a la demanda creciente de servicios de agua potable y saneamiento, lo que se relaciona con el incremento demográfico y la rápida urbanización del país durante las últimas décadas”.

Por su parte, Torres-Sombra *et al.* (2013: 294-304) atribuyen el crecimiento de la demanda de agua para uso residencial del norte de Sinaloa entre 1990 y 2010 al incremento de la población; al igual que Rivera y Aguilar (2015: 125), pero para el caso de Zacatecas-Guadalupe; Ocampo-Cruz, Manco-Silva y Guerrero-Erazo (2012: 25) también consideran que la creciente demanda de agua para uso residencial se debe al aumento constante de la población. Sin embargo, los resultados obtenidos en la presente investigación confirman que el crecimiento demográfico tiene poca relación con la cantidad suministrada de agua potable que demanda la sociedad.

La evidencia internacional señala que la ley de los rendimientos decrecientes respecto de la cobertura del servicio de agua potable es superada cuando el país alcanza un pibpc de por lo menos 30 000, tal y como se observa en la figura 2, y que cuando el pibpc está entre los 10

000 y 20 000, la cobertura del servicio es superior a 90%, pero inferior a 100%, tal y como ocurre en México.

En la figura 1 resulta claro que el nivel de consumo de agua potable depende del pibpc: a mayor pibpc mayor consumo de agua en litros por persona. Al respecto, para el caso de México, Salazar-Adams y Lutz-Ley (2015: 21-22) apuntan que: “La cobertura de agua y el alcantarillado se correlacionan positivamente con el PIB per cápita y con el número de tomas, lo cual indica que las ciudades grandes y más desarrolladas, en términos económicos, tienen también mejor acceso a estos servicios” y que “El aumento en el ingreso se asocia a una mayor demanda de agua por habitante” (Salazar-Adams & Lutz-Ley, 2015: 8-9).

De la figura 3 se desprende que cuando el país tiene cobertura del servicio de agua potable de 100%, la cantidad consumida por persona aumenta, y de la figura 2, que la cantidad demandada o consumida de agua por persona por día es mayor cuanto más elevado es su pibpc, como ya se apuntó.

Con las figuras 1, 2 y 3 se corrobora la existencia de una relación positiva entre el pibpc y la cobertura de agua potable; esto es, a mayor pibpc, una mayor cobertura hasta llegar a 100%; al igual que entre el pibpc y el consumo de agua potable: a mayor pibpc mayor consumo de agua potable por día por persona. Al respecto, para el caso de Chile, Acevedo-Antimil, Arancibia-Mattar, Bradanovich-Pozo y Flores-Loredo (2011: 133) consideran que las familias consumen más agua a medida que se incrementa su ingreso. Sin embargo, sólo se refieren al ingreso de corto plazo y no al ingreso permanente de largo plazo, como en el presente estudio.

La evidencia tanto nacional como internacional discutida hasta el momento confirma que la cantidad consumida o demandada de agua potable en el corto plazo está en función del ingreso disponible, y que el aumento de la cobertura del servicio está en función del crecimiento poblacional, pero esto último no implica aumento de demanda de agua potable, sólo que ya cuentan con el servicio, porque antes también realizaban el consumo.

Del modelo econométrico estimado de la función consumo se tiene que la propensión marginal de corto plazo a consumir agua potable es de 0.002396 l/s, de manera que, si el ingreso nacional disponible se incrementa en un millón de pesos en términos reales, el consumo medio de agua potable aumentará en dicha propensión marginal. Sin embargo, si el aumento en el ingreso disponible se conserva, esto es, cuando los consumidores se adaptan a ese nivel de ingreso o ya sea permanente (en el largo plazo), la propensión marginal del consumo de agua potable será de 0.00406482 l/s, esto es, un 69.65% superior a la de corto plazo. Con esto se demuestra la relevancia del ingreso permanente para todo fin de planeación respecto de la prospección de la producción de agua potable en el largo plazo.

La elasticidad-ingreso promedio de la demanda de agua potable de corto plazo es de 0.074, y la de largo plazo de 0.125. La de largo plazo es 68.92% superior a la de corto plazo.

La magnitud de la elasticidad-ingreso de la demanda de agua potable en el corto plazo, resultado de la presente investigación, concuerda con las estimaciones realizadas para todo el país (Salazar-Adams & Pineda-Pablos, 2010: 11) y para algunas ciudades de México (Mora-Flores, García-Salazar, Gómez-Ugalde, & Valdivia-Alcalá, 2012: 338). Sin embargo, en este trabajo también se calcula dicha elasticidad-ingreso para el largo plazo, y se confirma que el agua potable es un bien normal y de primera necesidad tanto en el corto como en el largo plazo.

Para fines de prospección, la elasticidad-ingreso de la cantidad demandada o consumida de agua potable indica en cuánto cambia la variable dependiente ante la variación de 1% de la variable independiente. En el corto plazo, dicha elasticidad-ingreso proporciona el cambio porcentual de la cantidad demandada de agua potable ante la variación porcentual del ingreso nacional disponible, y en el largo plazo, ante una variación porcentual del ingreso permanente.

Con base en la elasticidad-ingreso promedio de corto plazo, se tiene que ante una variación

porcentual del ingreso nacional disponible de 1%, el consumo o la cantidad demandada de agua potable se incrementa 0.074%; para el largo plazo, ante una variación de 1% del ingreso permanente, sube 0.125%.

En el corto plazo, el aumento del ingreso nacional disponible en 1% en términos reales implica un incremento de la cantidad demandada de agua potable de 0.074%, lo cual, con base en el volumen suministrado de agua potable en l/s del año 2013, equivale a un incremento de 7 695 770.45 m³/año. Si se considera el volumen de agua destinada al uso público urbano en el año 2014, que fue de 11.96 km³, la demanda de agua potable sería de 8 885 040 m³/año.

Por su parte, una vez que el incremento de 1% en el ingreso nacional disponible en términos reales se hace permanente, en el largo plazo, el incremento de la cantidad demandada o consumida, con base en el valor del suministro de agua potable en l/s del año 2013, será de 12 999 612. 24 m³/año, y con base en el volumen destinado al uso público urbano en el año 2014 de 14 950 000 m³/año.

En suma, si consideramos que el ingreso nacional disponible aumenta 1% en términos reales y si en el pasado remoto, de largo plazo, también lo hizo, entonces el suministro de agua para uso público urbano debe incrementarse en 14 950 000 m³/año. Esto es independiente del que se desprenda de la ampliación de la cobertura del servicio de agua potable derivada del crecimiento poblacional.

Conclusiones

Hasta la fecha se ha considerado que el crecimiento demográfico es determinante para la planeación de la producción de agua potable en México. Sin embargo, toda vez que desde el punto de vista económico el agua potable es un bien normal y de primera necesidad, es fundamental incluir al ingreso permanente como determinante; ello se debe a que, en el corto plazo, la cantidad demandada de agua potable crece cuando aumenta el ingreso disponible, al igual

que cuando se amplía la cobertura del servicio; pero en el largo plazo, su incremento es mayor conforme aumenta el ingreso permanente. De aquí se desprende la necesidad de estudiar la relación entre la cantidad demandada de agua potable debida al crecimiento poblacional y al aumento del ingreso permanente de manera conjunta.

Los resultados expuestos demuestran que el crecimiento de la población ha venido perdiendo relevancia como determinante del aumento de la demanda de agua potable, toda vez que poco más de 77% de los mexicanos se asienta en zonas urbanas y su nivel de cobertura es de 95.4%. La concentración poblacional en dichas zonas implica que el incremento marginal de la cobertura tiende a cero, pero que la cantidad demandada de agua potable aumente, porque ésta es función del ingreso disponible y del ingreso permanente. Este resultado torna fundamental el estudio de la cantidad demandada de agua potable en las zonas urbanas de México, en función del ingreso permanente de sus habitantes.

Los resultados más útiles para la planeación de la producción de agua potable son las elasticidades-ingreso de corto y de largo plazos de la cantidad demandada, obtenidas al amparo de la hipótesis del ingreso permanente. La elasticidad-ingreso de la cantidad demandada o consumida de agua potable de largo plazo es 68.92% mayor a la de corto plazo. Así, en el corto plazo, ante una variación del ingreso nacional disponible en términos reales de 1%, el consumo se incrementa 0.074% y en el largo plazo sube 0.125%, por la variación del ingreso permanente.

La planeación de la Conagua referente a la producción de agua potable debe considerar los cambios en el ingreso permanente de la población que tiene cobertura, pues de ese cambio dependerá la cantidad consumida o demandada de agua potable. Por ejemplo, ante un incremento de 1% en el ingreso permanente, la Conagua deberá aumentar la cantidad suministrada en alrededor de 14 950 000 m³/año, si se toma como base el volumen destinado al uso público urbano en 2014.

En suma, la tasa de variación de la cobertura de agua potable y la tasa de crecimiento poblacional tienen una relación lineal decreciente debido a que esta última ha venido perdiendo relevancia como determinante de la cantidad consumida de agua potable. Uno de los determinantes de la cantidad demandada de agua potable que debe considerarse en la planeación del sector hídrico de México, dados los niveles actuales de cobertura —principalmente en las zonas urbanas—, es el ingreso permanente, porque una vez que se tiene cobertura, el nivel de consumo es función de él, y porque su estimación —con base en la función consumo al amparo de la hipótesis del ingreso permanente— proporciona la elasticidad-ingreso de la cantidad demandada de corto y largo plazos.

Agradecimientos

Agradezco a Irma Eugenia García López y a los revisores anónimos los comentarios y sugerencias, con los cuales contribuyeron a mejorar el presente trabajo. Los errores e inconsistencias que persistan son responsabilidad exclusiva del autor.

Referencias

- Acevedo-Antimil, M., Arancibia-Mattar, P., Bradanovich-Pozo, T., & Flores-Loredo, M. (2011). Tarifas sociales para el servicio de agua potable en Arica, Chile, y su impacto teórico en la distribución del ingreso de los usuarios. *Ingeniare. Revista Chilena de Ingeniería*, vol. 19, núm. 1, junio, 132-145.
- Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión (2013). Ley de Aguas Nacionales (LAN). *Diario Oficial de la Federación (DOF)* 07-06-2013.
- Cienfuegos-Velasco, M. Á., Aguilar, M., & Alejo-Pompilio, A. (2012). Política descentralizadora del agua potable. *Espacios Públicos*, vol. 15, núm. 35, septiembre-diciembre, 85-95.
- Conapo (2014). *Proyecciones de la población 2010-2050*. Consulta el 28 de febrero de 2015. Recuperado de http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Proyecciones_Datos.
- Diario Oficial de las Comunidades Europeas (2000). *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo*. Consulta el 27 de febrero de 2015. Recuperado de <https://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf>.
- Quantitative Micro Software, LLC (2009). *EViews 7. User's Guide*. United States of America: Quantitative Micro Software, LLC. Irvine, CA.
- Friedman, M. (1985). *Una teoría de la función consumo*. Madrid: Alianza Editorial.
- Gómez-Limón, J. A., & Martín-Ortega, J. (2011). Agua, economía y territorio: nuevos enfoques de la Directiva Marco del Agua para la gestión del recurso. *Estudios de Economía Aplicada*, vol. 29, núm. 1, 65-93.
- Greene, W. (2000). *Análisis econométrico*, 3ª edición. Madrid, España: Prentice Hall.
- INEGI (2014). *Censo General de Población y Vivienda 2010*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes.
- INEGI (2014a). Banco de Información Económica del INEGI. Consultado el 1º de abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/sistemas/bie/>.
- International Monetary Fund. Report for Selected Countries and Subjects (2014). Consultado el 11 de febrero de 2015. Recuperado de <http://www.courrierinternational.com/magazine/2013/1187-1188-1189-voyage-en-france>.
- International Monetary Fund. *Home Page*. Report for Selected Countries and Subjects (2016). Consultado el 6 de mayo de 2015. Recuperado de <http://www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2015/01/weodata/>.
- Jiménez-Cisneros, B. (octubre-diciembre, 2014). Agua, ciudades y futuro. *Ciencia, revista de la Academia Mexicana de Ciencias*, 65, 14-19.
- Koutsoyiannis, A. (2002). *Microeconomía moderna*, 1ª ed. 1ª reimp. Buenos Aires: Amorrortu.
- Mora-Flores, J. S., García-Salazar, J. A., Gómez-Ugalde, S. G., & Valdivia-Alcalá, R. (2012). Demanda de agua para uso residencial y comercial. *Terra Latinoamericana*, vol. 30, núm. 14, 337-342.
- Ocampo-Cruz, A. M., Manco-Silva, D. G., & Guerrero-Erazo, J. (enero-junio, 2012). Eficiencia en el consumo de agua de uso residencial. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, vol. 11, núm. 21, 23-38.
- Presidencia de la República (2013). *Primer informe de gobierno 2012-2013, anexo estadístico*. México, DF: Presidencia de la República.
- Rivera, P., & Aguilar, A. G. (mayo-junio 2015). La gestión integral del agua en zonas urbanas: caso de estudio Zacatecas-Guadalupe, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(3), 125-142.
- Salazar-Adams, A., & Lutz-Ley, A. N. (2015). Factores asociados al desempeño en organismos operadores de agua potable en México. *Región y Sociedad*, 27, 5-26.
- Salazar-Adams, A., & Pineda-Pablos, N. (2010). Factores que afectan la demanda de agua para uso doméstico en México. *Región y Sociedad*, 22, 3-16.
- Semarnat-Conagua (2000). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a diciembre de 2000*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.

- Semarnat-Conagua (2004). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento a diciembre de 2003*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Semarnat-Conagua (2008). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento a diciembre de 2008*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Semarnat-Conagua (2010). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento a diciembre de 2010*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Semarnat-Conagua (2013). *Estadísticas del agua en México. Edición 2013*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Semarnat-Conagua (2013a). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento. Edición 2013*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Semarnat-Conagua (2014). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento, edición 2014*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Semarnat-Conagua (2014a). *Estadísticas del agua en México, edición 2014*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- PNH (*Programa Nacional Hídrico*) (2014). *2014-2018. Gobierno de la República*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Semarnat-Conagua (2015). *Guía de políticas públicas en el ámbito estatal en materia de agua potable y saneamiento*. Consultado el 1° de diciembre de 2015. Recuperado de www.conagua.gob.mx.
- Sevilla, M., Torregrosa, T., & Moreno, L. (2010). Un panorama sobre la economía del agua. *Estudios de Economía Aplicada*, vol. 28, núm. 2, 265-303.
- Torres-Sombra, J., García-Salazar, J. A., García-Mata, R., Matus-Gardea, J., González-Estrada, E., & Pérez-Zamorano, A. (2013). Respuesta de la demanda de agua a cambios en el precio: un estudio por tipo de consumidor en el norte de Sinaloa, México. *Agrociencia*, vol. 47, núm. 3, 293-307.
- WHO/UNICEF (2014). *Joint Monitoring Programme (JMP) for Water Supply and Sanitation, 2014*. Consultado el 9 de mayo de 2015. Recuperado de <http://www.wssinfo.org/data-estimates/table/>.

Dirección institucional del autor

Dr. José Luis Montesillo-Cedillo

Instituto de Estudios sobre la Universidad
Universidad Autónoma del Estado de México
Paseo Tollocan 1402 poniente, Ciudad Universitaria
50110 Toluca, Estado de México, México
Teléfono: +52 (722) 2831 516
Fax: +52 (722) 2145 351
jlmontesilloc@uaemex.mx



Pozo de agua potable, Jiquilpan, Michoacán, México.

Foto: José Luis Pimentel.

Análisis de sequías meteorológicas en la cuenca del río Fuerte, México

• Mónica Castillo-Castillo • Laura A. Ibáñez-Castillo* •
Universidad Autónoma Chapingo, México

*Autor para correspondencia

• Juan B. Valdés •
The University of Arizona, USA

• Ramón Arteaga-Ramírez • Mario A. Vázquez-Peña •
Universidad Autónoma Chapingo, México

Resumen

Castillo-Castillo, M., Ibáñez-Castillo, L. A., Valdés, J. B., Arteaga-Ramírez, R., & Vázquez-Peña, M. A. (enero-febrero, 2017). Análisis de sequías meteorológicas en la cuenca del río Fuerte, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 35-52.

En este trabajo se realiza un análisis temporal y espacial de la sequía en la cuenca del río Fuerte para el periodo de 1961 a 2012. La cuenca del río Fuerte se ubica al noroeste de México, en la zona de baja presión, donde coinciden en latitud los grandes desiertos del mundo; en la parte alta de la cuenca viven diversos grupos indígenas en condiciones de pobreza y en la parte baja se ubica una zona agrícola bajo riego muy importante. Se calcularon dos índices de sequía: (1) el Índice Estandarizado de Precipitación (SPI) y (2) el Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI); ambos índices fueron calculados en 14 estaciones del área de estudio para escalas de 3, 6, 12 y 24 meses. Se utilizaron datos de precipitación, y temperatura mínima y máxima para el cálculo. Los índices fueron calculados y analizados temporal y espacialmente. Los resultados mostraron que las sequías han alterado su patrón de ocurrencia y se presentan con mayor frecuencia, intensidad y duración en las últimas décadas. Se encontraron dos periodos de sequías extremas: de 1999 a 2004 y de 2011 en adelante. El SPEI define mejor los periodos secos y presenta un comportamiento más estable que el SPI, además muestra una tendencia más clara del aumento en la intensidad de la sequía en los últimos años, producto de la reducción de la precipitación y el aumento de las temperaturas.

Palabras clave: SPI, SPEI, escala temporal, análisis temporal y espacial de sequías

Abstract

Castillo-Castillo, M., Ibáñez-Castillo, L. A., Valdés, J. B., Arteaga-Ramírez, R., & Vázquez-Peña, M. A. (January-February, 2017). Analysis of meteorological drought in the Fuerte River Basin, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 35-52.

In this research is presented a temporal and spatial analysis of drought in the Fuerte River Basin for the period 1961 to 2012. The Fuerte River Basin is located Northwest of México, in the area of low pressure which match the great deserts of the world; in the high basin several Indian populations are located and in the low part is located an important irrigation farming area. Two index were calculated: (1) the Standardized Precipitation Index (SPI), and, (2) Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI); both index were calculated in 14 stations of the study area for scales of 3, 6, 12 and 24 months. Data of precipitation, minimum and maximum temperatures were used for the index calculation. The indices were calculated and analyzed in time and space. Results showed that droughts have altered its occurrence patterns and presents with more frequency, intensity and duration in the last decades. It was found two periods with extremes droughts, from 1999 to 2004 and from 2011 onwards. SPEI defines drought periods better and presents a behavior more stable than SPI, moreover shows a clear trend of increase in drought intensity in recent years as a result of reduction on precipitation and increase of temperatures.

Keywords: SPI, SPEI, temporal and spatial drought analysis.

Recibido: 01/12/2015
Aceptado: 30/08/2016

Introducción

La sequía es uno de los fenómenos meteorológicos que causa más estragos a nivel ecológico,

económico y social en el mundo. Es un fenómeno extremo que consiste en la nula precipitación o en su reducción por debajo del promedio durante un periodo de tiempo. Los efectos del cambio

climático acentúan los efectos destructivos de las sequías, como su intensidad, severidad y duración.

El análisis de sequías consiste en la caracterización del fenómeno mediante el desarrollo de índices de sequía. En las últimas décadas se han desarrollado diversos índices para caracterizar y definir las sequías. Un índice de sequía es una variable principal para evaluar los efectos de sequía y definir sus diferentes parámetros (Mishra & Singh, 2010).

Los estudios sobre la variabilidad climática son importantes para el diseño y manejo de los sistemas de recursos hídricos. Los beneficios sociales derivados de estos sistemas están directamente relacionados con la confiabilidad de las estadísticas climáticas. Los sistemas de recursos hídricos han sido planeados y son operados sobre el supuesto de que las características climáticas deben ser similares a las observadas hace 30 años. Recientemente, se ha debatido sobre el aparente incremento en grandes áreas del planeta de los eventos secos y sobre las posibles causas de este fenómeno. Por lo tanto, a fin de evaluar de manera objetiva la ocurrencia de la sequía y comprender mejor las recientes fluctuaciones climáticas, vale la pena estudiar series de temperatura y precipitación a largo plazo en regiones con condiciones climático-hidrológicas no homogéneas (Bonaccorso, Bordi, Cancelliere, & Rossi, 2003).

La incidencia de las sequías, de cualquier grado de severidad, ha sido más común en años recientes en paralelo con los cambios globales del clima. La sequía es un fenómeno gradual, que puede durar muchos años y tener devastadores efectos socioeconómicos, agrícolas, ganaderos y ambientales, que pueden ser el resultado de uno o más de los factores de la escasez del agua, como precipitación insuficiente, alta evapotranspiración y sobreexplotación de los recursos hídricos (Al-Qinna, Hammouri, Obeidat, & Ahmad, 2010).

El estudio de las sequías en la cuenca del río Fuerte, localizada en los estados de Sinaloa, Chihuahua, Sonora y Durango, en México, es importante porque, por un lado, en la parte

alta de la cuenca viven los tarahumaras, que a finales de 2011, principios de 2012, sufrieron las consecuencias de las sequías, exacerbadas por sus ya existentes niveles de pobreza (Gobierno del Estado de Chihuahua, 2012; El Informador, 2012; La Jornada, 2012). Y por otro lado, en la parte baja de la cuenca se localizan importantes obras hidráulicas, como la presa Miguel Hidalgo y Costilla también conocida como "El Mahome", ubicada sobre la corriente del río Fuerte y operada por el Distrito de Riego 075, su agua se utiliza para irrigación y generación de electricidad; la presa Luis Donald Colosio, llamada "Huites", se ubica sobre el río Fuerte y es operada por la Comisión Nacional del Agua (Conagua), su uso es para irrigación y generación de electricidad; y la presa Josefa Ortiz de Domínguez, que se ubica sobre el río Álamos, también llamada "El Sabino", operada por el Distrito de Riego 076, su agua es utilizada con fines de irrigación (Conagua, 2010). Estas presas son la principal fuente de abastecimiento de agua para uso agrícola, urbano e industrial. En el ciclo agrícola 2013-2014, el Distrito de Riego 075 El Fuerte tuvo una superficie cosechada de 273 152 ha, un rendimiento total de 10.76 ton/ha y un valor de cosecha de 12.6 millones de miles de pesos, por lo que es el más importante del Organismo de Cuenca Pacífico Norte; en el mismo ciclo agrícola, el Distrito de Riego 076 Valle del Carrizo tuvo una superficie cosechada de 66 035 ha, un rendimiento general de 6.75 ton/ha y un valor de cosecha de 1.6 millones de miles de pesos (Conagua, 2015a). Actualmente, la cuenca enfrenta una grave problemática de escasez de recursos hídricos, derivados del aumento en la demanda de agua y su uso ineficiente; el número limitado de cultivos y los efectos del cambio climático, que provoca bajo régimen de lluvia y la ocurrencia recurrente de fenómenos de sequía; además de la carencia de una red de monitoreo; sistemas de alerta temprana, y planes de contingencia ante las sequías, por lo que sus efectos son más severos (Conagua, 2014).

El presente trabajo consistió en el análisis de sequías de la cuenca del río Fuerte en el periodo 1961-2012, y tiene como objetivos el desarrollo

de los índices SPI y SPEI, así como la caracterización de la sequía meteorológica temporal y espacial en la cuenca. El SPEI surgió como un novedoso índice de sequía multiescalar, sensible a los efectos del calentamiento global. Fue propuesto por Vicente, Beguería y López (2010) y está basado en datos de precipitación y temperatura; tiene la capacidad de incluir la variabilidad de demanda evaporativa en la evaluación y monitoreo de sequías.

Materiales y métodos

Descripción de la cuenca

La cuenca del río Fuerte se ubica en el noroeste de México, geográficamente entre 25.68° y 28.24° de latitud norte, y entre -106.12° y -109.43° de longitud oeste. El río Fuerte nace en la Sierra Madre Occidental, en los estados de Chihuahua, Durango y Sonora, y desemboca al norte del estado de Sinaloa, en el Golfo de California (figura 1). Las localidades más importantes económica y demográficamente dentro de la cuenca

son Los Mochis, El Fuerte y Choix, en Sinaloa; Batopilas, Urique y Chinipas, en Chihuahua; El Vergel y Guadalupe y Calvo, en Durango, y Álamos, en Sonora.

La cuenca del río Fuerte es una de las más importantes dentro de la Región Hidrológica 10 tanto por su gran extensión superficial y agricultura bajo riego como por el volumen de los escurrimientos que en ella se generan y sus obras hidráulicas, como las presas Miguel Hidalgo, Josefa Ortiz y Huites. La cuenca es exorreica, con un área total de 36 457 km²; el parteaguas presenta una elevación máxima de 3 168 msnm; el punto más bajo de la cuenca es de -9 msnm (figura 2).

La cuenca presenta una precipitación media anual de 691 mm (figura 2) y distribución temporal definida en dos periodos de lluvias en la zona: verano e invierno. Las primeras son producidas por la temporada normal de lluvias y eventos meteorológicos, como ciclones, los cuales se presentan por lo general de julio a septiembre; la segunda etapa de lluvia es producto de los frentes fríos, de diciembre a febrero. El

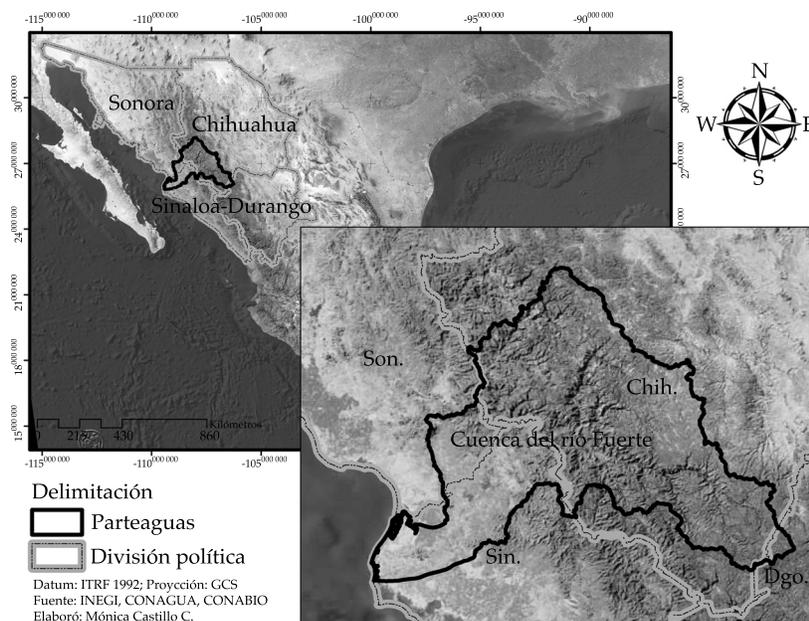


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Fuerte.

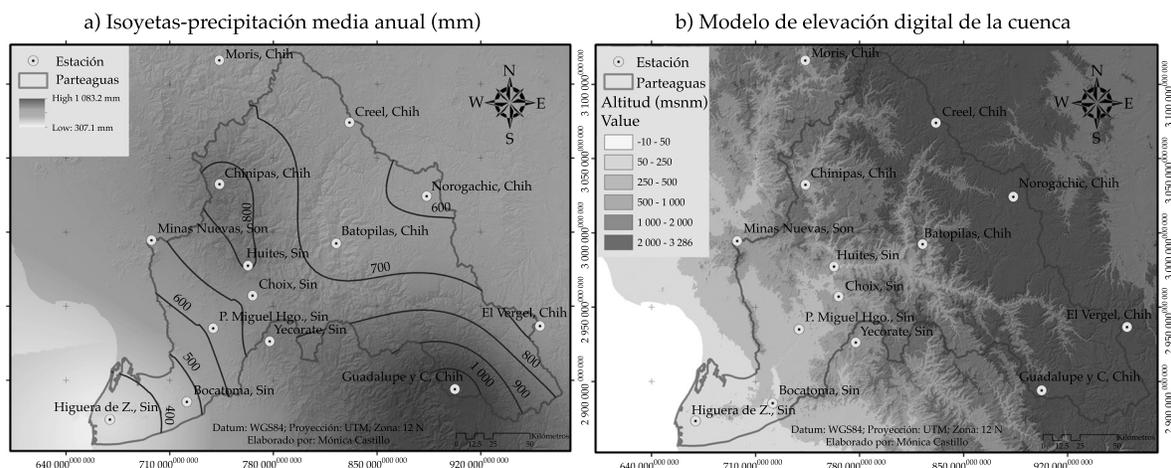


Figura 2. (a) Isoyetas de precipitación media anual; (b) Modelo de elevación digital de la cuenca del río Fuerte.

periodo de estiaje ocurre de marzo a mayo. La evaporación media anual es de 2 178 mm, 3.15 veces la precipitación anual (Pronacose, 2014).

Información climatológica

La información cartográfica e hidrológica utilizada en la caracterización física del área de estudio, como modelos de elevación digital, coberturas digitales de cuencas, ríos y presas fue obtenida de bases de datos del Instituto

Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2014) y la Conagua (2015b).

Se realizó el acopio de datos mensuales de precipitación, y temperatura mínima y máxima en el periodo 1961-2012 para 14 estaciones meteorológicas (cuadro 1), los cuales fueron obtenidos de la red de estaciones climatológicas del Servicio Meteorológico Nacional todos los días (SMN, 2014) y del *ERIC III 2.0* (IMTA, 2009). La figura 2 muestra la distribución espacial de tales estaciones.

Cuadro 1. Estaciones meteorológicas seleccionadas de la cuenca del río Fuerte.

Clave	Estación	Altitud (msnm)	Precipitación media (mm)	T. mín. (°C)	T. máx. (°C)	Periodo	% datos generados
8038	Creel, Chihuahua	2,348	648.7	1.7	20.2	1961-2011	10.8
8106	Norogachic, Chihuahua	2,088	578.8	2.7	21.6	1961-2011	20.7
8161	Batopilas, Chihuahua	678	603.4	16.7	31.3	1961-2011	29.4
8167	Chinipas, Chihuahua	440	838.2	16.0	31.0	1961-2011	2.6
8172	Guadalupe, Chihuahua	2,279	1,083.2	4.0	22.3	1961-2011	2.9
8182	Moris, Chihuahua	754	627.8	11.0	29.4	1961-2011	3.1
8267	El Vergel, Chihuahua	2,740	629.7	0.6	17.6	1961-2012	24.8
25009	Bocatoma, Sinaloa	31	456.6	17.0	33.0	1961-2012	2.6
25019	Choix II, Sinaloa	239	707.0	14.2	34.2	1961-2012	1.9
25025	P. Miguel H., Sinaloa	144	619.8	16.6	33.8	1961-2012	1.3
25042	Higuera, Sinaloa	10	307.1	17.3	31.5	1961-2012	7.9
25044	Huites, Sinaloa	269	812.7	16.4	34.8	1961-2012	2.4
25100	Yecorato, Sinaloa	400	796.1	13.5	34.9	1961-2012	6.1
26053	Minas Nuevas, Sonora	480	672.4	15.0	31.2	1961-2011	5.7

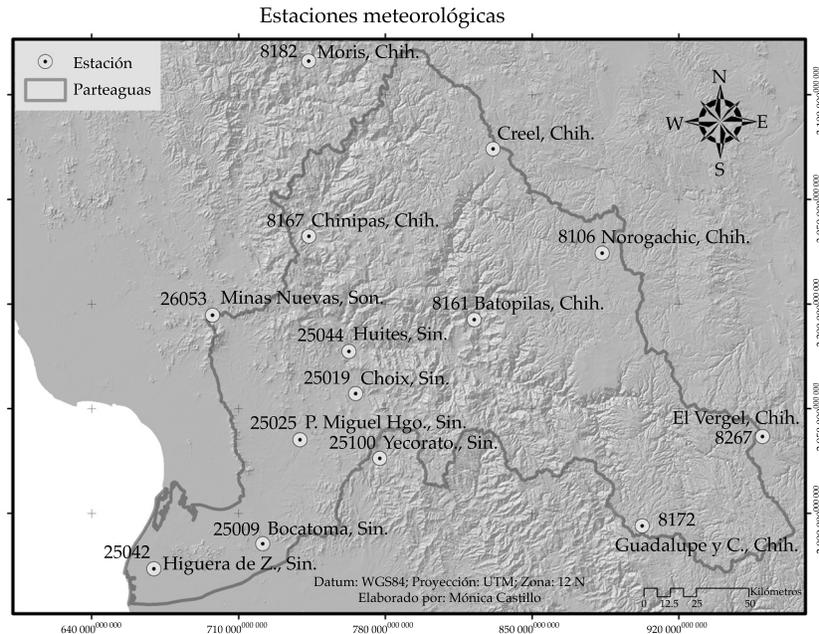


Figura 3. Ubicación de las estaciones meteorológicas seleccionadas.

Metodología

Las series de datos de precipitación y temperatura mínima y máxima presentaron ausencia de registros durante el periodo de estudio, por lo que se utilizó el Método del Inverso del Cuadrado de la Distancia o Método del US National Weather Service para la generación de datos perdidos. Este método considera que el dato faltante de una estación A puede ser estimado con base en los datos observados en las estaciones circundantes, y puede aplicarse para estimar valores diarios, mensuales y anuales faltantes (Campos, 1998).

El procedimiento consiste en ponderar los valores observados en una cantidad W , igual al recíproco del cuadrado de la distancia (D) entre cada estación vecina i y la estación x ; el dato buscado P_x será igual que:

$$P_x = \sum (P_i - W_i) / \sum W_i \quad (1)$$

Donde P_i es el dato observado para la fecha de la faltante en las estaciones auxiliares

circundantes (mínimo 2), en las unidades del dato buscado; $W_i = \frac{1}{D_i^2}$ donde D_i es la distancia entre cada estación circundante y la estación incompleta, en kilómetros.

Se procuró seguir la recomendación de utilizar cuatro estaciones auxiliares (más cercanas a la estación con el dato faltante); sin embargo, cuando no fue posible, se utilizaron las dos o tres más cercanas a la estación con datos faltantes.

Índices de sequía

Los índices de sequía fueron desarrollados para reducir el número de variables que intervienen en una sequía a un simple número, con el propósito de definir y comparar sus características. Los índices más simples hacen uso sólo de la precipitación media, otros más complejos utilizan, además de la precipitación, algunos otros parámetros como temperatura, evapotranspiración, pérdida de humedad del suelo y humedad antecedente del suelo (Escalante & Reyes, 2005). En general, se dice que cuando

un índice de sequías considera como principal dato a la precipitación, se habla de una sequía meteorológica.

Se utilizó el Índice Estandarizado de Precipitación (Standardized Precipitation Index, SPI) por ser uno de los más empleafos en Norteamérica para propósitos de planeación o para la evaluación de sequías con fines operativos. Además, recientemente, la Organización Meteorológica Mundial (WMO) lo ha recomendado para ser utilizado en el National Meteorological and Hydrological Services (NMHSs) en todo el mundo, para la caracterización de las sequías (WMO, 2012).

El procedimiento para el cálculo del SPI es el descrito por Edwards y McKee (1997), y el *software SPI SL 6.exe* es de distribución gratuita y puede ser obtenido en la página web del National Drought Mitigation Center (NDMC, 2014). El SPI fue originalmente desarrollado por Edwards y McKee (1997) en la Universidad de Nebraska-Lincoln y más tarde adoptado por el NDMC de los Estados Unidos de América (2014). El procedimiento de cálculo del SPI, en primer lugar, realiza el ajuste de la función de densidad de probabilidad (fdp) gamma del registro de precipitación para cada estación meteorológica. Posteriormente, los valores ajustados se transforman a la fdp normal con media cero y varianza uno (normal estándar), que representa el valor del SPI. Para periodos de tiempo mayores a un mes, el procedimiento básico inicial para estimar el SPI es tomar sumas móviles, al disponer de una serie larga y confiable (30 años o más) es posible calcular el SPI en cualquier mes del registro para los i meses previos. El SPI permite determinar la rareza de una sequía o un evento húmedo anómalo a una escala de tiempo particular para cualquier lugar del mundo con registros de precipitación. El SPI se desarrolló a escalas temporales de 3, 6, 12 y 24 meses. Según Velasco, Aparicio, Valdés, Velázquez y Kim (2004), en regiones áridas es conveniente definir el índice a escalas mayores a un mes, ya que escalas menores no permiten distinguir entre el déficit de lluvia respecto a las condiciones de largo plazo ni a las variaciones

propias de la precipitación, por lo que para efectos prácticos, una escala apropiada es la de tres meses, dado que la cuenca presenta climas muy secos, secos, semisecos y subhúmedos en su territorio.

El SPEI es un índice propuesto por Vicente *et al.* (2010), está basado en datos de precipitación y temperatura, y tiene la ventaja de combinar el carácter multiescalar, con la capacidad de incluir los efectos de la variabilidad de la temperatura en la evaluación de sequías. El procedimiento de cálculo es similar al del SPI, pero en lugar de precipitación, el SPEI utiliza el valor de la diferencia mensual entre la precipitación y evapotranspiración como dato de entrada, lo que representa un balance hídrico climático simple (Thornthwaite, 1948); esta diferencia es ajustada a una distribución log logística, que después es transformada a una distribución normal estándar con media 0 y varianza 1 (Vicente *et al.*, 2010). El cálculo del SPEI se realizó en el programa *RStudio*® (Rstudio, 2014) mediante la paquetería *SPEI.R*, desarrollado por Beguería y Vicente (2014), a las mismas escalas temporales que el SPI, con datos de precipitación, temperatura mínima y máxima, y latitud de la estación; el método seleccionado para el cálculo de la evapotranspiración fue el de Hargreaves.

Los índices de sequía SPI y SPEI emplean la misma clasificación para las condiciones de sequía; la interpretación de los resultados se realizó con base en el cuadro 2.

Con el valor medio en la cuenca del SPI y SPEI en las diferentes escalas, se procedió a su análisis temporal, con el objetivo de conocer la evolución de las sequías; identificar los periodos de sequía moderada, severa y extrema; y definir su intensidad, duración, y fechas aproximadas de inicio y término. A partir de la identificación de los periodos de sequía que se presentaron, se realizó el análisis espacial de los meses con sequía más intensa de cada escala temporal.

Usando estos índices como indicadores, un evento de sequía para una escala de tiempo i es definida como un periodo en el cual el índice es continuamente negativo y alcanza valores de -1.0 o menos, y termina cuando el índice

Cuadro 2. Categorías y clasificación del SPI y SPEI (McKee, Doesken, & Kleist, 1993).

Clasificación del SPI y SPEI	
Valor del índice	Categoría
> 2.00	Extremadamente húmedo
1.50 a 1.99	Muy o severamente húmedo
1.00 a 1.49	Moderadamente húmedo
-0.99 a 0.99	Cercano a lo normal
-1.49 a -1.00	Moderadamente seco
-1.99 a -1.49	Muy o severamente seco
< -2.00	Extremadamente seco

alcanza nuevamente un valor positivo (McKee *et al.*, 1993).

El valor medio de los índices, obtenido mediante polígonos de Thiessen, indica la variabilidad de las variables meteorológicas con respecto a su media histórica. Los mapas de los siguientes apartados muestran los patrones espaciales de los meses con mayor intensidad histórica de la sequía a escalas de 3, 6, 12 y 24 meses de los índices, en donde las características para periodos cortos o largos se clasifican según el Monitor de Sequía de México del SMN (2015) como:

- a) 3 meses: indica las condiciones de humedad del suelo.
- b) 6, 12, 24 meses: indica los impactos en los niveles de reserva de cuerpos de agua.

Resultados y discusión

Se realizó el análisis de las variables que intervinieron en el desarrollo de los índices SPI y SPEI, mediante sus valores medios mensuales en cada década del periodo 1961-2012. En la figura 4 se observa que la precipitación media mensual tuvo su pico máximo en la década de 1980 y se ha reducido en las más recientes; el balance precipitación-*evapotranspiración* (Pt-PET) presenta en la última década las condiciones de mayor déficit del periodo estudiado; la temperatura mínima media mensual se redujo en casi 0.5 °C, en comparación de la década de 1990, y la máxima se ha incrementado gradualmente a

partir de 1970. El comportamiento de la temperatura mínima se debe, según la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2013), a que durante el decenio de 2001-2010 no se experimentó ningún fenómeno de El Niño importante, que por lo normal se relaciona con el calentamiento del clima mundial. Hasta mediados de 2006 prevalecieron los episodios de La Niña y las condiciones neutras, seguidos de un breve episodio de El Niño. Esta variabilidad natural a corto plazo puede haber enmascarado algunos de los efectos del cambio climático a largo plazo. Sin embargo, el comportamiento de la temperatura máxima sí refleja esta tendencia, indicando mayor oscilación térmica en la última década.

A continuación se muestran los resultados del SPI y SPEI en la cuenca del río Fuerte a escalas temporales de 3, 6 12 y 24 meses. El análisis temporal se realizó de manera general con el valor medio de los índices en la cuenca para cada mes de la serie, obtenidos con polígonos de Thiessen, así como en sus diferentes partes, considerando las siguientes estaciones: en la parte alta, la 8038 Creel (norte) y 8172 Guadalupe (sur); en la parte media, la 8161 Batopilas; y en la parte baja, la 25009 Bocatoma. El análisis espacial se realizó en el programa *ArcGIS*® (ESRI, 2012), mediante la interpolación de los datos puntuales de cada estación en los meses de sequía más intensa para cada escala temporal.

En la figura 5 se muestran las series históricas del SPI y SPEI a una escala de tres meses. Las series de los índices a esta escala se mueven con rapidez entre valores negativos y positivos

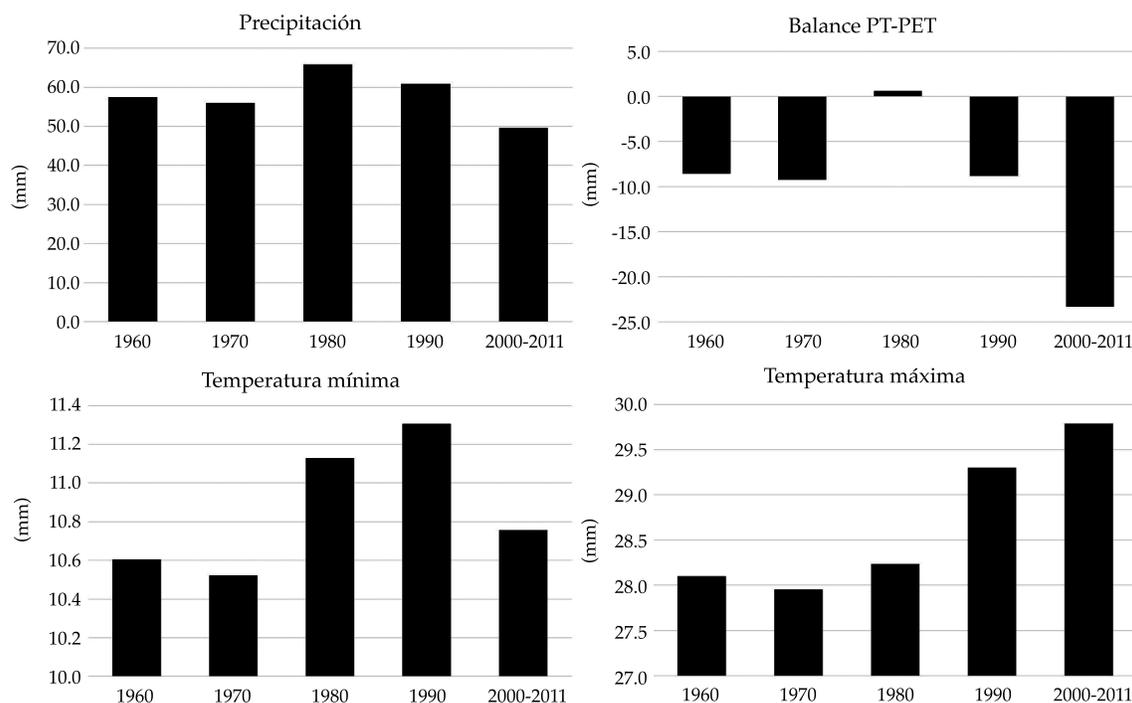


Figura 4. Comportamiento histórico de las variables que intervienen en el cálculo del SPI y SPEI, valores medios mensuales.

debido a que el periodo en que las variables son tomadas en cuenta es muy corto y los cambios son asimilados a mayor velocidad. El comportamiento de ambos índices es similar. De manera general, en la cuenca los valores oscilan entre -2.0 y 2.5, y los periodos de sequía moderada son más frecuentes al final de la serie. En particular, al norte de la parte alta de la cuenca, la estación Creel presentó dos sequías extremas entre 2009 y 2011, con valores menores de -3.0; por el contrario, hacia el sur de la parte alta, en Guadalupe, no se presentaron estos eventos. De manera individual, los índices de las estaciones oscilan en rango mayor, indicando periodos secos más intensos. La estación Bocatoma en la parte baja muestra periodos secos y húmedos más intensos que el SPEI a partir del año 2006.

La figura 6 muestra las series del SPI y SPEI a una escala temporal de seis meses. El valor medio de la cuenca oscila entre -2.5 y 2.0. Los periodos secos fueron más intensos a esta escala que los húmedos y los dos más importantes se

presentaron en 1999 y 2011. En la parte alta de la cuenca, la estación Creel presentó eventos secos extremos en 2009 y 2011 con el SPI, a diferencia del SPEI, que los señala de menores. En la estación Bocatoma, parte baja, se continúa observando un desfase considerable entre el SPI y SPEI, donde el SPEI muestra mayor intensidad que el SPI entre 2000 y 2001.

En ambas escalas temporales (3 y 6 meses) del SPI y SPEI se encontró que los eventos secos se hacen más intensos a partir de la segunda mitad de la serie, principalmente en el periodo 2000-2011. El valor medio de la cuenca, así como en la parte alta y media, el SPI mostró mayor intensidad de los eventos secos que el SPEI, excepto para la parte baja en la estación Bocatoma.

El comportamiento de los índices a escalas temporales pequeñas es muy variable y alternan rápidamente entre periodos húmedos de corta duración, como lo señala McKee *et al.* (1993), que a nivel de escalas temporales, cuando los periodos de tiempo son pequeños (3 o 6 meses),

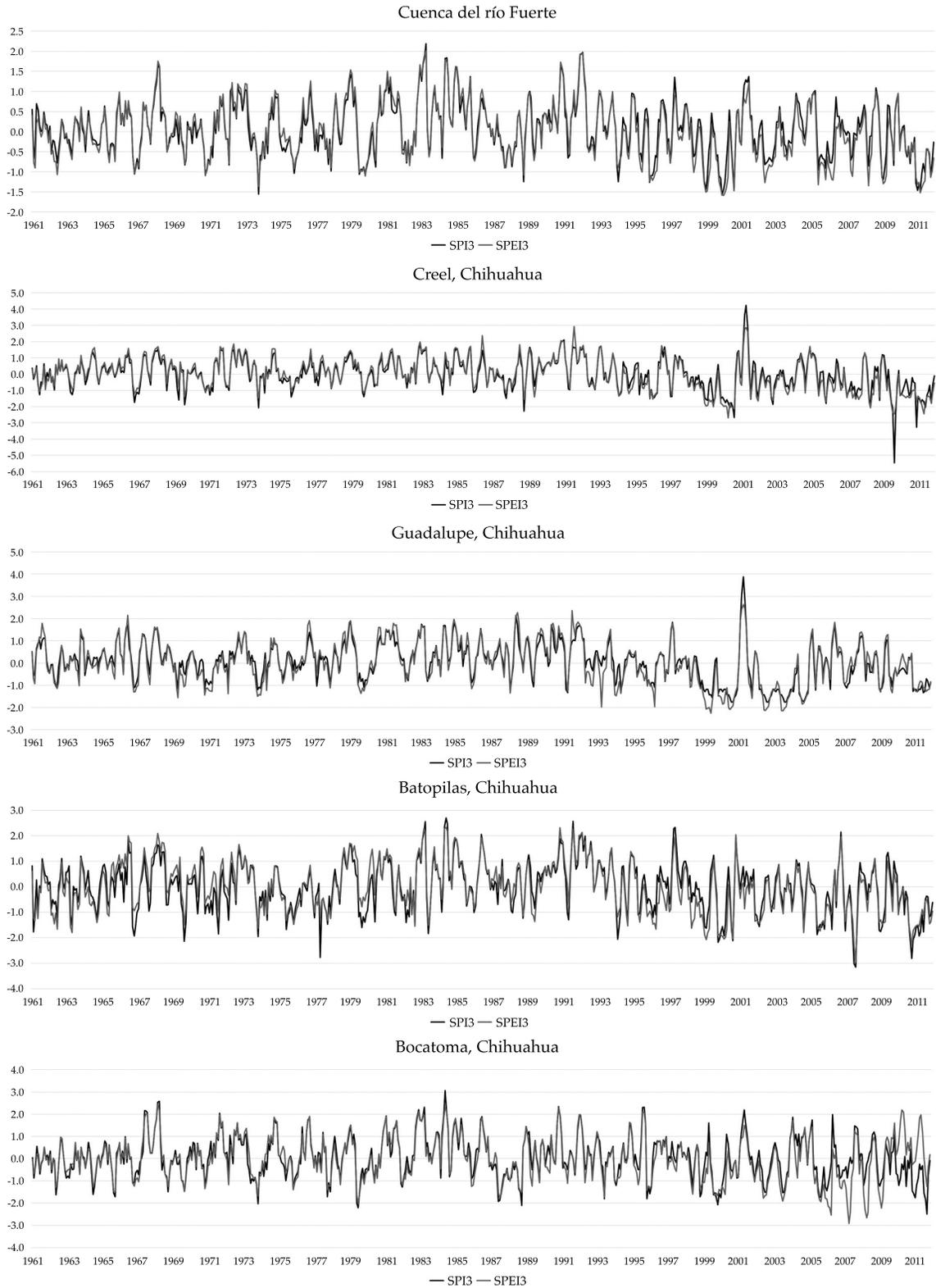


Figura 5. SPI y SPEI de tres meses para la cuenca del río Fuerte y para la parte alta (Creel y Guadalupe), media y baja.

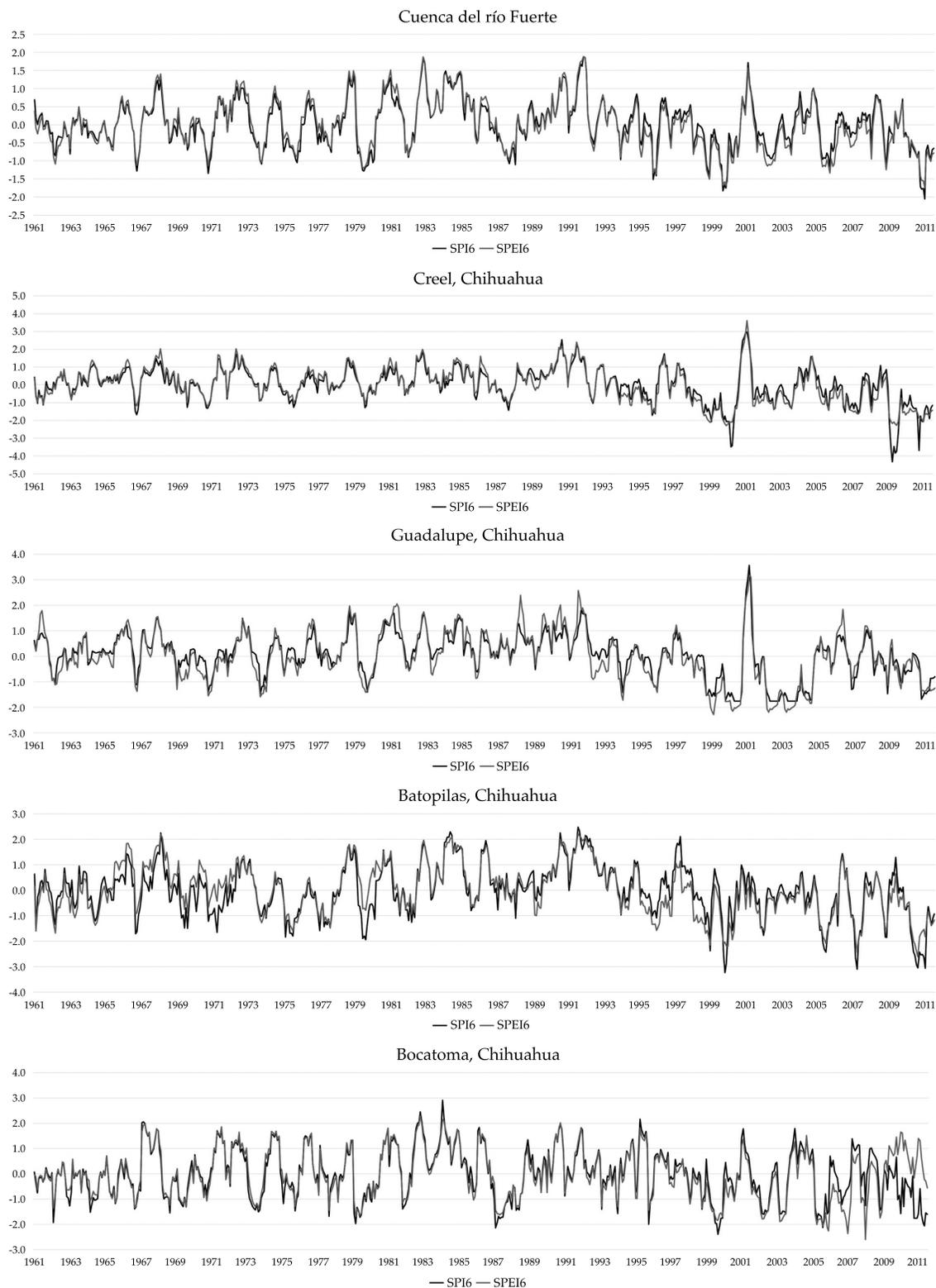


Figura 6. SPI y SPEI de seis meses para la cuenca del río Fuerte y para la parte alta (Creel y Guadalupe), media y baja.

el índice se mueve frecuentemente por arriba y debajo de cero. En cambio, cuando el periodo de tiempo se alarga a 12 y 24 meses, el índice responde con más lentitud a los cambios en la precipitación y temperatura, y los periodos secos y húmedos se hacen menos frecuentes, pero son más duraderos.

El SPI y SPEI de 12 meses muestran series más estables. Como ya se señaló, los periodos de sequía son menores, pero de mayor duración. A una escala de 12 meses, los valores de los índices cambian de modo lento. El SPEI, al final de la serie, muestra mayor intensidad en los periodos secos y un retraso en su aparición debido a que la reducción en la precipitación (variable de entrada del SPI) se presenta antes que el aumento de las temperaturas (variable de entrada del SPEI para calcular la PET), por lo que se tiene un desfase en la ocurrencia de las sequías (figura 7).

Al norte de la parte alta de la cuenca, la estación Creel, con una lámina de precipitación anual menor que Guadalupe, que se ubica al sur de la parte alta, presenta eventos secos extremos más intensos entre 1999 y 2011 que esta última. Los índices oscilan entre -5.0 y 3.0 en Creel, mientras que en Guadalupe se dan entre -3.0 y 3.0. En la parte media, la estación de Batopilas mostró eventos secos extremos de menor intensidad que Creel en el mismo periodo al final de la serie. Por su parte, el SPEI en Batopilas continúa mostrando al final de la serie mayor intensidad de los eventos secos y húmedos.

En la figura 8, a una escala temporal de 24 meses, el SPI y SPEI presentan diferencias más notables en la intensidad de los eventos secos y su ocurrencia. De manera general, continúa observándose al final de la serie que el SPEI señala condiciones de mayor déficit de humedad que el SPI, debido no sólo a la reducción de lámina precipitada en la última década, sino al incremento de la temperatura máxima, observándose predominancia de sequías de moderadas a severas en la cuenca. En las estaciones de la parte alta se observan periodos secos extremos entre 2000 y 2004, donde el SPI señala mayor intensidad que el SPEI; a esta escala, las series

de ambas estaciones oscilan por debajo de -3.0 y por arriba de 2.0. En Batopilas, la serie termina en un periodo extremo de sequía al igual que Bocatoma, aunque en esta última sólo es señalada por el SPI, esto puede deberse a que la PET no fue tan alta para generar balances de humedad negativos durante ese periodo.

La mayor ocurrencia de sequías se presentó a partir de 1999 en todas las escalas temporales de ambos índices; pero, en general, se identifican dos periodos intensos de sequía en la cuenca: de 1999 a 2004 y de 2011 en adelante. Los tiempos reportados como sequía coinciden con los de Sthale *et al.* (2009) sobre la sequía en México, quienes señalan que la amplia y persistente sequía sobre el noroeste de México comenzó en 1994 y se mantuvo hasta 2009, haciéndola parecer la sequía más grave, sostenida y generalizada de todo el país. También, en Estados Unidos, Hao y AghaKouchak (2014) reportan que se identifican dos periodos de sequía recientes: 2007 y 2012. En 2007 se vieron afectados los estados de California, Missouri, Alabama y Florida. En 2012 se afectó toda la parte Central de Estados Unidos, incluyendo el estado de Texas; Hao y AghaKouchak (2014) usaron los índices SPI, Standardized Soil Moisture Index (SSI) y Multivariate Standardized Drought Index (MSDI) a 3 y 6 meses de escala.

Estudios sobre sequías en otras partes del mundo muestran comportamientos similares. Bakhtawar, Zhang, Feng, Han y Kabo-Bah (2015), en su estudio sobre la tendencia de las sequías y la influencia de la temperatura en la cuenca del río Zhanghe, en China, mediante el SPEI, encontraron que la ocurrencia de periodos secos se incrementó a lo largo de la última década (2000-2010); Xu-Chun, Li, Li, Xu y Zhang (2015), en su investigación sobre las condiciones del lago Poyang, China, con el SPI y SPEI mostraron que la ocurrencia de condiciones secas se han incrementado en la últimas dos décadas.

De igual manera, Edossa, Woyessa y Welderufael (2014), en su análisis de sequía en Sudáfrica con el SPEI y su asociación con el ENSO, refieren en sus resultados que el número de sequías moderadas, severas, y extremas identificados



Figura 7. SPI y SPEI de 12 meses para la cuenca del río Fuerte y la parte alta (Creel y Guadalupe), media y baja.

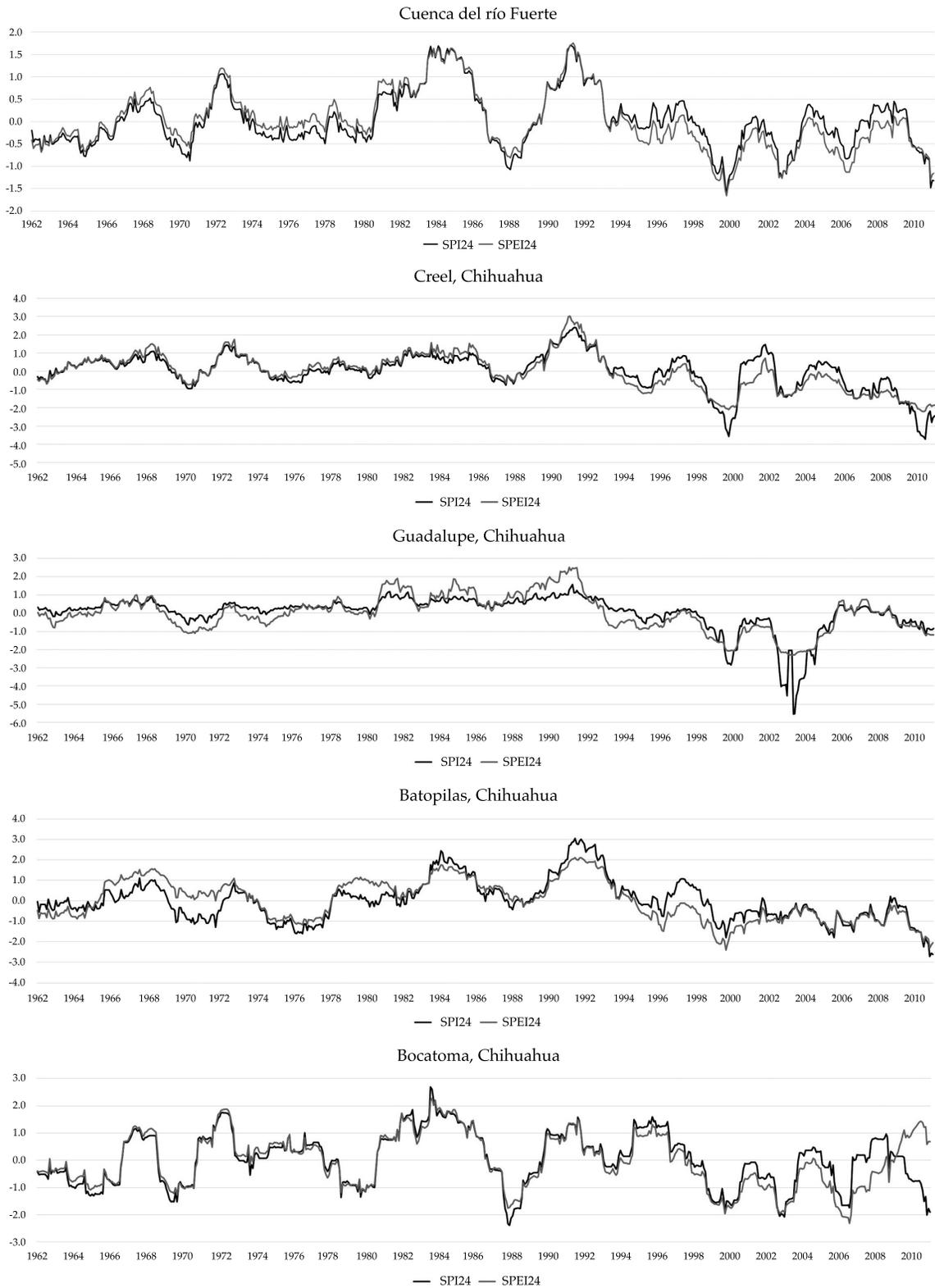


Figura 8. SPI y SPEI de 24 meses para la cuenca del río Fuerte y la parte alta (Creel y Guadalupe), media y baja.

por el índice siguen una tendencia de aumento en cada década del periodo de análisis. Manatsa, Mukwada, Siziba y Chinyanganya (2010), en su análisis de los aspectos multidimensionales de las sequías agrícolas en Zimbabwe, usando el SPI, indican en sus resultados que las sequías severas y extremas tienden a concentrarse cerca del final de las series de tiempo.

El cuadro 3 muestra las estadísticas de las series del SPI y SPEI medio en la cuenca del río Fuerte, donde se observa que la media es cercana a cero en todas las series, como fue señalado por Edwards y McKee (1997), y Vicente *et al.* (2010). En el procedimiento para la estimación de los índices, al ser transformadas las fdp gamma y log-logística, respectivamente, a una fdp normal estándar, el valor del SPI y SPEI tendrá como media cero.

Las escalas pequeñas presentan periodos secos y húmedos más intensos, los cuales se van reduciendo conforme se avanza en la escala temporal. La intensidad máxima de una sequía en la cuenca se presentó para el SPI de seis meses, con un valor de -2.05. La desviación estándar oscila entre 0.63 y 0.72, y dados los valores de la media, las condiciones de la cuenca se mantienen dentro de la categoría “Cercano a la normal”.

La ocurrencia de sequías en la cuenca del río Fuerte definida mediante los índices SPI y SPEI a escalas temporales de 3, 6, 12 y 24 meses se presenta a continuación.

El SPI de tres meses presentó 11 periodos de sequía moderada y dos con sequía extrema. La

sequía más intensa se presentó de 1999 a 2000 con una duración de siete meses. El SPEI de tres meses definió 15 periodos de sequía moderada y tres con severa, con patrones de ocurrencia a inicios de la serie de menor intensidad que el SPI. Las sequías a partir de 1999 son más intensas y de mayor duración; la sequía de mayor intensidad ocurrió de 1999 a 2000 y duró siete meses.

El SPI de seis meses presentó ocho periodos de sequía moderada, dos con sequía severa y una con sequía extrema al final de la serie. Las sequías severas empiezan a presentarse a partir de 1996 y aumentan considerablemente su intensidad y duración en los años siguientes. El SPEI de seis meses definió nueve sequías moderadas y dos severas. La sequía más intensa se presentó en 2011 y su duración se extendió después del periodo de estudio.

El SPI de 12 meses mostró cinco periodos de sequía moderada y una con sequía severa; por su parte, el SPEI identificó cuatro periodos de sequía moderada y una con severa. La sequía más intensa se presentó en agosto de 2000 para ambos índices.

El SPI de 24 meses presentó tres periodos de sequía moderada, con incremento en su intensidad hacia años recientes, y una sequía severa de dos años de duración. La primera sequía mostrada por el SPI a esta escala tuvo una duración de 20 meses y se presentó en 1988. El SPEI de 24 meses identificó dos periodos de sequía moderada y una con severa; esta última ocurrió en 1999 y duró 61 meses.

Cuadro 3. Estadísticas del SPI y SPEI a diferentes escalas temporales en la cuenca del río Fuerte.

Índice-escala temporal	Media	Mínimo	Máximo	Desviación estándar
SPI 3	0.06	-1.58	2.19	0.67
SPEI 3	0.01	-1.59	2.01	0.72
SPI 6	0.03	-2.05	1.88	0.66
SPEI 6	0.00	-1.74	1.88	0.70
SPI 12	0.02	-1.67	1.62	0.63
SPEI 12	0.01	-1.69	1.70	0.68
SPI 24	0.02	-1.63	1.71	0.63
SPEI 24	0.01	-1.66	1.76	0.67

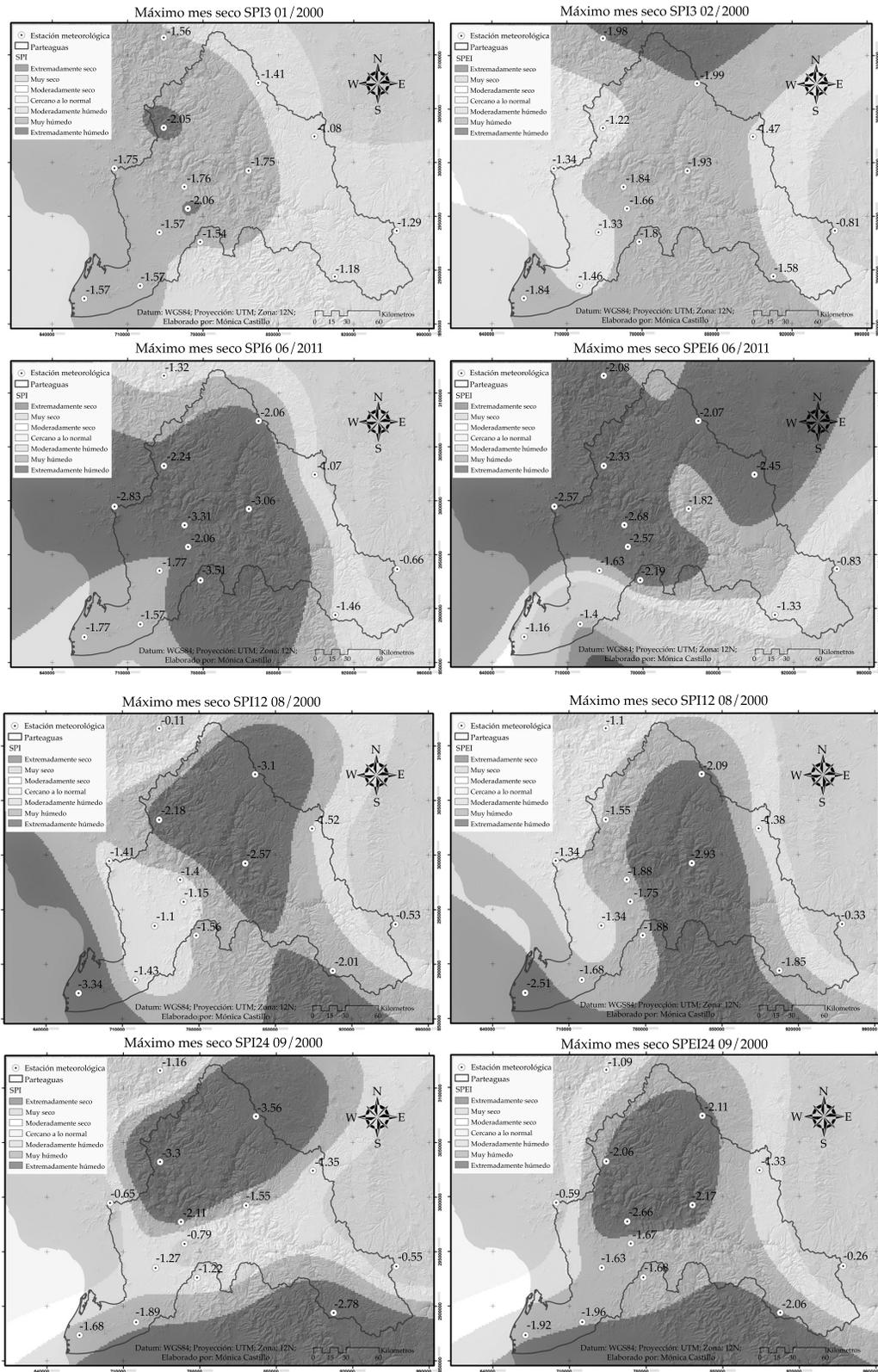


Figura 9. Distribución espacial de los meses con sequía más intensa para el SPI y SPEI a diversas escalas temporales.

La figura 9 muestra la distribución espacial del SPI y SPEI durante el mes más seco en cada escala temporal, para 3, 12 y 24 meses. El estado de sequía más intenso ocurrió en el periodo de 1999 a 2004; para la escala de seis meses se presentó del año 2011 en adelante. Torrecillas, Miguel y Ravelo (2013), con el Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI) en el Organismo de Cuenca Pacífico Norte (OCPN) obtuvieron que de 1999 a 2008 se presentó sequía severa en Chihuahua, y sequía extrema en Sinaloa; la situación más crítica se tuvo de 2011 a 2013, con mayor impacto en la cuenca de los ríos Fuerte y Sinaloa. Ravelo, Sanz y Douriet (2014) señalan que mediante el SPI 12 y el PDSI en el OCPN, en el periodo 2011-2012 se presentó la sequía más extrema en la zona de estudio.

Los meses de mayor intensidad de la sequía indican que la parte alta y media de la cuenca son las más afectadas por las sequías. Ravelo *et al.* (2014), en su estudio sobre sequías en el OCPN, mediante el SPI de escala 12 y el PDSI, encontraron que durante la sequía más extrema en la zona de estudio se presentaron condiciones de sequía extrema en la parte alta y sequía moderada en la parte baja de la cuenca.

En el análisis temporal de los índices SPI y SPEI se encontró que las sequías han aumentado su intensidad y severidad en las últimas dos décadas, siendo así que a partir del año 1998 se presentan sequías de categorías severas y extremas.

Debido a la falta de información climatológica de buena calidad y la gran cantidad de estaciones suspendidas en las partes altas de la cuenca, no fue posible extender el periodo de análisis de esta investigación para detectar los estados de sequía extrema de los años 2012 y 2013 a los que refieren los autores citados anteriormente y los medios de comunicación, pues los valores de los índices SPI y SPEI para todas las escalas temporales indican sequía de moderada a severa en 2011 y se mantiene en ese estado hasta el final de la serie, por lo que se supone que continúa con condiciones similares en los meses posteriores.

Conclusiones

Se obtuvieron las series de los índices de sequía SPI y SPEI a cuatro escalas temporales para 14 estaciones de la cuenca del río Fuerte durante el periodo de 1961 a 2012. El índice SPEI aportó un nuevo enfoque de la ocurrencia de las sequías en el área de estudio, debido a que su comportamiento reflejó los efectos de los cambios climáticos, al considerar la temperatura de las últimas décadas y demostró una clara tendencia del incremento en el número, intensidad, severidad y duración de las sequías.

El SPEI define mejor los periodos de sequía, los cuales están plenamente vinculados con los cambios estacionales de la temperatura, la cual, además, controla su comportamiento, permitiendo establecer el inicio, término, duración y magnitud de los periodos secos más fácilmente que el SPI. Es por ello que en todas las escalas temporales, el SPEI presentó menor cantidad de periodos con sequía, así como una menor intensidad de estos periodos.

Dada la importancia del sector agrícola en la cuenca del río Fuerte, el SPEI y su sensibilidad a los cambios globales y locales de la temperatura que estima la demanda evaporativa, se convierte en una valiosa herramienta para la prevención, monitoreo y mitigación de la sequía en esta región, muy vulnerable a este fenómeno; además, el SPEI puede servir de referente para la toma de decisiones sobre los patrones de cultivo y la asignación de los recursos hídricos en los distritos de riego, a fin de minimizar los efectos adversos, priorizando los sectores estratégicos ante situaciones de emergencia por la ocurrencia de sequías.

El número de sequías que se presentaron en las series de los índices SPI y SPEI se redujeron a medida que aumentaba la escala temporal del índice. Las escalas de 3 y 6 meses presentaron eventos de sequía de moderada a extrema de corta y mediana duración; en cambio, a escala de 12 y 24 meses, presentaron sequías moderadas y severas, con una duración de hasta 61 meses (SPEI 24).

El estudio de la distribución de la sequía en la cuenca del río Fuerte muestra que las áreas más afectadas por este fenómeno se encuentran en la parte alta y media de la cuenca; pero ello pudiera poner en riesgo también las actividades agrícolas de la parte baja, al poder disminuir la captación de agua de parte de las presas y afectar la generación de energía eléctrica.

El uso de dos índices de sequía permitió un análisis complementario de la variabilidad espacial y temporal de las sequías. Sin embargo, la gravedad de los efectos de la sequía y su intensificación en el futuro requiere de acciones y el esfuerzo conjunto de todos los sectores de la población, de los diferentes niveles de gobierno y de las instituciones de educación e investigación.

Referencias

- Al-Qinna, M., Hammouri, N. A., Obeidat, M. M., & Ahmad, F. Y. (2010). Drought analysis in Jordan current and future climates. *Climatic Change J.* (Springer). DOI: 10.07/s10584-010-9954-y.
- Bakhtawar, W., Zhang, Z., Feng, B., Han, S., & Kabo-Bah, A. T. (2015). Drought trends and temperature influence in Zhanghe River Basin, China. *Advances in Meteorology*. DOI: 10.1155/2015/160953.
- Beguiría, S., & Vicente, S. (2014). *Calculation of the Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index. Package SPEI.R for R or RStudio Program*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/web/packages/SPEI/index.html>.
- Bonaccorso, B., Bordi, I., Cancelliere, A., & Rossi, G. (2003). Spatial variability of Drought: An analysis of the SPI in Sicily. *Water Resources Management*, 17, 273-296.
- Campos, D. F. (1998). *Procesos del ciclo hidrológico* (3ª ed.) (500 pp.). San Luis Potosí, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Conagua (2010). *Estadísticas del agua en México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua (2014). *Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía. Consejo de Cuenca ríos Fuerte y Sinaloa* (pp. 262). México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua (2015a). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego. Año agrícola 2013-2014* (408 pp.). México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua (2015b). *Sistema de Información Geográfica del Agua (SIGA)*. Recuperado de <http://siga.conagua.gob.mx/REPDA/Menu/FrameKMZ.htm>.
- Edossa, D., Woyessa, Y., & Welderufael, W. (2014). Analysis of droughts in the Central Region of South Africa and their association with SST anomalies. *International Journal of Atmospheric Sciences*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1155/2014/508953>.
- Edwards, D. C., & McKee, T. B. (1997). *Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple scales* (174 pp.). Atmospheric Science Paper # 634, Climatology Report No. 97-2. Fort Collins, USA: Department of Atmospheric Science, Colorado State University. Recuperado de <http://ccc.atmos.colostate.edu/edwards.pdf>.
- El Informador (2012). Sequía en Chihuahua traducida en un desastre social, dice Greenpeace. *El Informador*. Publicado el 7 de junio del 2012. Recuperado de <http://www.informador.com.mx/mexico/2012/381819/6/sequia-en-chihuahua-traducida-en-un-desastre-social-dice-greenpeace.htm>.
- Escalante, C., & Reyes, L. (2005). *Análisis de sequías* (1110 pp.). México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ingeniería.
- ESRI (2012). *ArcGIS® Desktop*. Release 10.1. Redlands, USA: ESRI.
- Gobierno del Estado de Chihuahua (2012). *Segundo Informe de Gobierno 2010-2016. Informe Ejecutivo* (134 pp.). Chihuahua: Gobierno del Estado de Chihuahua.
- Hao, Z., & AghaKouchak, A. (2014). A nonparametric multivariate multi-index drought monitoring framework. *Journal of Hydrometeorology*, 15(1), 89-101. DOI: 10.1175/JHM-D-12-0160.1. UC Irvine. Recuperado de <http://escholarship.org/uc/item/2gj7q5qr>.
- IMTA (2009). *Extractor Rápido de Información Climática, ERIC III Versión 2.0*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- INEGI (2014). *Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0, CEM 3.0*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continuoelevaciones.aspx>.
- La Jornada (2012). Sequía en Chihuahua. Publicado el 25 de Enero del 2012. *La Jornada*. Recuperado de <http://www.jornada.unam.mx/2012/01/25/politica/008n1pol>.
- Manatsa, D., Mukwada, G., Siziba, E., & Chinyanganya, T. (2010). Analysis of multidimensional aspects in Zimbabwe using the Standardized Precipitation Index (SPI). *Theoretical Applied Climatology*, 102, 287-305.
- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). *The relationship of drought frequency and duration to time scales* (pp. 179-184). Eight Conference on Applied Climatology. Anaheim, CA, American Meteorological Society.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. Elsevier, *Journal of Hydrology*, 391, 202-216.
- NDMC (2014). *SPI SL 6.exe: Program to calculate Standardized Precipitation Index*. National Drought Mitigation

- Center. Recuperado de <http://drought.unl.edu/MonitoringTools/DownloadableSPIProgram.aspx>.
- OMM (2013). *El estado del clima mundial 2000-2010* (18 pp.). Geneva: Organización Meteorológica Mundial.
- Pronacose (2014). *Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía. Consejos de Cuenca Río Fuerte y Sinaloa* (262 pp.). México, DF: Programa Nacional Contra la Sequía, Semarnat-Conagua.
- Ravelo, A. C., Sanz, R., & Douriet, J. C. (2014). Detección, evaluación y pronóstico de las sequías en la región del Organismo de Cuenca Pacífico Norte, México. *AgriScientia Córdoba*, 31(1), 11-24. Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1668-298X2014000100002.
- RStudio, Inc. (2014). *RStudio® Version 0.98.1102*. Boston: RStudio, Inc.
- SMN (2014). *Red de Estaciones Climatológicas. Climatología diaria*. México, DF: Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75.
- SMN (2015). *Monitor de sequía de México*. México, DF: Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=257&Itemid=74.
- Sihale, D. W., Cook, E. R., Villanueva, D. J., Fye, F. K., Burnette, R. D., Griffin, R. D., Acuña, S. R., Seager, R., & Heim, Jr. (2009). Early 21st-Century Drought in Mexico. *EOS, Transactions, American Geophysical Union*, 90(11):89-90.
- Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38, 55-94.
- Torrecillas, C. E., Miguel, A. J., & Ravelo, A. (abril-diciembre, 2013). Proyecto de coordinación, seguimiento, supervisión, integración y análisis del programa de medidas para prevenir y enfrentar la sequía. Etapa 1 de 6: Programas de Medidas Preventivas y de Mitigación de la Sequía (PMPMS) en el Consejo de Cuenca Presidio al San Pedro, Región Hidrológica Administrativa III Pacífico Norte, Comisión Nacional del Agua, Sinaloa. Culiacán, México: Universidad Autónoma de Sinaloa.
- Velasco, I., Aparicio J., Valdés, J. B., Velázquez, J., & Kim T. (julio-septiembre, 2004). Evaluación de índices de sequía en las cuencas de afluentes del río Bravo/Grande. *Ingeniería Hidráulica en México*, 19(3), 37-53.
- Vicente, S. S., Beguería, S., & López, M. J. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate*, 23, 1696-1718.
- WMO (2012). *Standardized Precipitation Index User Guide* (24 pp.). Geneva: World Meteorological Organization.
- Xu-Chun, Y., Li, Y. L., Li, X. H., Xu, C. Y., & Zhang, Q. (2015). Investigation of the variability and implications of meteorological dry/wet conditions in the Poyang Lake Catchment, China, during the period 1960-2010. *Advances in Meteorology*. DOI: 10.1155/2015/928534.

Dirección institucional de los autores

Ing. Mónica Castillo Castillo
 Dra. Laura Alicia Ibáñez Castillo
 Dr. Ramón Arteaga Ramírez
 Dr. Mario Alberto Vázquez Peña

Universidad Autónoma Chapingo
 Posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua
 Km. 38.5 Carretera México-Texcoco
 56230 Chapingo, Estado de México, MÉXICO
 Teléfono: +52 (595) 952 1551
 castillo.monik@gmail.com
 libacas@gmail.com
 arteagar@correo.chapingo.mx
 mvazquezp@correo.chapingo.mx

Dr. Juan B. Valdés

The University of Arizona
 Hydrology and Water Resources
 United States of America
 1133 James E. Rogers
 Harshbarger Bldg. Room 318E
 Tucson AZ 85721, USA
 jvaldes@email.arizona.edu

Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas

• Norma Pérez* • Alex Schwarz • Homero Urrutia •
Universidad de Concepción, Chile

*Autor para correspondencia

Resumen

Pérez, N., Schwarz, A., & Urrutia, H. (enero-febrero, 2017). Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 53-64.

Las barreras permeables reactivas (BPR) son un sistema de tratamiento de aguas subterráneas usado en la descontaminación del drenaje ácido de minas. En esta tecnología, el material reactivo se dispone como barrera en el subsuelo, y el sulfato, los metales y la acidez son removidos por la actividad metabólica de los microorganismos reductores de sulfato (MRS). Los sustratos de las BPR deben ser económicos y proporcionar materia orgánica que favorezca el crecimiento de microorganismos. En esta investigación, usando reactores de operación discontinua, se evaluó la actividad de los MRS en 10 mezclas orgánicas con distintas proporciones de biosólidos provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales, tejido óseo de peces, compost de corteza y hierro cero valente. Las mezclas se incubaron a 30 ± 2 °C durante 47 días. Como indicación de la reducción de sulfato se determinó pH, H_2S , SO_4^{2-} , potencial redox y alcalinidad. La cuantificación de los microorganismos totales se realizó por epifluorescencia usando DAPI y los MRS fueron cuantificados por NMP. Los resultados químicos y microbiológicos indicaron que las mezclas con mayor proporción de compost y con presencia de biosólidos y de hierro cero valente presentaron mayor actividad de los MRS. Los reactores con una sola fuente de materia orgánica mostraron los menores efectos en el tratamiento del drenaje ácido.

Palabras clave: drenaje ácido de minas, reducción de sulfato, mezclas orgánicas, alcalinidad.

Abstract

Pérez, N., Schwarz, A., & Urrutia, H. (January-February, 2017). Treatment of acid mine drainage: Study of sulphate reduction in organic mixtures. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 53-64.

Permeable reactive barriers (PRB) are a system for the treatment of ground waters used in the decontamination of acid mine drainage. In this technology, the reactive material is placed as a barrier in the subsoil, and the sulphate, metals and acidity are removed by the metabolic activity of the Sulphate Reducing Microorganisms (SRM). The substrates of the PRB must be economical and provide organic material which favors microbial growth. In this research, biological batch reactors were used to evaluate SRM activity in 10 organic mixtures with different concentrations of: Bio solids obtained from a wastewater treatment plant, fish bone-tissue, and bark compost and zero-valent iron. The mixtures were incubated at 30 ± 2 °C for 47 days. To indicate the sulphate reduction pH, H_2S , SO_4^{2-} , redox potential and alkalinity were determined. The total numbers of microorganisms were determined by epifluorescence, and the numbers of SRM were determined by MPN. The chemical and microbiological results indicated that the mixtures with the greatest concentration of compost, and with presence of bio solids and zero-valent iron, presented higher SRM activity. Reactors with only a single source of organic material proved less effective in the treatment of acid mine drainage.

Keywords: Acid mine drainage, sulfate reduction, organic mixtures, alkalinity.

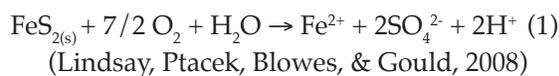
Recibido: 08/10/2015
Aceptado: 20/09/2016

Introducción

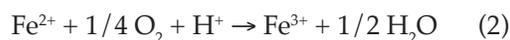
Los desechos de minas constituyen un peligro potencial para el medio ambiente, principalmente cuando los residuos contienen minerales que al oxidarse generan drenaje ácido de minas

(DAM). Entre los problemas de contaminación producidos por el DAM destaca la contaminación de cuerpos de agua con altas concentraciones de hierro (con la formación de $Fe(OH)_{3(s)}$ que provoca coloración roja/naranja), alto contenido de sulfato (superior a los 2 500 mg/l (Benner,

Blowes, Gould, Herbert, & Ptacek, 1999) y bajo pH (pH 2.0 - 4.5). La pirita es el mineral más importante asociado con la generación de DAM, reportándose residuos de minas con contenidos superiores al 95% de este mineral (Nordstrom, Alpers, Ptacek, & Blowes, 2000). Existen varias reacciones involucradas en la generación de acidez. El proceso se inicia con la liberación de hierro a partir de la pirita (FeS_2) en estado sólido (s):



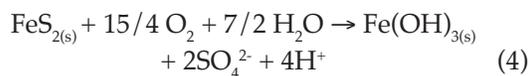
Posterior a esto, el Fe^{2+} es oxidado a Fe^{3+} :



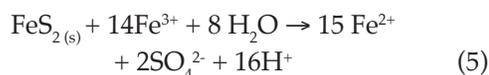
El hierro pierde solubilidad a pH superior a 3.5, por lo que precipita como oxihidróxido y libera H^+ , como lo muestra la siguiente ecuación (Blowes, Ptacek, Jambor, & Weisener, 2003):



La reacción completa se resume a continuación (Akcil & Koldas, 2006):



Estas reacciones resultan en la producción de drenajes con pH bajo y altas concentraciones de sulfato y metales disueltos (Tsukamoto, Killion, & Miller, 2004). Si el pH alcanza valores bajos (pH: 2-4), el ion férrico (Fe^{3+}) se vuelve el principal oxidante (Simate & Ndlovu, 2014):



y la oxidación de hierro (ecuación (2)) puede acelerarse por actividad microbológica (Dold, 2010).

Para evitar el impacto del DAM en el ambiente, el agua contaminada debe tratarse antes de su descarga a aguas superficiales o de su

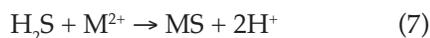
extracción para consumo. Las barreras permeables reactivas son un sistema pasivo de tratamiento para interceptar y remover contaminantes del agua subterránea. Cuando ésta fluye por un gradiente hidráulico natural a través del material reactivo poroso que conforma la barrera, los contaminantes orgánicos o inorgánicos son reducidos a compuestos no peligrosos, inmovilizados o convertidos a formas menos tóxicas; de esta forma el agua emerge tratada de la zona reactiva. El material reactivo consiste en sustratos orgánicos y hierro cero valente (Fe^0) que promueven la reducción de sulfato realizada por microorganismos (del dominio *Bacteria* y del dominio *Archaea*) reductores de sulfato (US EPA, 1998; US EPA, 2005; Karri, Sierra-Alvarez, & Field, 2005; Martins et al., 2009).

La materia orgánica presente en las BPR permite el crecimiento de un consorcio microbiano que hidroliza y fermenta los compuestos orgánicos de cadenas largas como celulosas y hemicelulosas a ácidos orgánicos. Durante la degradación anaeróbica de la materia orgánica, el consorcio genera CO_2 , ácidos grasos volátiles (acetato, propionato, butirato), ácidos grasos, lactato, piruvato, malato y alcoholes (Gibson 1990; Rabus, Hansen, & Widdel, 2006). Todos estos compuestos, junto con la elevada concentración de sulfato (procedente del DAM) proporcionan los sustratos requeridos para el crecimiento de los microorganismos reductores de sulfato (MRS) (Costa, Martins, Jesus, & Duarte, 2008). Los MRS usan como aceptor final de electrones el sulfato y oxidan los productos de fermentación, incluyendo compuestos orgánicos e hidrógeno (donadores de electrones), para producir H_2S y bicarbonato (Gibson, 1990):



La biorremediación de los metales disueltos en agua subterránea constituye una aplicación de los MRS. En el tratamiento del DAM remueven simultáneamente el sulfato y la acidez. Además, los metales catiónicos reaccionan con el H_2S , generando precipitados insolubles

(Neculita, Zagury, & Bussiere, 2007; Zagury, Kulnieks, & Neculita, 2006):



donde M es un metal catiónico como Cd, Fe, Ni, Cu o Zn.

No existe un consenso sobre cuál fuente de carbono produce mejores tasas de reducción ni sobre las proporciones adecuadas en que deben usarse los materiales cuando se realizan mezclas. La composición de la mezcla reactiva es fundamental para la eficiencia del proceso de reducción de sulfato.

Investigaciones realizadas determinaron que la mezcla más reactiva era aquella que contenía varias fuentes de carbono (Waybrant, Blowes, & Ptacek, 1998; Zagury et al., 2006) y hierro cero valente (Lindsay et al., 2008). La carencia de información ha llevado a indagar si existen sustratos alternativos que permitan obtener eficiencias similares. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas mezclas orgánicas en la reducción de sulfato durante el tratamiento de un drenaje ácido de minas. Se trabajó con 10 mezclas que contenían distintas proporciones de tejido óseo de jurel, biosólidos y compost de corteza.

Las investigaciones existentes han incluido en las mezclas residuos vegetales propios de cada región, como alfalfa (Bécharde et al., 1994) y astillas de arce (Zagury et al., 2006). En esta oportunidad se evaluó el tejido óseo de jurel (*Trachurus* sp.), que contiene altas concentraciones

de ácidos grasos (no existe referencia para el contenido de ácidos grasos en el tejido óseo de esta especie) que varían con la edad y el sexo; se cree que el valor es superior al $40 \pm 5\%$ asumido por Robinson y Pellegrino (1966) debido a la alta concentración de ácidos grasos en el tejido blando (28% EPA, ácido eicosapentaenoico; y DHA, ácido docosahexaenoico; Salas-Maldonado, Ayala-Galdós, & Albrecht-Ruiz, 2002). Además de proporcionar materia orgánica, el tejido óseo posee gran capacidad de adsorción de metales por su porosidad y reactividad (Wright & Conca, 2002). Se estudiaron también biosólidos de una planta de tratamiento de aguas residuales que han mostrado altos rendimientos en otros estudios (Prasad, Wai, Bérubé, & Henry, 1999; Waybrant et al., 1998), y el compost de corteza de pino (*Pinus radiata*).

Métodos

Ensayos en reactores de operación discontinua

En frascos de 500 y 1 000 ml se desarrollaron 10 cultivos anaeróbicos conformados por las mezclas en diferentes proporciones (cuadro 1), el inóculo bacteriano (10^4 MRS/ml) obtenido de un lodo anaerobio de la planta local de tratamiento de aguas residuales (empresa de servicios sanitarios ESSBIO), y el drenaje ácido sintético. Los pesos de las mezclas adicionados fueron 100 y 200 g para los frascos de 500 y 1 000 ml, respectivamente. Se incubó a $30 \pm 2^\circ\text{C}$ en condiciones anaeróbicas. Como control para

Cuadro 1. Composición de las mezclas (peso en g).

Material	Mezclas									
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10
Compost corteza gruesa	180	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Compost corteza media	0	180	0	0	0	0	0	0	0	0
Compost corteza fina	0	0	180	100	160	160	180	0	40	45
Lodo ESSBIO	20	20	20	0	40	20	0	0	10	10
Tejido óseo peces	0	0	0	0	0	0	0	100	40	45
Hierro cero valente	0	0	0	0	0	20	20	0	10	0

Tamaño de las partículas usadas para corteza fina: 6 mm; corteza media: 8 mm; corteza gruesa: 12 mm. Se trabajó con tejido óseo de jurel (*Trachurus* sp.)

observar el comportamiento del DAM (cambios en el pH, reacciones químicas que provocaran cambios en la concentración de sulfato y potencial redox) se monitoreó un reactor con el drenaje sin inóculo ni material reactivo.

La composición del drenaje ácido de mina sintético fue (en g/l): 5.8 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 2.5 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0.3 Na_2SO_4 ; 0.178 K_2SO_4 ; 2.28 $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; 0.308 $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$; 1.0 CaCO_3 ; 0.233 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0.302 $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; y pH: 5.8. (Waybrant et al., 1998).

Toma de muestras

Se tomaron muestras de 5 ml semanales durante 47 días usando jeringas estériles de 5 ml y agitando vigorosamente los reactores antes de cada toma de muestras. Se determinó alcalinidad, sulfato, hidrógeno sulfurado, pH y potencial de óxido-reducción (ORP). Las muestras se filtraron (poro de 0.2 μm) para remover los sólidos interferentes antes de realizar los análisis químicos.

Las determinaciones de alcalinidad, pH, ORP y sulfato se realizaron inmediatamente después de la toma de muestras. El electrodo Thermo Scientific Orion 9180B se usó para determinar el ORP y el electrodo Thermo Scientific Orion 3, para determinar el pH. Los análisis se hicieron por duplicado. El sulfato se determinó por el método 4 500- SO_4^{2-} -E (APHA, 2005) comercializado por HACH (Sulfaver 4). A su vez, el hidrógeno sulfurado (H_2S -HS) en muestras almacenadas a 4 °C con acetato de zinc 2M se determinó por el método colorimétrico "Methylene Blue" (4500-S²-D; APHA, 2005) comercializado por HACH. La alcalinidad total se determinó por titulación con H_2SO_4 0.02N (Método 2320; APHA, 2005).

Durante los días 24 y 47 se efectuaron recuentos de bacterias reductoras de sulfato por número más probable (NMP) y recuento total bacteriano por epifluorescencia usando DAPI (4',6-diamidino-2-phenylindole, 1 μg /ml).

Las tasas de reducción de sulfato se calcularon usando la regresión de mínimos cuadrados (Neculita & Zagury, 2008). Para NMP se

usó el medio de cultivo anaerobio Postgate C modificado (Benner, Gould, & Blowes, 2000) haciendo cinco diluciones y tres repeticiones; las diluciones se realizaron en solución salina (pH 7.0). Se efectuaron cálculos de crecimiento relativo haciendo una resta entre el Log10 de cada recuento y la cuantificación (Log10) obtenida para el inóculo.

Para realizar los recuentos de microorganismos con DAPI, se incubaron 500 μL de la muestra durante 15 min con igual volumen de DAPI y luego se filtró (poro de 0.2 μm). Las células se observaron en el microscopio de epifluorescencia a 100X (Olympus BX51).

Resultados y discusión

Efecto de las mezclas en pH, alcalinidad y ORP

El aumento del pH, la disminución del potencial redox y la producción de alcalinidad fueron un indicativo de la actividad anaerobia microbiana (figura 1). En todas las mezclas el pH aumentó. En el reactor con sólo compost de corteza (R4) y en todos los que contenían tejido óseo (R8, R9 y R10), el incremento del pH no fue considerable (entre 1.1 y 1.6 unidades de pH, ver cuadro A1); en las mezclas restantes se detectaron aumentos superiores a dos unidades de pH, y el pH final fue neutro (R7, pH: 7.07) o alcalino (pH: 7.68-7.85). A partir del día 30, todas las mezclas estabilizaron su pH, tiempo que coincide con los resultados obtenidos por Zagury et al. (2008), y Gibert, De Pablo, Cortina y Ayora (2004). El aumento del pH estuvo relacionado con la producción de carbonatos que son generados en la actividad quimioorganótrofa de los grupos microbianos activos en los reactores. Los pH neutros-alcalinos obtenidos concuerdan con los resultados de Cocos, Zagury, Clement y Samson (2002), así como con Vasquez, Escobar, Neculita, Arbeli y Roldan (2016), quienes trabajaron con compost de hojas, compost de champiñones, estiércol de aves de corral y astillas de madera.

El pH del DAM disminuyó en el tiempo (pH inicial: 5.45), hasta alcanzar un pH = 4.40. Esto

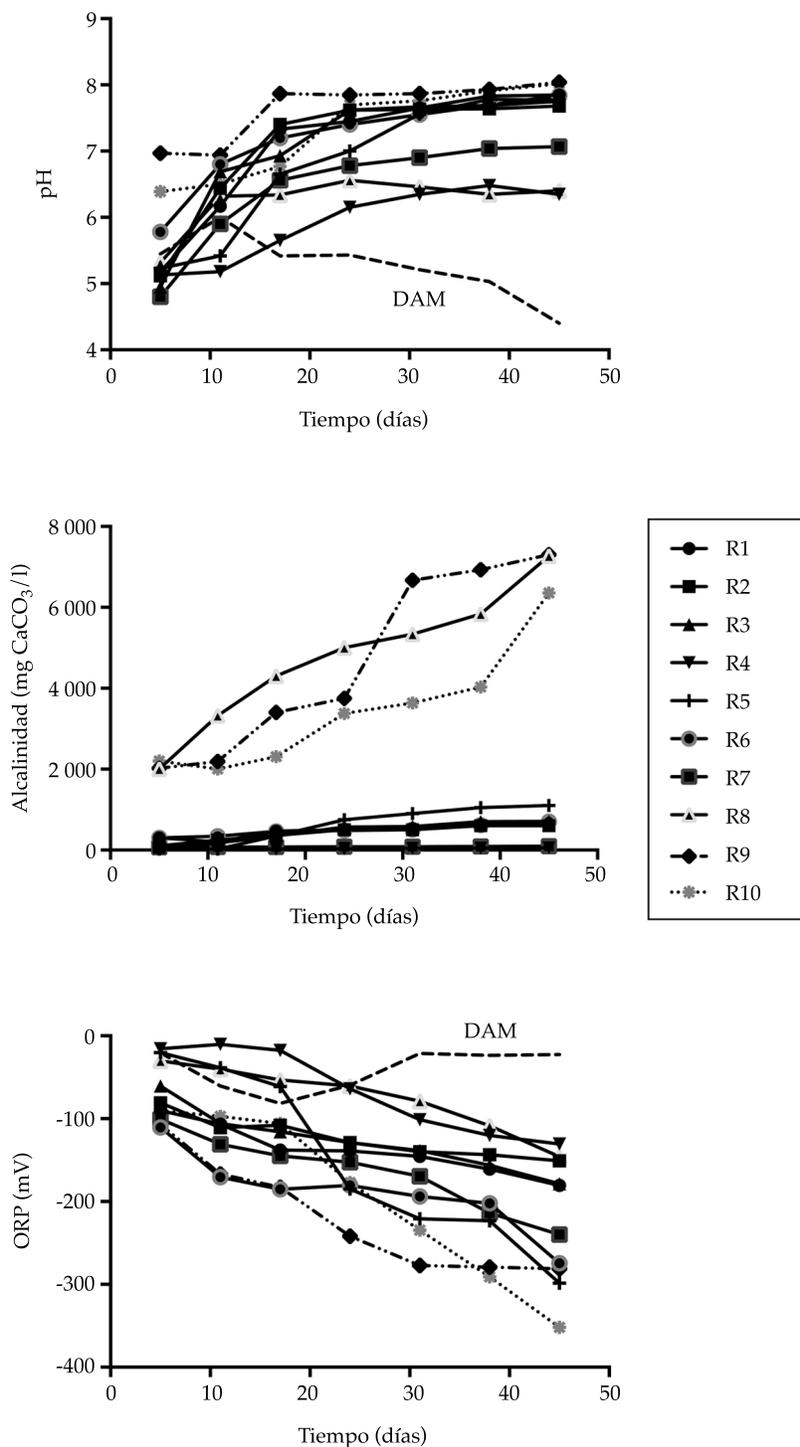


Figura 1. Variaciones del pH, alcalinidad (mg CaCO₃/l) y potencial redox (mV) en las mezclas incubadas por 47 días a 30 °C. El DAM representa el comportamiento del drenaje ácido de mina en condiciones anaerobias y en reactores de operación discontinua sin inoculación (control negativo).

ocurrió por la oxidación del Fe^{2+} agregado y la liberación de protones (Blowes *et al.*, 2003) durante la precipitación de Fe^{3+} como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (ecuación (3)).

La alcalinidad reportada para los reactores se generó por actividad metabólica y por propiedades de los sustratos orgánicos (p. ej., tejido óseo), ya que a diferencia de otras investigaciones no se incluyó fuente externa de alcalinidad, como el carbonato de calcio o caliza (Gibert *et al.*, 2004; Zagury *et al.*, 2006; Pereyra, Hiibel, Pruden, & Reardon, 2008; Pagnanelli, Cruz-Viggi, Mainelli, & Toro, 2009). La alcalinidad registrada se dividió en cuatro grupos. Las mezclas 4 y 7 presentaron valores menores a 100 mg CaCO_3/l (58 y 95 mg CaCO_3/l , respectivamente). En este caso los valores fueron menores a los 187 mg CaCO_3/l reportados por Cocos *et al.* (2002), quienes trabajaron con residuos celulósicos (compost de hojas y astillas de madera) y estiércol de aves de corral. Las mezclas 1, 2, 3 y 6 presentaron alcalinidades finales entre 600 y 719 mg CaCO_3/l y la mezcla 7 acumuló una alcalinidad de 1 000 mg CaCO_3/l . Estos resultados son menores a los reportados por Zagury *et al.* (2006), quienes al día 33 de sus experimentos obtuvieron alcalinidades entre 1 300 mg y 24 000 mg CaCO_3/l , pero son cercanos o superiores a los reportados por Neculita y Zagury (2008), quienes después de 75 días de incubación obtuvieron valores máximos de 1 200 mg CaCO_3/l . Los reactores con tejido óseo de pescado (8, 9 y 10) presentaron las alcalinidades más altas al inicio (2 000 mg CaCO_3/l) y final de los ensayos (de 6 300 a 7 300 mg CaCO_3/l). La rápida producción de alcalinidad se debe a la gran disponibilidad de materia orgánica de cadena corta (principalmente ácidos grasos) presentes en el tejido óseo (Conca & Wright, 2006), que son sustratos fácilmente disponibles para las bacterias anaerobias, y a la disolución de la apatita ($\text{Ca}_{10-x}\text{Na}_x(\text{PO}_4)_{6-x}(\text{CO}_3)_x(\text{OH})_2$ contenida en el tejido óseo (Nzihou & Sharrock, 2010). En contraste con los resultados de alcalinidad, R8 alcanzó un pH menor a R9 y R10, lo cual podría deberse a la diferente naturaleza de la alcalinidad generada (HCO_3^- , HS^- , PO_4^{3-}), pues R9 y R10 estuvieron

entre las mezclas con mayor actividad biológica de todas las evaluadas, al contrario de R8. En todo caso, los valores de pH finales obtenidos para las mezclas con tejido óseo son similares a los resultados de experimentos realizados por Oliva, Cama, Cortina, Ayora y De Pablo (2012).

El potencial redox en todas las mezclas disminuyó en el tiempo, lo que es un indicativo de la actividad anaerobia. Los reactores 4 y 8 presentaron los mayores potenciales (-130 y -146 mV, respectivamente), alcanzando valores subóptimos para la reducción de sulfato; para este proceso metabólico se han reportado como valores óptimos potenciales menores a -150 mV (Gibson, 1990). Las mezclas 1, 2 y 3 presentaron potenciales entre los -150 y -180 mV, y los reactores 5, 6, 7 y 9 presentaron potenciales entre los -240 y -298 mV. Estos rangos coinciden con los valores reportados por Neculita y Zagury (2008). Potenciales menores a -300 mV favorecen la metanogénesis (Mota *et al.*, 2009). El reactor 10 presentó el potencial mínimo (-352 mV). En esta mezcla también se detectaron los valores más altos de sulfuros (42.3 mg/l), por lo que la producción de este agente reductor influyó en la generación del bajo potencial redox.

Consumo de SO_4^{2-} y producción de H_2S

Los resultados de consumo de sulfato se observan en la figura 2. Los reactores con un solo sustrato orgánico R4 y R8 presentaron el menor consumo de sulfato en el tiempo (sulfato remanente de 1 470 y 1 275 mg/l, respectivamente). La efectividad de las mezclas con diferentes fuentes de carbono fue evidente por los altos consumos de sulfato que presentaron R1 y R2 (valores finales entre 115 y 272 mg/l), y a su vez en R3, R5, R6, R9 y R10 con concentraciones finales entre 3 y < 1 mg/l. A partir del día 31 se registraron concentraciones de sulfato menores a 100 mg/l en R5, R9 y R10; este tiempo de consumo es similar al obtenido por Lindsay *et al.* (2008), y Cocos *et al.* (2002). En general, las mezclas proporcionaron materia orgánica para el crecimiento de un consorcio microbiano anaeróbico y los MRS se desarrollaron según las

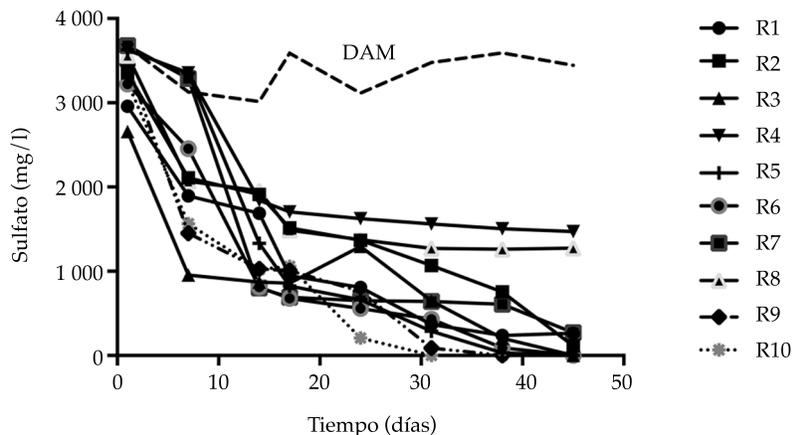


Figura 2. Consumo de sulfato en las mezclas (R1 a R10) en función del tiempo, durante 47 días a 30 °C. El DAM representa el comportamiento del drenaje ácido de mina en condiciones anaerobias y en reactores de operación discontinua sin inoculación (control negativo).

condiciones de disponibilidad de sustratos. El compost contiene materia orgánica parcialmente degradada, el tejido óseo proporciona ácidos grasos potencialmente disponibles para este grupo metabólico (Conca & Wright, 2006), y los biosólidos son fuente de nitrógeno y fósforo indispensables para el desarrollo de las bacterias.

En cuanto a la acumulación de sulfuro en los reactores (figura 3) fue baja e incluso en la mezcla 9 no fue detectada; debido a la baja

solubilidad del FeS, ZnS y NiS, una mayor acumulación de sulfuro ocurre sólo una vez que se agotan los metales (Waybrant *et al.*, 1998). Los reactores mostraron acumulaciones entre 0.2 y 29.52 mg/l. Las mezclas 5 y 10 presentaron los valores más altos durante el día 38 (11.26 y 29.52 mg/l). Las concentraciones de sulfuro obtenidas para R5, R6 y R10 fueron mayores a lo reportado por Lyndsay *et al.* (2008), quienes obtuvieron 0.2 mg/l.

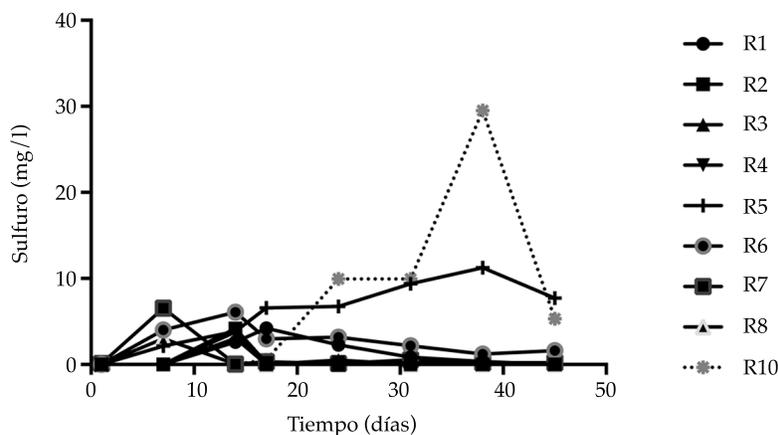


Figura 3. Concentración de sulfuro en las mezclas (R1 a R10) en función del tiempo. El DAM representa el comportamiento del drenaje ácido de mina en condiciones anaerobias y en reactores de operación discontinua sin inoculación (control negativo).

Análisis microbiológicos

Las bacterias cuantificadas en todos los reactores (figura 4) durante el día 47 se encontraban en fase estacionaria; el número varió entre 1.6×10^8 células/ml y 8.95×10^9 células/ml. R4 presentó los recuentos más bajos (4.47×10^8 células/ml al final de los experimentos) en los días 24 y 47, mientras que las mezclas R2, R5 y R8 tuvieron las poblaciones más altas (9.77×10^9 , 8.95×10^9 y 8.17×10^9 células/ml, respectivamente) el día 47. En los sistemas de BPR es importante que exista un consorcio bacteriano principalmente acidófilo (Johnson & Hallberg, 2003) que proporcione los sustratos que permitan la actividad de los MRS. El recuento de bacterias totales no permitió conocer con detalle las sucesiones que existieron en los reactores en el tiempo; sin embargo, para el día 24, los recuentos por epifluorescencia superiores a los del NMP indican que las reductoras de sulfato coexistían con otros grupos bacterianos y para el día 47 en todos los reactores se mostró la predominancia de los MRS, principalmente en las mezclas 5, 6 y 10.

Se registró el aumento de los reductores de sulfato en el tiempo (figura 5) en todos los reactores, excepto en R8, en el cual al día 24 los MRS disminuyeron en 1.6 unidades logarítmicas (de 5.87×10^4 NMP de MRS/ml el día de inoculación a 1.47×10^3 NMP de MRS/ml el día 24). Este reactor presentó un número alto de bacterias, microorganismos con metabolismo distinto a los MRS, según lo indican los recuentos realizados por DAPI. Considerando que los ácidos grasos del tejido óseo son un sustrato importante para las bacterias fermentadoras, se asume que el alto número registrado corresponde a este grupo metabólico. La poca cantidad de MRS concuerda con el bajo consumo de sulfato. Los ácidos grasos y el alto contenido de apatita del tejido óseo promueven el crecimiento de otros grupos bacterianos como *Enterococcus* (Conca & Wright, 2006).

Al término de los experimentos (47 días), las mezclas R4, R8 y R9 presentaron los menores recuentos de MRS (2.41×10^7 NMP de MRS/ml; 4.0×10^6 NMP de MRS/ml y 2.8×10^8 NMP de MRS/ml), y los reactores R5, R6 y R10 tuvieron las mayores poblaciones de MRS con 1.51×10^9

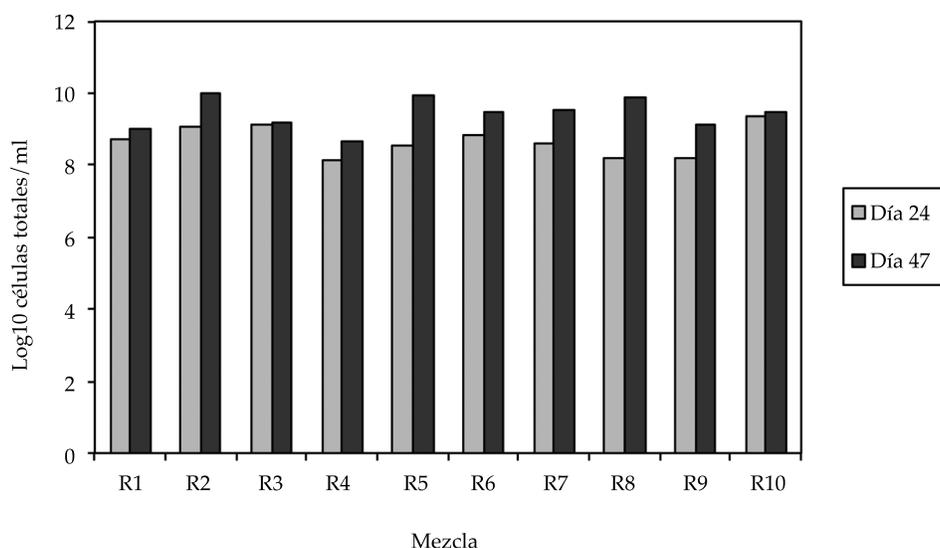


Figura 4. Cuantificación del total de bacterias por epifluorescencia (DAPI) presentes en las mezclas (R1 a R10) durante 47 días. Las columnas representan los recuentos a los 24 y 47 días.

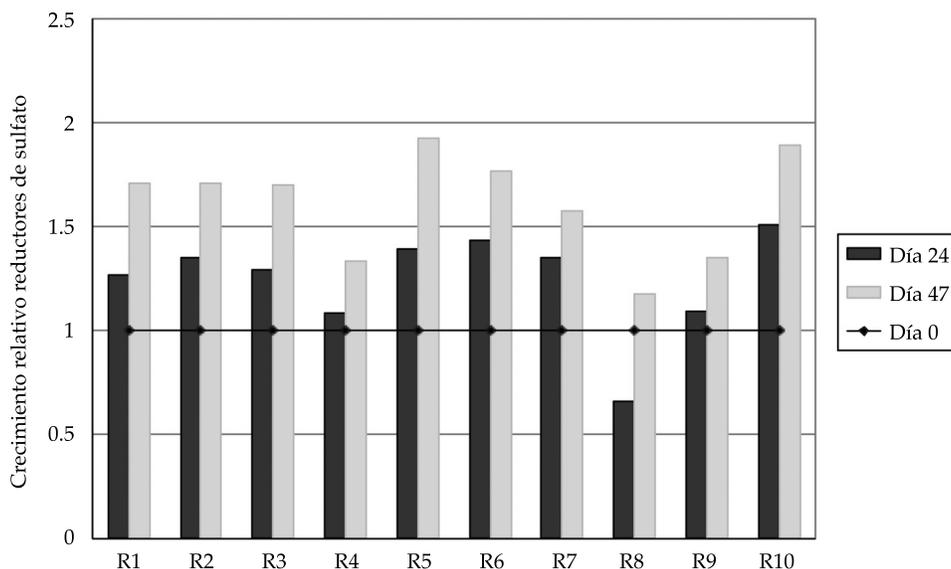


Figura 5. Crecimiento relativo (respecto al inóculo) de microorganismos reductores de sulfato en las mezclas (R1 a R10) durante 47 días. La línea horizontal representa el número de bacterias presentes en el inóculo y las columnas los recuentos a los 24 y 47 días. Los cálculos del crecimiento relativo se obtuvieron a partir de la resta entre el Log₁₀ de cada recuento y la cuantificación (Log₁₀) obtenida para el inóculo.

NMP de MRS/ml; 2.12×10^9 NMP de MRS/ml y 5.32×10^9 NMP de MRS/ml. Los componentes de estas mezclas son materiales finos. El hierro cero valente es benéfico a largo plazo para la actividad biológica debido a que por corrosión se genera $H_{2(g)}$ que puede ser usado como donador de electrones por los MRS (Lindsay *et al.*, 2008). Los sustratos finos pueden utilizarse en nuevos diseños de reactores como los sistemas de intercambio difusivo que proveen vías de transporte del DAM a través del reactor y en los cuales las zonas biológicamente activas están protegidas de la toxicidad de los metales por gradientes químicos (Schwarz & Rittmann, 2010; Pérez, Diaz, Barahona, Schwarz, & Urrutia, 2011; Perez, Schwarz, Sanhueza, & Chaparro, 2016).

Los recuentos por epifluorescencia de R5, R6 y R10 fueron superiores a los reportados por Johnson y Hallberg (2005), que trabajaron con compost de hojas y reportaron 1×10^6 células/ml. Además, fueron superiores a los reportados por Lindsay *et al.* (2008), y Neculita y Zagury (2008). Los altos recuentos de bacterias y en

particular de MRS indican que el inóculo usado es recomendable para el tratamiento del drenaje ácido de minas y resistente a las condiciones tóxicas que se presentan en estos ambientes.

Eficiencia en el consumo de sulfato

Se realizó el cálculo de consumo de sulfato celular usando las tasas de reducción de sulfato y el NMP de MRS (cuadro 2) durante la fase exponencial (día 24).

Los cálculos de eficiencia son los que permiten elegir las mezclas que proporcionan mayor concentración de donadores de electrones para el crecimiento y la actividad celular. Para ello, se consideró la fase exponencial, pues en ésta las bacterias presentan mayor actividad metabólica y el consumo de sulfato depende de la afinidad a los donadores que proporciona cada mezcla (Liamleam & Annachatre, 2007). Las mezclas R5 y R6 presentaron los mayores consumos de sulfato por célula (3.32×10^{-5} mg/ $1 \cdot d \cdot$ NMP de MRS y 2.82×10^{-5} mg/ $1 \cdot d \cdot$ NMP de MRS); tales

Cuadro 2. Eficiencia en el consumo de sulfato (mg/l•día•NMP de MRS) para todas las mezclas.

Mezcla	Consumo sulfato mg/l•día•NMP de MRS
R1	8.1×10^{-7}
R2	8.87×10^{-7}
R3	3.51×10^{-6}
R4	6.76×10^{-6}
R5	3.32×10^{-5}
R6	2.82×10^{-5}
R7	5.81×10^{-7}
R8	2.08×10^{-6}
R9	7.33×10^{-6}
R10	3.15×10^{-7}

valores son mucho más bajos a los 7.04×10^{-3} mg/l•día•NMP de MRS obtenido por Cocos *et al.* (2002). Se obtuvo baja eficiencia en las mezclas con sustratos lignocelulósicos (compost de corteza) y ácidos grasos (tejido óseo de jurel). La lignina no es degradada anaeróbicamente por bacterias y los ácidos grasos promueven el crecimiento de grupos bacterianos distintos a MRS, por ello es necesario explorar el rendimiento del inóculo con fuentes de carbono con mayor concentración de celulosa.

Conclusiones

Considerando los resultados químicos y microbiológicos, las mezclas que presentaron mayor eficiencia en el consumo de sulfato fueron R5 (compost de corteza fina y lodo de ESSBIO) y R6 (compost de corteza fina, lodo de ESSBIO, y hierro cero valente). Es importante estudiar el comportamiento a largo plazo de las mezclas en los reactores R5 y R6 para que sean consideradas como componentes del material reactivo en una BPR a gran escala. Incorporar sustratos finos en los reactores permitirá desarrollar nuevas tecnologías de tratamiento.

R10 presentó altos recuentos de bacterias, pero baja eficiencia en el consumo de sulfato. Esta mezcla, en conjunto con R8 y R9, mostró elevada generación de alcalinidad ($> 3\ 600$ mg CaCO_3/l). El tejido óseo no fue un buen sustrato para la actividad de los MRS; el elevado

contenido de ácidos grasos promueve el desarrollo de grupos bacterianos que generan fuentes de carbono diferentes a las requeridas por los reductores de sulfato presentes en el inóculo. Es necesario analizar el inóculo para conocer sus características metabólicas.

El compost de corteza como principal componente de las mezclas mostró ser un buen sustrato para el desarrollo de los microorganismos encargados del tratamiento del DAM, los resultados microbiológicos y químicos así lo confirman.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con la beca de doctorado Conicyt (63100133) y por los proyectos FONDAP/CRHIAM/15130015, y FONDECYT 1140451.

Referencias

- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid mine drainage (AMD): Causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14(12), 1139-1145.
- APHA (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- Benner, S., Blowes, D., Gould, W., Herbert, R., & Ptacek, C. (1999). Geochemistry of a permeable reactive barrier for metals and acid mine drainage. *Environ. Sci. Technol.*, 33(16), 2793-2799.
- Benner, S., Gould, W., & Blowes, D. (2000). Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. *Chemical Geology*, 169(3), 435-448.

- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. J. (2003). The geochemistry of acid mine drainage (pp. 149-204). En: *Treatise on Geochemistry*. Holland, H. D., & Karl, K. (eds.). Elsevier. Amsterdam.
- Cocos, I., Zagury, G., Clement, B., & Samson, R. (2002). Multiple factor design for reactive mixture selection for use in reactive walls in mine drainage treatment. *Water Research*, 36(1), 167-177.
- Conca, J., & Wright, J. (2006). An Apatite II permeable reactive barrier to remediate groundwater containing Zn, Pb and Cd. *Applied Geochemistry*, 21(8), 2188-2200.
- Costa, M., Martins, M., Jesus, C., & Duarte, J. (2008). Treatment of acid mine drainage by sulphate-reducing bacteria using low cost matrices. *Water Air Soil Pollut.*, 189(1-4), 149-162.
- Dold, B. (2010). Basic concepts in environmental geochemistry of sulfidic mine-waste management, *Waste Manag.*, 24, 173-198.
- Gibert, O., De Pablo, J., Cortina, J., & Ayora, C. (2004). Chemical characterization of natural organic substrates for biological mitigation of acid mine drainage. *Water Research*, 38(19), 4186-4196.
- Gibson, G. (1990). Physiology and ecology of the sulphate-reducing bacteria. *Journal of Applied Bacteriology*, 69(6), 769-797.
- Johnson, D., & Hallberg, K. (2003). The microbiology of acidic mine waters. *Research in Microbiology*, 154(7), 466-473.
- Johnson, D., & Hallberg, K. (2005). Biogeochemistry of the compost bioreactor components of a composite acid mine drainage passive remediation system. *Science of the Total Environment*, 338(1), 81-93.
- Karri, S., Sierra-Alvarez, R., & Field, J. (2005). Zero valent iron as an electron-donor for methanogenesis and sulfate reduction in anaerobic sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 92(7), 811-819.
- Liamleam, W., & Annachhatre, A. P. (2007). Electron donors for biological sulfate reduction. *Biotechnology Advances*, 25(5), 452-463.
- Lindsay, M., Ptacek, C., Blowes, D., & Gould, W. (2008). Zero-valent iron and organic carbon mixtures for remediation of acid mine drainage: Batch experiments. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2214-2225.
- Martins, M., Faleiro, M., Barros, R., Veríssimo, A., Barreiros, M., & Costa, M. (2009). Characterization and activity studies of highly heavy metal resistant sulphate-reducing bacteria to be used in acid mine drainage decontamination. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2-3), 706-713.
- Neculita, C., Zagury, G., & Bussiere, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage using sulfate-reducing bacteria: Critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 1-16.
- Neculita, C., & Zagury, G. (2008). Biological treatment of highly contaminated acid mine drainage in batch reactors: Log-term treatment and reactive mixture characterization. *Journal of Hazardous Materials*, 157(2), 358-366.
- Nzihou, A., & Sharrock, P. (2010). Role of phosphate in the remediation and reuse of heavy metal polluted wastes and sites. *Waste and Biomass Valorization*, 1(1), 163-174.
- Nordstrom, D., Alpers, C., Ptacek, C., & Blowes, D. (2000). Negative pH and extremely acid mine waters from Iron Mountain, California. *Environ. Sci. Technol.*, 34(2), 254-258.
- Oliva, J., Cama, J., Cortina, J. L., Ayora, C., & De Pablo, J. (2012). Biogenic hydroxyapatite (Apatite II™) dissolution kinetics and metal removal from acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials*, 213, 7-18.
- Pagnanelli, F., Cruz-Viggi, C., Mainelli, S., & Toro, L. (2009). Assessment of solid reactive mixtures for the development of biological permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials*, 170(2), 998-1005.
- Prasad, D., Wai, M., Bérubé, P., & Henry, J. (1999). Evaluating substrates in the biological treatment of acid mine drainage. *Environmental Technology*, 20(5), 449-458.
- Pereyra, L. P., Hiibel, S. R., Pruden, A., & Reardon, K. F. (2008). Comparison of microbial community composition and activity in sulfate reducing batch systems remediating mine drainage. *Biotechnology and Bioengineering*, 101(4), 702-713.
- Pérez, N., Diaz, I. C., Barahona, E., Schwarz, A. O., & Urrutia, H. (2011). Effect of reactive material distribution in the biological treatment of acid mine drainage. 2nd International Seminar on Environmental Issues in the Mining Industry, Enviromine2011, Chile.
- Pérez, N., Schwarz, A., Sanhueza, P., & Chaparro, G. (2016). Performance of three bench-scale diffusive exchange systems during treatment of acid mine drainage with high copper concentration. *Desalination and Water Treatment*. Artículo aceptado.
- Rabus, R., Hansen, T., & Widdel, F. (2006). Dissimilatory sulfate - and sulfur-reducing prokaryotes (pp. 659-768). En: *The Prokaryotes*. Vol 2. Chapter 1.22. SPRINGER, New York.
- Robinson, M. B., & Pellegrino, E. (1966). The chemical anatomy of bone: I. A comparative study of bone composition in sixteen vertebrates. *The Journal of Bone & Joint Surgery*, 51(2), 456-466.
- Salas-Maldonado, A., Ayala-Galdós, M. E., & Albrecht-Ruiz, M. (2002). Contenido de EPA y DHA en aceite crudo de pescado producido en Perú durante el periodo 1996-2000. *Cienc. Tecnol. Aliment.*, 3(5), 283-287.
- Schwarz, A. O., & Rittmann, B. E. (2010). The diffusion-active permeable reactive barrier. *Journal of Contaminant Hydrology*, 112(1), 155-162.
- Simate, G., & Ndlovu, S. (2014). Acid mine drainage: Challenges and opportunities. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2(3), 1785-1803.
- Tsukamoto, T., Killion, H., & Miller, G. (2004). Column experiments for microbiological treatment of acid

- mine drainage: low-temperature, low-pH and matrix investigations. *Water Research*, 38(6), 1405-1418.
- US EPA (1998). *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation* (102 pp.). EPA/600/R-98/125. Washington DC.
- US EPA (2005). *Management and treatment of water from hard-rock mines. draft engineering issue*. Washington DC.
- Vasquez, Y., Escobar, M. C., Neculita, C. M., Arbeli, Z., & Roldan, F. (2016). Selection of reactive mixture for biochemical passive treatment of acid mine drainage. *Environmental Earth Sciences*, 75(7), 1-11.
- Waybrant, K., Blowes, D., & Ptacek, C. (1998). Selection of reactive mixtures for use in permeable reactive walls for treatment of mine drainage. *Environ. Sci. Technol.*, 32(13), 1972-1979.
- Wright, J., & Conca, J. (2002). *Remediation of groundwater contaminated with Zn, Pb and Cd using a permeable reactive barrier with Apatite II*. RTDF PRB Action Meeting November 6-7. . Washington DC.
- Zagury, G., Kulnieks, V. & Neculita, C. (2006). Characterization and reactivity assessment of organic substrates for sulphate-reducing bacteria in acid mine drainage treatment. *Chemosphere*, 64(6), 944-955.

Dirección institucional de los autores

Dra. Norma Raquel Pérez
Dr. Alex Otto Schwarz

Universidad de Concepción
Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM)
Laboratorio de Hidráulica y Ambiental
Barrio Universitario s/n, Concepción, CHILE
Teléfono: +56 (41) 2203 258
normaperez@udec.cl
alexschwarz@udec.cl

Dr. Homero Urrutia

Universidad de Concepción
Centro de Biotecnología
Laboratorio de Biopelículas y Microbiología Ambiental
Barrio Universitario s/n, Concepción, CHILE
Teléfono: +56 (41) 2207 174
hurrutia@udec.cl

Gobierno y administración local del agua potable en la Ciénega de Chapala, Michoacán, México

• América Cervantes • Martha Velázquez •
Instituto Politécnico Nacional, México

• José Luis Pimentel* •
Colegio de Postgraduados, México

*Autor para correspondencia

Resumen

Cervantes, A., Velázquez, M., & Pimentel, J. L. (enero-febrero, 2017). Gobierno y administración local del agua potable en la Ciénega de Chapala, Michoacán, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 65-80.

El trabajo describe y analiza el gobierno, la administración y operación de sistemas de abasto de agua potable en seis comunidades rurales de la Ciénega de Chapala, Michoacán, México. El objetivo es mostrar y analizar las capacidades y posibilidades de manejo social autogestivo y eficaz del recurso hídrico en las comunidades rurales de estudio, aportando evidencias que apoyen un reconocimiento legal de las organizaciones locales y, con ello, fortalecer el marco normativo de actuación de tales organizaciones en el manejo del agua. Los indicadores sociales y económicos utilizados muestran los variados mecanismos que han desarrollado las organizaciones locales para gobernar, administrar y operar los sistemas de abasto de agua potable con recursos propios y mínima burocracia, involucrando aspectos de vinculación y cogestión con instancias gubernamentales.

Palabras clave: sistemas de agua potable, comunidades rurales, autogobierno, autogestión, cogestión.

Abstract

Cervantes, A., Velázquez, M., & Pimentel, J. L. (January-February, 2017). Government and local administration of drinking water in the Ciénega de Chapala, Michoacan, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 65-80.

The paper describes and analyzes the government, administration and operation of systems of drinking water in six rural communities in the Ciénega de Chapala, Michoacan, Mexico. The goal is to display and analyze the capabilities and possibilities of self-management and effective social management of water resources in rural communities, providing evidence to support legal recognition of local organizations and thereby strengthen the regulatory framework of action of these organizations in water management. The social and economic indicators show the various mechanisms that have developed local organizations to govern, manage and operate the systems of drinking water with minimal bureaucracy and own resources, involving aspects of linkage and co-management with government agencies.

Keywords: Drinking water systems, rural communities, self-government, self-management, co-management.

Recibido: 11/09/2015
Aceptado: 25/08/2016

Introducción

La gestión sustentable del agua en el mundo enfrenta diversos retos, entre los que se encuentra una deficiente gestión del recurso (UNESCO, 2012). En América Latina, los sistemas actuales de gestión del agua muestran una imposibilidad para prevenir o solucionar los conflictos (Martín & Bautista, 2015). En México, la OCDE (2012) señala como aspectos críticos en la gestión del agua la carencia de sistemas de rendición de

cuentas y el financiamiento inestable o insuficiente, en particular en las zonas rurales. Estas deficiencias se han relacionado principalmente con los sistemas de gestión pública y privada, en tanto que las organizaciones autogestivas para el abasto de agua cuentan con mecanismos que solucionan algunas de estas limitantes, como la rendición de cuentas (Galindo & Palerm, 2007, 2012). Los ingresos financieros de las organizaciones comunitarias autogestivas son un aspecto que se considera central en la sustentabilidad de los

sistemas de distribución de agua potable (Berg, 2013). Ostrom (2010) muestra que las organizaciones que manejan con éxito recursos comunes se caracterizan por seguir ciertos principios: reglas claramente definidas; los beneficios de la acción colectiva deben ser proporcionales a los costos; existencia de medios para el logro de acuerdos colectivos, mecanismos de monitoreo, sistema de sanciones, resolución de conflictos y un reconocimiento mínimo de derechos para organizarse por parte del Estado. Las capacidades de autogestión se aprenden mediante procesos de ensayo y error a través del tiempo, y con base en el acceso y disponibilidad de los recursos compartidos (North, 1990).

En el análisis de estas organizaciones autogestivas es importante diferenciar el gobierno y la administración del sistema, como lo ha planteado Palerm (2005) sobre los sistemas de riego, pues permite identificar las instancias responsables de la toma de decisiones y del control (*locus* de autoridad) y los encargados de la ejecución de tareas (administración/operación del sistema). De esta manera, puede establecerse si existe un autogobierno (gobierno local) o no (la autoridad recae en el Estado) y si la administración es burocrática (contratación de personal técnico) o no burocrática (autogestión). Esta discusión es pertinente en el marco de propuestas de diseños organizativos sostenibles para gobernar y administrar los sistemas de agua potable en las comunidades rurales.

Para nuestro caso, el marco jurídico para el abasto de agua potable en México, de acuerdo con el artículo 115 constitucional, señala que este servicio es competencia del municipio. En la Ley del Agua y Gestión de Cuencas para el Estado de Michoacán de Ocampo (LAGCEM) (Congreso del Estado de Michoacán, 2007), se indica que las comunidades rurales tienen la posibilidad de registrarse como Juntas Locales Municipales; estas Juntas se constituirían con un presidente, secretario y tres vocales y dependerían del organismo operador municipal (art. 60, LAGCEM). En estudios previos se ha encontrado que algunas comunidades rurales

en Michoacán (Sandoval, 2011; Pimentel, Velázquez, & Palerm, 2012) se organizan en Comités de Agua Potable, pero no cuentan con un registro legal como Juntas Locales y no dependen de los organismos operadores de agua potable y saneamiento municipales (OOAPAS), aunque reciben apoyos puntuales de dichos organismos municipales. Resalta el hecho de que las comunidades se han organizado por muchos años para administrar sus sistemas de agua potable, con o sin el apoyo del Estado, y lo han realizado de forma eficaz, aunque no exentos de problemas. En este sentido, las comunidades rurales en nuestro país han construido lo que llama Olmedo (2005) sistemas autosustentables, sobre la base de una organización comunitaria con gobierno propio. Con estos fundamentos, diversos autores han propuesto una reforma del Estado que reconozca a las organizaciones comunitarias como un cuarto orden de Estado y de gobierno dentro del sistema federal (Olmedo, 2005; Lozano, 2012), propuesta que generó y genera debate, aunque no agotado, de ahí nuestra sugerencia de observar la posibilidad para el gobierno y administración del agua potable. Este reconocimiento daría certeza jurídica y mayores posibilidades de participación a las organizaciones de usuarios del agua, aspecto que se ha considerado muy importante en la gestión integrada de los recursos hídricos en nuestro país (Valencia, Díaz, & Vargas, 2004). Como se ha señalado en otros trabajos (López, Martínez, & Palerm, 2013), el gobierno y la administración de los sistemas de agua potable pueden incluir varias comunidades o un segmento de una comunidad, de ahí que un reconocimiento jurídico como cuarto poder ha de recaer en las organizaciones de usuarios, no en la comunidad o localidad como tal.

Diversas investigaciones sobre los sistemas de gestión de agua potable en comunidades rurales (Galindo & Palerm, 2007, 2012; Pimentel et al., 2012; López et al., 2013) dan cuenta de las capacidades y lógicas que han desarrollado organizaciones comunitarias en México para proporcionar y sostener de manera exitosa

el servicio. Sin embargo, dichas capacidades comunitarias no están inmersas en un entorno legal favorable que apoye su consolidación y desarrollo, y que incluso haga sinergia con el Estado. A pesar de que en las comunidades rurales, objeto de este estudio, el Estado apoyó inicialmente la creación de infraestructura para el abasto de agua potable y “pidió” a los usuarios que se organizaran para la gestión del sistema, no hubo acompañamiento estatal para desarrollar la organización colectiva. Las comunidades rurales se hicieron cargo de la administración del sistema, como instancia colectiva, y fueron adquiriendo experiencia en la organización y construcción de reglas a partir de la experiencia local y afinaron mecanismos interesantes para la gestión comunitaria del agua.

El objetivo del presente trabajo es aportar evidencias sobre las capacidades de autogobierno, administración y eficiencia financiera, así como los mecanismos de cogestión o vinculación que han desarrollado seis comunidades rurales para el abasto de agua potable en la Ciénega de Chapala, Michoacán, México, y algunos de los factores que limitan su actuación, con el propósito de mostrar elementos de capacidades locales que respalden la posibilidad de reconocimiento legal de las organizaciones para el manejo del agua potable.

Materiales y métodos

Para el presente trabajo se seleccionaron seis comunidades rurales pertenecientes a los municipios de Jiquilpan (Los Remedios, Abadiano y Francisco Sarabia) y Venustiano Carranza (La Palma, Cumuatillo y Pueblo Viejo), en la región conocida como Ciénega de Chapala, en el noroeste de Michoacán. El acuífero Ciénega de Chapala, principal fuente de agua potable en la zona, se clasifica como sobreexplotado (Aguillón *et al.*, 2005). Estas aguas subterráneas presentan en algunos puntos problemas de calidad para uso y consumo humano (Velázquez & Pimentel, 2012).

Para describir y analizar el gobierno, la administración y operación de los sistemas de

abasto de agua potable se hicieron recorridos y observaciones directas en campo, acompañados por autoridades y operadores de la infraestructura o red de abastecimiento; se asistió a las reuniones o asambleas comunitarias en las que se trataba el tema del agua para tomar notas y registrar información relevante; se entrevistó a autoridades del agua, personal administrativo y operativo, y usuarios del agua, para conocer a mayor detalle aspectos de gobierno y administración.

Para registrar capacidades de gobierno local se identificaron las autoridades del agua y sus puestos de dirección en los Comités o Juntas de Agua Potable, las asambleas colectivas y de toma de decisiones como las siguientes: reglas de elección de autoridades (frecuencia de elección, nombre del puesto y funciones, años en el puesto); montos o cuotas y criterios de decisión para los pagos del servicio; reglas de distribución del agua (tandeos y duración); criterios de acceso y exclusión del servicio (para tomas nuevas, reconexiones, montos de pagos); rendición de cuentas (en asamblea y/o por escrito, porcentajes de morosidad y formas de superarla, criterios de sanciones). Para registrar elementos de administración, situación financiera y operación los indicadores fueron puestos y número de empleados (tamaño de la burocracia); montos de salarios y costos de energía (aspectos financieros); número de horas y frecuencia con que se abastecen a los hogares, y mecanismos para el cobro de cuotas. Las actuaciones de cogestión se registraron con base en gestiones ante los ayuntamientos e instituciones gubernamentales: ampliación de la infraestructura; instalación de tanques de almacenamiento y bombas; reparación de motores; mediación de conflictos; apoyos en la cobranza de cuotas; saneamiento, y estudios de calidad del agua. Se realizó un análisis comparativo entre comunidades. El trabajo de campo se llevó a cabo de 2012 a 2014, en diferentes intervalos, de acuerdo con una dinámica de ir y venir a las comunidades de estudio y regreso a gabinete, para capturar y analizar la información obtenida.

Resultados y discusión

De acuerdo con los datos de INEGI (2010), las comunidades estudiadas tienen tamaños relativamente pequeños, con poblaciones que van de 653 a 3 787 habitantes (cuadro 1).

Fuentes de agua y red de distribución

En las comunidades de estudio, las fuentes de agua para uso doméstico son aguas subterráneas extraídas de pozos profundos con motores eléctricos (cuadro 2).

Los pozos tienen una profundidad de 73 a 180 metros y fueron perforados entre los años 1950 y 1992, con importante apoyo gubernamental. La red hidráulica comprende básicamente tres grandes estructuras: pozos profundos, tanques de almacenamiento y la red de tuberías para la distribución del agua hacia las tomas domiciliarias. Las redes de distribución del agua en las comunidades siguen la dirección del trazo de las calles y constan de tubería principal de seis pulgadas de diámetro, tubería secundaria

de cuatro pulgadas y tubería para las tomas domiciliarias de 1 ½ o 2 pulgadas. El agua que se extrae directamente de los pozos se bombea hacia los depósitos o tanques de almacenamiento, situados en las partes altas del territorio, y después, por gravedad, se distribuye hacia las tomas domiciliarias o lugares de destino final, lo que ayuda a reducir el costo energético de los sistemas. Sin embargo, el relieve del terreno donde están situadas las comunidades condiciona la mayor o menor dificultad para distribuir de modo eficaz el agua a toda la red. En la construcción de los sistemas, incluyendo la perforación de los pozos y el tendido de la red hidráulica, el financiamiento principal estuvo a cargo de instancias gubernamentales federales, estatales y municipales, y las comunidades participaron con aportaciones económicas y trabajo colectivo (*faenas*).

Tareas necesarias

Las comunidades se han organizado para efectuar un conjunto de actividades necesarias

Cuadro 1. Comunidades rurales de estudio y tamaño de población.

Municipio	Comunidad	Población
Jiquilpan	Los Remedios	1 854
	Abadiano	653
	Francisco Sarabia	2 056
Venustiano Carranza	La Palma	3 787
	Cumuatillo	2 891
	Pueblo Viejo	842

Cuadro 2. Fuentes de agua potable en las comunidades estudiadas.

Comunidad	Fuentes de agua	Año de perforación	Profundidad del pozo (m)	Capacidad de tanques de almacenamiento (litros)
Los Remedios	1 pozo	1970	180	40 000
Francisco Sarabia	1 pozo	1969	150	150 000
Abadiano	1 pozo	1970	73	40 000
Pueblo Viejo	1 pozo	1992	140	40 000
Cumuatillo	1 pozo	1960	150	40 000
La Palma	1 pozo	1950	180	40 000

Fuente: elaboración propia a partir de entrevistas.

relacionadas con el gobierno, administración y operación de los sistemas de abasto de agua para mantener su funcionamiento. Las principales tareas que se identificaron en las comunidades de estudio son: 1) elección de las autoridades del agua; 2) rendición de cuentas o el balance financiero; 3) toma de decisiones sobre el monto de las cuotas, formas de cobro, número de empleados y salarios, gestiones ante instancias municipales, costo y registro de nuevas tomas domiciliarias, actualización del padrón de usuarios, atención de las quejas y conflictos y organización para la operación del sistema (prender y apagar los motores de los pozos, abrir y cerrar válvulas en cada sección de la red hidráulica, pago de energía eléctrica, instalación de la tubería de las nuevas tomas, reparación de averías y monitoreo de fugas de agua).

Formas organizativas

En las seis comunidades rurales estudiadas encontramos un grupo de personas organizadas como responsables del abasto de agua potable, aunque con diferente nombre (cuadro 3): 1) Comité de Agua Potable (CAP); 2) Junta de Agua Potable (JAP), y 3) Encargado del Agua (EA). Los puestos reconocidos en un CAP y JAP son los siguientes: un presidente, un secretario(a) y un tesorero(a), y vocales. En el caso de la comunidad de Francisco Sarabia existe formalmente un Comité, pero la comunidad sólo reconoce a un Encargado del Agua (EA), persona que realiza las tareas de administración y operación, legitimado por la comunidad durante 27 años. Los Comités o Juntas están conformados por lo

regular por individuos independientes de las autoridades comunitarias, aunque en algunos casos las autoridades del agua pueden ser las mismas autoridades de la comunidad. Un ejemplo es el caso de la Junta de Agua de La Palma, donde el presidente del CAP es el jefe de Tenencia. En otros casos, el presidente del CAP puede ser el mismo encargado del orden de la comunidad.

El presidente se encarga de realizar gestiones ante las instituciones externas, ya sea el gobierno municipal, la Comisión Federal de Electricidad (CFE), o prestadores de servicios para el mantenimiento de la red e infraestructura del sistema de agua; organiza también el informe a la comunidad y los pagos de luz eléctrica. Tesorero y secretario efectúan tareas administrativas, como cobro de cuotas y organización de los comprobantes de pago, pago de reparaciones y salarios del fontanero o bombero. Los vocales son auxiliares en los procesos de vigilancia, cobros y en la elaboración de informes. En el caso del Encargado del Agua en la comunidad de Francisco Sarabia, éste realiza en la práctica las funciones de presidente, secretario y tesorero, y la comunidad lo avala a pesar del conflicto con la jefa de Tenencia, la cual intenta desempeñar el puesto formal de presidente del Comité. Los Comités contratan a un bombero o fontanero encargado de las tareas operativas: instalación de nuevas tomas domiciliarias, encendido y apagado de bombas eléctricas en el pozo, regulación de las válvulas de agua para la distribución del agua por secciones, detección y reparación de fugas en la red, mantenimiento general de la infraestructura y maquinaria. Los

Cuadro 3. Nombres de las organizaciones responsables del agua potable.

Municipio	Comunidad	Forma organizativa
Jiquilpan	Los Remedios	Comité de Agua Potable
	Francisco Sarabia	Encargado del Agua
	Abadiano	Comité de Agua Potable
Venustiano Carranza	La Palma	Junta de Agua Potable
	Cumuatillo	Junta de Agua Potable
	Pueblo Viejo	Comité de Agua Potable

Fuente: elaboración propia.

bomberos o fontaneros regularmente cuentan con varios años de experiencia en el manejo del sistema (cuadro 4) y han aprendido a resolver problemas de fontanería o reparaciones eléctricas relativamente sencillas.

Destaca el número reducido de integrantes para el manejo de los sistemas y el tiempo que tiene el personal operativo en los puestos; esto último fundamentado en la necesidad de contar con personal con amplio conocimiento de la complejidad del sistema y su funcionamiento. Los fontaneros o bomberos conocen con detalle la mecánica de la distribución del agua en la comunidad, lo que permite resolver de manera expedita los problemas específicos de cada sección del sistema. Esta situación es especialmente relevante en aquellos sistemas mayores (p. ej. de más de 700 tomas domiciliarias), donde la apertura y cierre de válvulas implica mayor conocimiento y esfuerzo físico. El personal operativo conoce con precisión la ubicación de las conexiones a las tomas domiciliarias en la red principal y secundaria, el tiempo requerido para el llenado de los tanques y el abastecimiento a cada sección.

Para elegir autoridades encargadas de la administración del agua, en cada comunidad se convoca a asamblea general de usuarios. El sitio de reunión es un espacio público comunitario, desde el atrio de la iglesia y la plaza de la localidad hasta la sala de juntas del ejido. En todas las comunidades, la elección del presidente,

tesorero, secretario y vocales es por voto directo de cada asistente, sin importar el número de asistentes. La duración como miembros de las organizaciones varía. En algunas localidades es de un año; en otros casos, los usuarios deciden en asamblea comunitaria la permanencia del comité, esto con base en el buen desempeño de los miembros del Comité en el manejo del sistema. En Los Remedios y Cumuatillo hay una fuerte vigilancia de los usuarios y pueden reemplazar al presidente o a la organización completa en caso de observar una mala gestión. La población percibe un mal manejo del sistema cuando no se distribuye el agua dentro de los horarios acostumbrados y en cantidad suficiente. Si los usuarios reciben un servicio adecuado, autorizan la continuidad de los integrantes de la organización hasta el siguiente periodo. En La Palma, el lapso de rotación de la Junta de Agua corresponde al periodo del gobierno municipal (cuatro años), incluyendo los bomberos. Esta modalidad se ha sostenido desde que se instaló el sistema. Dado que no participa ninguna autoridad o representante del Estado en tales organizaciones, éstas se rigen por un gobierno autónomo o autogobierno (Palerm, 2015).

Distribución del agua y mantenimiento de la red

La mayoría de las comunidades divide su área de abasto en secciones para la distribución del

Cuadro 4. Integrantes y experiencia del personal operativo y administrativo en las organizaciones comunitarias.

Comunidad	Integrantes Totales	Número de puestos		Años en el puesto	
		Administrativos	Operativos	Presidente/ Encargado	Personal Operativo
Los Remedios	3	2	1	2	20
Francisco Sarabia	2	1	1	27	15
Abadiano	3	2	1	11	10
Pueblo Viejo	4	2	2	2	10
Cumuatillo	5	3	2	2	2
La Palma	7	5	2	2	10

Fuente: elaboración propia.

agua (cuadro 5); esta división en secciones o tramos favorece la optimización de la presión del flujo en la tubería.

El flujo de agua en cada sección se controla mediante válvulas de paso instaladas cada cierto tramo de la tubería principal. Cada sección recibe agua en determinados horarios (tandeos), aunque hay secciones que pueden recibir agua todos los días por su cercanía a la red principal y a la fuente de agua. La potencia de las bombas, el diseño de la red, las condiciones topográficas y el tamaño de la comunidad determinan la cantidad de secciones y válvulas instaladas. La comunidad de Francisco Sarabia es la excepción en cuanto a tandeos, pues todos los usuarios reciben agua en el mismo horario; sin embargo, la distribución del agua hacia las zonas más alejadas es irregular. Por las mañanas, el fontanero enciende el motor del pozo y el agua extraída se envía a tanques de almacenamiento o depósitos generales, que se ubican en una zona topográficamente más elevada que el núcleo de población. Cada comunidad cuenta con uno o dos tanques de almacenamiento. Después, el agua es distribuida por gravedad a las distintas secciones de la localidad de acuerdo con los tandeos ya establecidos, para lo cual el personal operativo debe abrir y cerrar las válvulas o compuertas de cada sección de la red. Los periodos entre cada tandeo se aprovechan para enviar el agua hacia los depósitos generales, a fin de abastecer el siguiente turno.

En caso de desperfecto en algún punto del sistema, los usuarios avisan rápidamente sobre la avería a los fontaneros o a algún miembro del Comité o Junta de Agua y exigen la pronta solución. En este aspecto, se pone en evidencia la vigilancia colectiva que hay sobre el sistema. Los bomberos o fontaneros son de la misma comunidad y conocidos por todos los usuarios; sobre ellos recae la mayor exigencia para la solución rápida de los problemas de distribución. Las reparaciones del sistema regularmente se llevan a cabo en los periodos en que haya el menor desabasto posible; en el caso de Los Remedios, por ejemplo, cuando se van a hacer cambios de tubería o apertura de tomas nuevas se apaga la bomba un día de la semana, pero después de abastecer a las distintas secciones. Los sistemas comunitarios estudiados enfrentan con frecuencia problemas de fugas en la red mayor, las tomas domiciliarias y en los tanques de almacenamiento. A ello se suma el hecho de que las comunidades ubicadas en lugares con pendientes pronunciadas (Los Remedios, La Palma y Abadiano) tienen dificultades para llevar a cabo una distribución eficiente del agua debido a las diferencias de presión y a la condición de aguas arriba-aguas abajo de los usuarios; en este caso, los usuarios que se encuentran en las partes más bajas y cerca de la fuente de agua reciben el líquido todos los días, mientras que aquellos ubicados en las partes topográficamente más elevadas y alejadas de la fuente sufren

Cuadro 5. Sistema de turnos o tandeos para el abasto de agua potable en las comunidades rurales estudiadas.

Comunidad	Número de tomas domiciliarias	Número de secciones	Frecuencia de abasto (tandeos)	Duración de abasto (horas por día)
Los Remedios	520	7	De 3 a 4 secciones cada tercer día/ algunas secciones se abastecen diario	4
Francisco Sarabia	710	2	Diario	5
Abadiano	350	6	Diario	2
Pueblo Viejo	380	3	Cada tercer día. Algunas secciones se abastecen diario	9
Cumuatillo	965	1	Diario	10
La Palma	960	3	Cada tercer día. Algunas secciones se abastecen diario	8

desabasto por la pérdida de presión, a pesar de la división en secciones. Estos problemas de desabasto los resuelven de manera temporal los usuarios mediante diversas estrategias: 1) comprando “pipas de agua”; 2) acarreado agua de los manantiales cercanos a la comunidad o de las fuentes públicas (en Los Remedios se tiene instalada una llave de agua en la plaza pública); 3) dando horas adicionales de agua en la red de distribución para las zonas donde hay pérdida de presión en las tuberías, y 4) uso de norias particulares. El mantenimiento y la ampliación de la red de distribución incluyen sustitución de tuberías de la red principal y secundaria. Para ciertas tareas de mantenimiento se contratan servicios de personal especializado, como arreglo del equipo de bombeo, limpieza y ampliación de los pozos profundos y otras reparaciones mayores. Los costos de estas acciones se cubren con cuotas adicionales de los usuarios si el gasto no sobrepasa la capacidad de pago de las comunidades; en caso contrario, se solicitan apoyos financieros de los ayuntamientos para complementar tales costos.

Reglas de acceso y exclusión

Para tener acceso al servicio se deben cumplir los requisitos siguientes: hacer un pago inicial por la conexión a la red de agua potable, cubrir

la cuota o tarifa mensual y ser vecino de la comunidad (tener una casa en la comunidad). No se aceptan usuarios de otras poblaciones, fraccionamientos o empresas. La conexión a la red tiene costo variable, que va de 350 a 600 pesos (cuadro 6). Para tener acceso al servicio de agua en la comunidad de Los Remedios, por ejemplo, el usuario solicita a uno de los miembros del Comité la instalación de la toma domiciliaria y paga una cuota de 550 pesos; posteriormente se pone en contacto con el bombero, para determinar los aspectos técnicos de la conexión, como la ubicación e instalación de la toma.

Los costos de la tubería y demás materiales van por cuenta del nuevo usuario. En el resto de las comunidades, la solicitud del servicio se hace al Encargado del Agua (Francisco Sarabia), la tesorera del Comité (Abadiano), al Encargado del Orden (Cumuatillo) o al secretario (Pueblo Viejo). En esta última comunidad se presenta el caso de usuarios que tiene acceso al sistema de distribución de agua mediante tomas clandestinas. En estos casos, la tubería de la red hidráulica atraviesa la propiedad de los usuarios y esta condición ha dificultado la recuperación de las cuotas, lo que ha generado fuertes conflictos entre dichos usuarios y los miembros del Comité.

Aunque las sanciones por morosidad en el pago contemplan la cancelación del servicio, en algunas localidades no se llega a este extremo.

Cuadro 6. Costos, cuotas y mecanismos para reducir la morosidad.

Comunidad	Costo del Contrato del Servicio (\$)	Cuota Mensual (\$)	Mecanismos para reducir morosidad
Los Remedios	550	100	Avisos domiciliados, convenio, corte domiciliado del servicio, suspensión general del servicio
Francisco Sarabia	500	40	Avisos domiciliados, corte domiciliado del servicio
Abadiano	500	70	Cobros frecuentes casa por casa, uso de policía municipal
Pueblo Viejo	420*	30	Cobros frecuentes casa por casa, uso de policía municipal
Cumuatillo	350*	30	Avisos públicos, cobros frecuentes casa por casa, corte domiciliado del servicio
La Palma	600	50	Avisos públicos, cobros frecuentes casa por casa, corte domiciliado del servicio

* Más el costo del material.

Los argumentos que manejan las autoridades del agua es la falta de herramientas adecuadas para realizar el corte de la toma domiciliaria o el desconocimiento de la ubicación exacta de la toma en la red principal o secundaria. En caso de corte del servicio, cuando se solicita la reincorporación al sistema, el usuario paga el adeudo y una cuota adicional por reconexión, que incluye los costos de mano de obra del personal operativo. En Cumuatillo y La Palma, cuando el usuario registra seis meses de morosidad, se lleva a cabo el corte del servicio sin mayor demora. A decir de las autoridades del agua, esta medida les ha dado buenos resultados en la recuperación de las cuotas atrasadas; en este caso, el corte del servicio se ejecuta con regularidad, pues la Junta cuenta con las herramientas y el personal operativo para aplicar esta medida. En las localidades en donde no se cuenta con herramientas cortadoras o personal operativo suficiente, los Comités se apoyan con el municipio para efectuar tales medidas. En Los Remedios, se solicitó al municipio una cortadora de cemento y un operario para ejecutar la cancelación de la toma domiciliaria en caso de morosidad. La amenaza de la cancelación ejerce, al parecer, un fuerte efecto coercitivo, pues el usuario regularmente realiza a la brevedad su pago correspondiente para que se renueve el servicio.

Mecanismos de cobro de cuotas y sanciones

El proceso de cobro por concepto de la cuota mensual varía en las comunidades. En algunas se coloca previamente el aviso de cobro en la plaza para que las personas se dirijan a pagar a la oficina (caso de La Palma y de Cumuatillo) o a la casa del responsable de la cobranza (tesorero, encargado del agua). Cuando los fondos reunidos por los encargados no son suficientes para cubrir el pago de la energía eléctrica, el tesorero —junto con otros miembros del comité— procede al cobro casa por casa, en especial con aquellos usuarios morosos. En la localidad de Pueblo Viejo, el presidente del Comité puede solicitar la presencia de la policía municipal

durante la visita domiciliaria para exigir el pago; así, los usuarios prefieren pagar a ser sujetos de desprestigio entre la comunidad. En Los Remedios se procede a la suspensión general del servicio en situaciones donde la recuperación de las cuotas no alcanza para el pago de energía, con interrupción del bombeo por periodos que pueden ir de horas a días. Esta medida, a decir de los entrevistados, tiene buenos resultados para recuperar las cuotas.

Remuneración del personal

En general, todos los puestos administrativos y operativos son pagados mediante un salario (cuadro 7). El pago al personal operativo varía de 1 200 a 1 500 pesos mensuales, aunque este personal obtiene ingresos adicionales con el pago que hacen los usuarios por conexiones nuevas o arreglos y mantenimiento de fontanería dentro de los hogares. A diferencia de los trabajos reportados por Pimentel *et al.* (2012) y Sandoval (2011), en las comunidades estudiadas, el presidente del Comité, Junta de Agua o Encargado recibe un salario en la mayoría de los casos, con excepción de la comunidad de Abadiano (cuadro 7). Se conservan, sin embargo, puestos honoríficos (secretario, vocales) en algunas de estas comunidades.

Rendición de cuentas

Los presidentes de los Comités y de las Juntas y los Encargados del agua rinden cuentas sobre las operaciones financieras e inversiones realizadas en el sistema. Los informes financieros pueden presentarse en asamblea anual o cuando los usuarios lo exijan. En estas asambleas se discuten los problemas relacionados con morosidad, cobros, reparaciones de la red, apertura de nuevas tomas domiciliarias, fondos o reservas monetarias del Comité. Tales reuniones son frecuentemente escenario de conflictos entre usuarios y miembros del Comité, en especial por la exigencia de información clara sobre el manejo del dinero y los reclamos por las fallas del sistema. Ante esta situación, los presidentes

Cuadro 7. Remuneración de los integrantes de las organizaciones comunitarias.

Comunidad	Tareas administrativas		Tareas operativas	
	Puesto	Pago mensual (\$)	Puesto	Pago mensual (\$)
Los Remedios	Presidente del CAP	1 200	Bombero	1 500
	Secretaria	1 200		
Francisco Sarabia	Encargado del Agua	6 000	Bombero	1 500
Abadiano	Presidente del CAP	Ninguno	Bombero	1 500
	Secretaria	1 500		
Pueblo Viejo	Presidente del CAP	4 326	Bombero	1 500
	Secretario	Ninguno		
Cumuatillo	Presidente de la Junta de Agua	6 489	Bombera	1 500
	Secretaria	1 200	Fontanero	1 500
	Tesorero	1 200		
La Palma	Presidente de la Junta de Agua	6 489	Fontanero	1 200
	Secretaria	1 200		
	Tesorero	1 200		
	Vocales	Ninguno		

Fuente: elaboración propia con base en entrevistas y revisión de estados contables.

prefieren informar con poca frecuencia o bajo diferentes modalidades, como la emisión impresa de los estados financieros (ingresos y egresos), que se pegan en espacios comunes, como la plaza principal o entrada de la iglesia.

La administración del sistema es autogestiva, pues la efectúan los propios Comités, independientemente del personal administrativo contratado (cuando lo hay), el cual lleva a cabo tareas básicas de contabilidad y está bajo la autoridad de los representantes del Comité de Agua Potable.

Situación financiera

La situación financiera de los Comités se analizó con base en los ingresos, definidos por el número de tomas domésticas registradas multiplicado por la cuota mensual, y los gastos determinados por la suma de los pagos al personal administrativo y operativo, y el costo de energía eléctrica. Aunque los comités cuentan principalmente con los ingresos por concepto de la recaudación de cuotas, de manera extraordinaria reciben apoyos financieros de las organizaciones de

los migrantes, lo cual ayuda en varios sentidos: soportar gastos fuertes emergentes; compensar ciertos grados de morosidad (cuyo porcentaje puede alcanzar entre 25 y 50%), e incluso cierta capacidad de fondos de ahorro para los Comités. Se calculó un índice de eficiencia financiera con base en los ingresos y costos de gestión de los servicios de agua. Estos cálculos se basan en el total de las aportaciones por concepto de cuotas anuales de los usuarios. En el cuadro 8 se puede observar que los Comités tienen capacidad financiera para hacer frente a los costos que genera el manejo de los sistemas.

Los ingresos y egresos de los comités son variables a causa de las diferencias en el número de tomas y monto de las cuotas, pero destaca que en todas las comunidades el índice de eficiencia financiera es positivo. El costo de mayor impacto para las organizaciones comunitarias es el energético, por bombeo del agua, aspecto que ya ha sido señalado por la Secretaría de Energía (Sener, 2011); esto, a pesar de la estrategia de realizar tandeos y utilizar tanques de almacenamiento para aprovechar la gravedad. Se observa, por otro lado, que en las cuotas no

Cuadro 8. Situación financiera de los Comités y Juntas Locales.

Comunidad	Número de tomas	Cuota mensual (\$)	Ingreso anual \$ (cuotas)	Total salarios anual	Energía eléctrica anual (\$)	Costos totales (salarios + costo energético) anuales	Índice de eficiencia (ingreso anual/costo total anual)
Los Remedios	520	100	624 000	46 800	422 508	469 308	1.32
Francisco Sarabia	710	40	340 800	90 000	183 023	273 023	1.248
Abadiano	350	70	294 000	36 000	135 654	171 654	1.71
Pueblo Viejo	380	30	136 800	12 000	120 000	132 000	1.03
Cumuatillo	965	30	347 000	64 800	228 000	292 800	1.18
La Palma	960	50	576 000	57 600	502 300	559 900	1.02

Fuente: elaboración propia con base a entrevistas y revisión de estados contables.

se contemplan fondos de ahorro para gastos mayores (reparación o ampliación de la red, perforación de nuevos pozos) y sólo se cubren los gastos básicos para la operación de los sistemas. La cuota mensual en las comunidades varía de 30 a 100 pesos, igual que las sanciones por incumplimiento en el pago o morosidad.

El monto de la cuota se decide en asamblea de cada comunidad y está en función de los costos de energía eléctrica que se consume al mes, los salarios del personal operativo y administrativo, y un pequeño remanente para reparaciones menores de la infraestructura. No se consideran costos para mantenimiento mayor o ampliación de la infraestructura del sistema, los cuales se cubren con cuotas especiales, cuando se requiere, o con apoyos financieros del municipio, gobierno estatal o federal. Los costos ambientales, de capital y sociales del servicio que deberían incorporarse en las cuotas o tarifas (Cabrera, Pardo, Cabrera, & Arregui, 2013) se transfieren de esta manera al Estado. Es de notar que las cuotas mensuales que han diseñado las comunidades estudiadas permiten recuperar los costos del servicio y garantizan el acceso a usuarios de bajos ingresos. En este sentido, el sistema muestra elementos de equidad y sustentabilidad económica.

Algunas estrategias de financiamiento rápido para hacer frente a los costos de los Comités incluyen préstamos de los usuarios, y

cooperaciones adicionales entre los usuarios y los migrantes. Estos mecanismos de financiamiento local son importantes para la sustentabilidad financiera de los Comités y Juntas de Agua, así como diversas estrategias de ahorro de energía. En Francisco Sarabia, por ejemplo, el Encargado del Agua menciona que en temporada de lluvias se reducen los costos de energía eléctrica, pues no es necesario regar jardines y pequeños huertos, mientras que en los meses de sequía (diciembre a junio) se incrementan los costos de bombeo, dado el aumento de la demanda de agua.

Participación de usuarios

La participación de los usuarios en los asuntos relacionados con el agua potable presenta dos modalidades: 1) trato directo de los usuarios con miembros del Comité, a quienes se plantean los problemas o se solicita información del sistema; 2) reuniones generales de usuarios en espacios comunes (plaza del pueblo, el parque o la iglesia). Las reuniones se convocan de forma periódica y en ellas se discuten y deciden asuntos relacionados con el servicio (horarios y tandeo); negociaciones y acuerdos sobre pagos y deudas; cooperación monetaria para inversión en infraestructura (ampliación de la red o compostura de equipo); elección y reemplazo de los miembros del comité; duración de los miembros

del comité, entre otros. En las comunidades de Los Remedios, Francisco Sarabia y Abadiano se cuenta con organizaciones de migrantes en Estados Unidos de América que contribuyen de forma importante al sostenimiento económico del sistema. Estas organizaciones, que pueden ser temporales o permanentes, se encargan de reunir cooperaciones entre sus miembros, para enviarlas a las comunidades y que se inviertan en infraestructura, como la construcción de tanques de almacenamiento, reemplazo de tramos de tubería y perforación de pozos profundos, además de otras obras comunitarias. Para financiar tales obras regularmente se utilizan programas gubernamentales, como el Programa 3x1 de la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol), donde por cada peso aportado por los grupos de migrantes, los gobiernos federal, estatal y municipal dan la misma cantidad.

Manejo de conflictos

Aunque no en todas las comunidades se registraron conflictos, en algunos casos los entrevistados informaron que en Cumuatillo, por ejemplo, el Encargado del Orden solicitó un informe de ingresos y egresos al Comité de Agua, a lo cual este último se opuso. El Comité argumentó su autonomía y el Encargado del Orden reclamó su autoridad en la comunidad. El conflicto se trató en asamblea comunitaria, donde intervino el presidente municipal, llegándose a acuerdos como el de permitir la vigilancia del Encargado del Orden en los asuntos del agua potable y su intervención en las gestiones que se realizan con instancias de distinto nivel de gobierno, así como la entrega al Encargado del Orden de informes financieros por parte del Comité. En Francisco Sarabia emergió la disputa entre la Jefa de Tenencia y el Encargado del Agua. Por un lado, la Jefa de Tenencia intentó que el sistema de agua potable fuera administrado por la Jefatura de Tenencia, amparada en la legislación estatal. Esta legislación establece que el servicio en las comunidades se organizará en Juntas Locales Municipales, la cual dependerá del Organismo Operador y el presidente de la Junta

será el Encargado del Orden o el Jefe de Tenencia; además, el secretario será designado por el ayuntamiento, a propuesta del presidente municipal y tres vocales elegidos por la comunidad (Ley de Aguas 2007, art. 60). Por otro lado, los usuarios reconocen a un Encargado del Agua, legitimado por ellos en asamblea comunitaria, quien organiza el sistema (cobros, reparaciones, distribución del agua) y es independiente de la Jefatura de Tenencia. Las decisiones financieras y operacionales directas sobre el sistema son tomadas por el Encargado del Agua, apoyado por la comunidad, y esto ocasiona roces con la autoridad municipal (Jefa de Tenencia). En la comunidad de La Palma, el presidente de la Junta de Agua Potable es el Jefe de Tenencia. Esta situación ha sido aceptada por la comunidad y no se reportan mayores conflictos entre los usuarios y esta autoridad.

Desde una mirada global comparativa de las seis comunidades de estudio destacan las capacidades en el autogobierno y administración local del agua: realización con mayor o menor frecuencia de asambleas comunitarias para toma de decisiones; existencia continua de Comités de Agua Potable (prácticamente desde la apertura de los pozos y construcción primigenia de la red hidráulica), con integrantes elegidos por las asambleas. En los casos de Francisco Sarabia y Abadiano, los Encargados del Agua tienen 27 y 11 años de continuidad, y el personal operativo 15 y 10 años, respectivamente, avalados por los usuarios, factores que posiblemente expliquen la eficacia en su actuación, y que podría estar correlacionado con la alta eficiencia financiera que muestran estos casos y, por lo tanto, con la generación de capital social comunitario; en los casos de Cumuatillo y La Palma, que son los más grandes en población, los presidentes de los Comités, y los Comités mismos, cambian con mayor frecuencia, al tiempo que cambian las administraciones municipales, y son a su vez autoridades civiles (Jefe de Tenencia y Encargado del Orden), factor que suponemos refuerza en parte la vinculación y cogestión municipal. En las restantes cuatro comunidades (Los Remedios, Francisco Sarabia, Abadiano y

Pueblo Viejo), los Encargados del Orden o Jefes de Tenencia están presentes en la vigilancia y rendición de cuentas. Aunque se han presentado conflictos entre autoridades de estas comunidades, destacan los acuerdos para integrarse a los procesos de rendición de cuentas de los Comités.

En relación con la distribución y disponibilidad de agua, existe gran variabilidad entre comunidades. Destaca, sin embargo, la ausencia de una relación entre la frecuencia y horas de abastecimiento con el monto de las cuotas; así, una mayor cuota no se corresponde con más horas de servicio. Los casos extremos son Cumuatillo y Los Remedios. La primera se abastece durante 10 horas diarias y cuenta con una de las cuotas más bajas; está situada en la planicie. La segunda se abastece cuatro horas cada tercer día; tiene la cuota más alta, y está ubicada en las faldas de un cerro. Así, el monto de las cuotas podría estar condicionado por la topografía: un relieve accidentado puede aumentar los costos energéticos del sistema. Esto se observa con mayor claridad en los casos de Los Remedios y La Palma.

Aunque el porcentaje de morosidad se puede considerar alto para todas las comunidades (25-50%), en ciertos periodos del año los Comités se capitalizan: 1) al final de año, cuando pagan los adeudos los migrantes e incluso adelantan los pagos; 2) por el establecimiento de medidas coercitivas para el pago (cobros casa por casa, cortes de tomas domiciliarias, apoyo de la policía municipal para cobrar). Se puede establecer, por tanto, que existe una morosidad diferida, que no afecta gravemente la situación financiera de los Comités, como lo indica el índice financiero positivo encontrado en todas las comunidades estudiadas. En relación con los costos totales que se registraron con base en salarios y costos de energía para el bombeo, podemos observar también gran variabilidad. Los factores relacionados con los costos totales son los siguientes: tamaño de la población/número de tomas, horas de abasto, y relieve o topografía del terreno donde se ubica la

comunidad. Destacan los casos de Los Remedios y La Palma, con mayores tamaños de población, topografía compleja y más costos energéticos.

Cogestión con instancias gubernamentales

La gestión entre las organizaciones comunitarias e instancias gubernamentales se observa en las actuaciones en común. Ejemplo de ello son las funciones que desempeñan los Encargados del Orden y Jefes de Tenencia en los Comités o Juntas de Agua. Los Encargados del Orden y Jefes de Tenencia, como representantes en el ámbito municipal, avalan o no los informes financieros y la elección de las Autoridades del Agua en las asambleas comunitarias. En caso de conflicto entre estos actores sociales en las comunidades, el presidente municipal interviene para mediar o negociar en la solución del problema. Por otro lado, el ayuntamiento, a través del organismo operador de agua municipal (OOAPAS), usualmente provee el cloro para la desinfección del agua potable en las comunidades, mientras que personal de la Secretaría de Salud (SSA) realiza el análisis periódico de cloro residual en la fuente de agua. Sin embargo, la aplicación de desinfectante (cloro) al agua es intermitente, porque depende de las acciones de apoyo y los recursos de que dispone el OOAPAS. Esta condición incrementa el riesgo de exposición a enfermedades entéricas en la población que usa y consume dicha agua. La CEPAL (ECLAC, 2013) menciona que éste es uno de los principales problemas que enfrentan los sistemas de agua potable en América Latina. Es un rubro de la cogestión entre organizaciones comunitarias e instituciones públicas que deberá reforzarse para mejorar los sistemas de agua potable en tales comunidades. La realización de estudios técnicos de las fuentes de agua (estado de los acuíferos, calidad del agua, geología y otros) y la difusión de la información hacia los usuarios y autoridades comunitarias es otro de los rubros donde se puede fortalecer la gestión en sus diversos niveles.

Otra actuación de cogestión importante es la ampliación de la infraestructura mayor, como

adquisición e instalación de tanques de almacenamiento; perforación de pozos; ampliación de la red de distribución de agua potable; instalación de redes de drenaje doméstico. Por lo regular, las instancias gubernamentales aportan los recursos económicos para la compra de tubería, tanques, pago de los estudios técnicos para la perforación de pozos y compra de bombas, en tanto que las organizaciones comunitarias participan con mano de obra y con una parte de los costos. Estos procesos de cogestión contribuyen de manera importante a sostener los sistemas de agua potable, dado que las cuotas o tarifas que pagan los usuarios sólo recuperan los costos administrativos y de mantenimiento menor, y no están planeadas para tener un fondo de ahorro para inversiones a futuro en la infraestructura mayor. Otras actuaciones de cogestión que se registraron fueron la construcción del drenaje urbano en la comunidad de Pueblo Viejo, y la instalación de un tanque de almacenamiento de agua, rehabilitación de otro tanque y la ampliación de la red de distribución en una colonia de la comunidad de Los Remedios. Las inversiones para estas obras fueron tripartitas: usuarios, gobierno municipal y gobierno del estado. Estos apoyos financieros gubernamentales se han utilizado en algunos casos para presionar a las organizaciones comunitarias a fin de que traspasen el manejo de los sistemas a los organismos operadores de agua municipales (OOAPAS), situación a la que se ha opuesto la mayoría de las comunidades. Algunas comunidades rurales de la zona de estudio sí han transferido la administración del sistema al municipio (caso de algunas comunidades del municipio de Sahuayo, Michoacán). La ausencia de un reconocimiento legal de las organizaciones comunitarias para el abasto del agua potable abre la posibilidad a este tipo de presiones por parte de las autoridades municipales y debilita los sistemas autogestivos. Otros factores que provocan el fracaso de este tipo de organizaciones se ha atribuido a la imposibilidad de establecer y seguir reglas en el uso del recurso debido la heterogeneidad social, ausencia de un sentido de comunidad y baja dependencia

del recurso, entre otros (North, 1990; Acheson, 2006).

Otros investigadores han señalado las dificultades que enfrentan las organizaciones comunitarias por las limitantes en el marco jurídico y proponen lo que sería un cuarto nivel de gobierno para tales organizaciones (Olmedo, 2005; Lozano, 2012). Sarker (2013) menciona el caso de organizaciones comunitarias en el manejo de agua de riego en Japón, donde las acciones del Estado están dirigidas a fortalecer el manejo autogestivo. El Estado no se involucra en las actividades operativas locales del sistema, a pesar de participar de forma sustantiva con apoyos financieros y técnicos, y ha reconocido legalmente estas organizaciones comunitarias desde la posguerra a través de la Ley de Mejoramiento de Tierras. El autor relaciona de modo directo este tipo de actuaciones del Estado con el fortalecimiento de las organizaciones de regantes autogestivas y menciona que con esto ha evitado lo que se denomina "la tragedia de los comunes" en estos sistemas en Japón. Una situación similar muestran Giménez y Palerm (2007), y Pimentel y Velázquez (2008) para el caso de las organizaciones de regantes en España. En México, alcanzar un reconocimiento legal para las organizaciones comunitarias o de usuarios del agua potable fortalecería el manejo local del recurso hídrico en tres aspectos básicos: 1) asignación de recursos financieros y apoyos técnicos sustantivos por parte del Estado, lo cual reduciría las limitaciones de infraestructura que actualmente padecen estas organizaciones; 2) la legalización de las formas de autogobierno y autogestión puede mejorar la participación de los usuarios, al ser normas con un consenso social probado, y es capaz de estimular la consolidación de otras organizaciones locales ya existentes en otros ámbitos del manejo de recursos comunes (tierras, bosques, infraestructura urbana) en las comunidades rurales, significando para el Estado una menor carga burocrática y administrativa; y 3) ante la existencia de posibles fraudes financieros internos, las organizaciones de usuarios tendrían el apoyo directo del Estado para corregir desvíos.

Conclusiones

Las capacidades de gobierno y administración para el abasto de agua potable en las comunidades rurales estudiadas son evidentes. Estas organizaciones son ejemplo de formas de autogobierno y administración autogestiva del abasto de agua potable, y muestran capacidades de gestión con las instituciones del Estado. Podemos señalar que estas organizaciones han sostenido sus sistemas de abasto de agua potable sobre la base de una organización comunitaria con gobierno propio, relativamente autónomo, y que resuelven el problema del servicio de agua potable con eficiencia financiera y mínima burocracia. De acuerdo con lo que indica Palerm (2005) para organizaciones de regantes, en estas organizaciones locales también coinciden los puestos de gobierno y organigrama para hacer el trabajo; todos los puestos son ocupados por usuarios locales del agua; no hay administradores especialistas; se evita al máximo la burocracia. Los apoyos externos puntuales que reciben tanto del Estado como de las organizaciones de migrantes pueden definirse como una cogestión necesaria. Las organizaciones locales estudiadas podrían ser fortalecidas con un marco legal adecuado que les diera un contexto favorable para el autogobierno y la autogestión, con el objetivo de favorecer su continuidad y vinculación con instancias del Estado. El reconocimiento legal daría mayor capacidad de cogestión a estas organizaciones. Por último, un reconocimiento legal para estas organizaciones consolidaría la participación de usuarios y apoyaría a otras organizaciones locales al interior de las comunidades. Una ventaja adicional para el Estado sería la reducción de la carga burocrática, administrativa y financiera en el abasto de agua potable. Evidentemente, una propuesta específica sobre el reconocimiento legal de organizaciones de usuarios, como cuarto nivel de gobierno, requiere de un debate más amplio.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento del trabajo al Instituto Politécnico Nacional y al Colegio de Postgraduados.

Referencias

- Acheson, J. M. (2006). Institutional failure in resource management. *Ann. Rev. Antropol.*, 35, 117-134.
- Aguillón, J. E., Alatorre, C., Cruickshank, C., Gamiño, B., Martínez, J. L., Mendoza, R., Monje, I., Solís, R., & Tripa, M. (2005). *Diagnóstico energético e hidráulico del estado de Michoacán*. Morelia, México. México, DF: IE-UNAM, CIDEM, 212 pp.
- Berg, S. V. (2013). Best practices in regulating state-owned and municipal water utilities. LC/W.542. Santiago, Chile: Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC). Recuperado de <http://www.cepal.org/>.
- Cabrera, E., Pardo, M. A., Cabrera, E. Jr., & Arregui, F. J. (2013). Tap water costs and service sustainability, a close relationship. *Water Resources Management*, 27, 239-253.
- Congreso del Estado de Michoacán (2007). *Ley de Agua y Gestión de Cuencas para el Estado de Michoacán*. Recuperado de http://transparencia.congresomich.gob.mx/media/documentos/trabajo_legislativo/LEY_DEL_AGUA_Y_GESTI%C3%93N_DE_CUENCAS_PARA_EL_ESTADO_DE_MICHOAC%C3%81N.pdf.
- ECLAC (2013). Network for Cooperation in Integrated Water Resource Management for Sustainable Development in Latin America and the Caribbean. *Carta Circular* No. 38, 8 p. Economic Commission for Latin America and the Caribbean. Recovered from http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/39419/1/Carta38_en.pdf.
- Galindo, E., & Palerm, J. (2007). Pequeños sistemas de agua potable: entre la autogestión y el manejo municipal en el Estado de Hidalgo, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 4(2), 127-146.
- Galindo, E., & Palerm, J. (2012). Toma de decisiones y situación financiera en pequeños sistemas de agua potable: dos casos de estudio en El Cardonal, Hidalgo, México. *Región y Sociedad*, 24(54), 261-298.
- Giménez, C. M., & Palerm, J. (2007). Organizaciones tradicionales de gestión del agua: importancia de su reconocimiento legal para su pervivencia. El caso de España. *Región y Sociedad*, 19(38), 3-24.
- INEGI (2010). *Conteo de población y vivienda 2010*. Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/sistemas/consulta_resultados/iter2010.aspx?c=27329&s=est.
- López, S. M., Martínez, T., & Palerm, J. (2013). Las comunidades en la administración de sistemas de agua potable: región de los volcanes, Estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 10(1), 39-58.
- Lozano, I. (2012). *Ejidotes y comunidades: ¿Cuarto nivel de gobierno? Exploración sobre las facultades legales de ejidos y comunidades en materia ambiental*. CIDE. Documento de trabajo. Recuperado de <http://www.cide.edu.mx/publicaciones/status/dts/DTAP%20268.pdf>.

- Martín, L., & Bautista, J. (2015). *Análisis, prevención y resolución de conflictos por el agua en América Latina y El Caribe*. Comisión Económica para América Latina y El Caribe (CEPAL-ONU). LC/L3991. Santiago, Chile. Recuperado de <http://www.cepal.org/>.
- North, D. (1990). *Institutions, institutional change, and economic performance* (164 pp.). Cambridge: Cambridge University Press.
- OCDE (2012). *Gobernabilidad del agua en América Latina y el Caribe: un enfoque multinivel*. Ediciones OCDE. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. Recuperado de http://www.keepeek.com/Digital-Asset-Management/oecd/governance/gobernabilidad-del-agua-en-america-latina-y-el-caribe_9789264079779-es#page1.
- Olmedo, R. (2005). *El cuarto orden de Estado. El Gobierno de la comunidad* (3ª ed.) (193 pp.). México, D.F. Instituto de Administración Pública de Jalisco y sus Municipios, A.C.
- Ostrom, E. (2010). Beyond markets and states: Polycentric governance of complex economic systems. *American Economic Review*, 100(3), 641-672.
- Palerm, J. (2005). Gobierno y administración de sistemas de riego. *Región y Sociedad*, 17(34), 3-33.
- Pimentel, J. L., & Velázquez, M. (2008). Los conflictos por el agua y los límites a la participación de regantes en el río Júcar, Valencia, España. *Relaciones. Estudios de Historia y Sociedad*, 116(29), 63-85.
- Pimentel, J. L., Velázquez, M. A., & Palerm, J. (2012). Capacidades locales y gestión social para el abasto de agua doméstica en comunidades rurales del valle de Zamora, Michoacán. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 9(2), 107-121.
- Sarker, A. (2013). The role of state-reinforced self-governance in averting the tragedy of the irrigation commons in Japan. *Public Administration*, 91(3), 727-743.
- Sandoval, 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.
- Sener (2011). *Estudio integral de sistemas de bombeo de agua potable municipal*. Cooperación Estados Unidos Mexicanos-República Federal de Alemania. México, DF: Secretaría de Energía. Recuperado de <http://www.conuee.gob.mx/work/sites/CONAE/resources/LocalContent/7483/2/bombeoagua.pdf>.
- UNESCO (2012). *Ground water governance: A global framework for country action*. Recuperado de <http://www.groundwatergovernance.org/>.
- Valencia, J. C., Díaz, J. J., & Vargas, L. (2004). *La gestión integrada de los recursos hídricos en México: un nuevo paradigma en el manejo del agua*. Recuperado de www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/528/gestion.pdf 46 p.
- Velázquez, M., & Pimentel, J. L. (2012). Calidad del agua potable en la Ciénega de Chapala, Michoacán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(3), 111-125.

Dirección institucional de los autores

M.C. América Cervantes
Dra. Martha Velázquez

Instituto Politécnico Nacional
CIIDIR-IPN Unidad Michoacán
Justo Sierra # 28, Jiquilpan, Michoacán, MÉXICO
C.P. 59510. Teléfono: +52 (353) 5330 083, ext. 82955
lasongmc@hotmail.com
mvelazquezm@ipn.mx

Dr. José Luis Pimentel

Colegio de Postgraduados
Carretera México-Texcoco km 36.5
Montecillo, Estado de México, MÉXICO
C.P. 56230. Teléfono: +52 (595) 9520 200, ext. 1851
jequihua@colpos.mx

Remoción de nitrógeno amoniacal total en un biofiltro: percolador-columna de arena

• Iván Gallego-Alarcón • Daury García-Pulido* •
Universidad Autónoma del Estado de México

*Autor para correspondencia

Resumen

Gallego-Alarcón, I., & García-Pulido, D. (enero-febrero, 2017). Remoción de nitrógeno amoniacal total en un biofiltro: percolador-columna de arena. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 81-93.

Los sistemas de recirculación acuícola (SRA) tienen en la biofiltración un proceso clave para sostener la vida acuática y en la tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal (TVC_{NAT}) el parámetro para determinar la carga de nutrientes que puede soportar un biofiltro. El objeto de este estudio fue evaluar la eficiencia del proceso de remoción de nitrógeno a través de la TVC_{NAT} en un biofiltro UFIPA. Este trabajo se llevó a cabo en un SRA. La biofiltración se realizó por la combinación de un medio de percolación y uno de arena. Se introdujeron 418 organismos, con una longitud promedio de 19 cm y peso promedio de 287 g. Para determinar la eficiencia y la TVC_{NAT} se llevó a cabo un experimento de 62 días en un biofiltro percolador-columna de arena. Se utilizó un muestreo estratificado, con un nivel de confianza de 95%. La eficiencia de remoción del biofiltro fue de $77.22 \pm 0.5\%$ de NAT; $26.46 \pm 0.58\%$ de $N-NO_2$; $-1.20 \pm 1.36\%$ de $N-NO_3$; $11.14 \pm 0.67\%$ de DQO, y $40.79 \pm 0.78\%$ de SST. Las TVC_{NAT} obtenidas para el biofiltro fueron de 147.12 ± 59.26 g NAT/ $m^3 \cdot d$. Al analizar por separado la percolación se tuvo una tasa de 34.99 ± 41.20 g NAT/ $m^3 \cdot d$; la columna de arena de 119.65 ± 42.71 g NAT/ $m^3 \cdot d$. La combinación de percolador-columna de arena tuvo un desarrollo especializado en la remoción de compuestos nitrogenados: una eficiencia de remoción de NAT mayor a 70%, con valores bajos de TVC_{NAT} .

Palabras clave: remoción de nitrógeno, tasa volumétrica de conversión, sistema de recirculación acuícola, nitrógeno amoniacal total.

Abstract

Gallego-Alarcón, I., & García-Pulido, D. (January-February, 2017). Total ammonia nitrogen removal in a bio filter: Trickling filter-sand column. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 81-93.

Recirculating aquaculture systems (RAS) have in biofiltration a key to sustain aquatic life and the volumetric conversion rate of total ammonia nitrogen (TVC_{NAT}) a parameter to determine the nutrient load that a biofilter can process. The purpose of this study was to evaluate the efficiency of total ammonia nitrogen (TAN) removal process through the TVC_{NAT} from an UFIPA biofilter. This experiment was carried out in a RAS. Biofiltration was performed by combining a trickling process and a mechanical filtration. 418 organisms were used, with a length of 19 cm and weight of 287 g, a biomass of 119.96 kg at a density of 13.3 kg/m^3 . To determine the efficiency and the TVC_{NAT} a 62 days experiment was conducted in a trickling-sand biofilter. Stratified sampling was used, with a confidence level of 95%. The biofilter removal efficiency was $77.22 \pm 0.5\%$ of TAN; 26.46 ± 0.58 NO_2-N ; $-1.20 \pm 1.36\%$ of NO_3-N ; $11.14 \pm 0.67\%$ of COD, and $40.79 \pm 0.78\%$ of TSS. The TVC_{NAT} obtained for the biofilter was 147.12 ± 59.26 g TAN/ $m^3 \cdot d$. When analyzing separately the trickling process had a rate of 34.99 ± 41.20 g TAN/ $m^3 \cdot d$; the sand column rate was 119.65 ± 42.71 g TAN/ $m^3 \cdot d$. The combination trickling-sand process had a specialized development in the removal of nitrogen compounds: removal efficiency greater than 70% TAN, with low values of TVC_{NAT} .

Keywords: Nitrogen removal, volumetric conversion rate, recirculating aquaculture systems, total ammonia nitrogen.

Recibido: 06/05/2015

Aceptado: 09/09/2016

Introducción

La acuicultura tiene en el agua su recurso natural más importante. Su uso es consuntivo, es decir, el agua sólo sirve como hábitat para los organismos acuícolas, pero no se consume. No obstante el modelo de producción que se utilice,

la producción acuícola depende directamente de la calidad y cantidad del agua.

Al paso del agua por los estanques acuícolas se modifica su calidad por los residuos de los peces —disueltos y suspendidos— que se componen de heces fecales, alimento balanceado no consumido y biomasa muerta de bacterias (Timmons, Ebeling

& Piedrahita, 2009). Estos residuos se componen primariamente de materia orgánica que al diluirse en el agua forman especies nitrogenadas, como el nitrógeno amoniacal total ($\text{N-NH}_4\text{-N-NH}_3$), especie altamente tóxica para los peces.

La concentración de contaminantes aumenta en el agua cuando no se tiene un flujo adecuado en los estanques acuícolas. En cualquier modelo de producción, la circulación del agua sirve como transporte de los contaminantes hacia cuerpos de agua cercanos o trenes de tratamiento de agua residual, según el modelo de producción utilizado.

En modelos de producción abiertos, cuando el agua entra a los estanques y se descarga directamente a los cuerpos de agua aledaños, la concentración de contaminantes se mantiene en intervalos adecuados, siempre que se abastezca de agua limpia. El efluente de los estanques lleva consigo concentraciones altas de contaminantes que impactan a los cuerpos de agua receptores y en los modelos sustentables tiene como receptor un tren de tratamiento que permite la remoción de los contaminantes del agua para luego conducirla, ya sea a cuerpos de agua cercanos o al mismo estanque.

Los modelos sustentables en la acuicultura se clasifican en: 1) sistemas de recirculación acuícola (SRA); 2) biofloc, y 3) acuaponía. Los tres modelos tienen en común remover los contaminantes del efluente para permitir la vida acuática. Sus diferencias estriban en las formas y dispositivos usados para realizar las operaciones unitarias de un tren de tratamiento de agua. Estos modelos tienen como función ahorrar agua, disminuir el impacto en el ambiente, aumentar la producción acuícola y reducir el uso de espacios, entre otras ventajas (Timmons *et al.*, 2009).

Los sistemas de recirculación acuícola se han venido desarrollando desde hace más de treinta años, principalmente en los países en desarrollo, con el objeto de disminuir la cantidad de agua utilizada en las unidades de producción acuícola y mejorar el control de enfermedades, el crecimiento y, en general, la eficiencia del cultivo. No obstante los beneficios descritos, los sistemas de recirculación acuícola (SRA) tienen

la limitante de requerir un consumo energético (Timmons, Ebeling, Summerfelt, Wheaton, & Vinci, 2002).

En general, los SRA se componen de cinco principales etapas (procesos y operaciones) que permiten sostener la calidad de agua necesaria para la vida acuática: circulación de agua, remoción de sólidos, biofiltración, oxigenación y eliminación de gases. Otros componentes complementarios son eliminación de color, filtración y desinfección.

La etapa de biofiltración se puede entender, en su sentido más amplio, como cualquier técnica de filtración que involucra organismos biológicos (vivos) para eliminar impurezas del agua. El nitrógeno es un nutriente esencial para todos los organismos vivientes que se encuentra en proteínas, ácidos nucleicos, nucleótidos y pigmentos. En el ambiente acuícola, el nitrógeno es un componente residual derivado del cultivo de los peces que tiene varias fuentes principales: urea, ácido úrico, aminoácidos excretados por los peces, detritos orgánicos de organismos muertos, alimento no consumido y heces fecales. En particular, los peces excretan varios desechos nitrogenados a través de la difusión en las agallas, orina y heces fecales (Konikoff, 1975).

La descomposición de estas especies nitrogenadas en los SRA es particularmente importante debido a la toxicidad del nitrógeno amoniacal total ($\text{NAT} = \text{N-NH}_4^+ + \text{N-NH}_3$). El proceso de remoción de amonio por filtración biológica es llamado nitrificación y consiste en una oxidación sucesiva del amonio a nitritos y finalmente a nitratos. Los pasos de este proceso, normalmente, se llevan a cabo uno detrás del otro en un ambiente aerobio mediado por dos grupos de bacterias autótrofas quimiosintetizadoras. Las bacterias oxidantes del NAT incluyen géneros como *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* y *Nitrosovibrio*. Aquellas oxidantes de nitritos comprenden géneros como *Nitrobacter*, *Nitrococcus* y *Nitrospina* (Timmons *et al.*, 2009). Estos organismos se fijan a medios filtrantes formando una biopelícula.

La nitrificación se ve afectada por diversas variables y su comportamiento entre ellas

(Lekang, 2013). Uno de los factores limitantes es la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Este puede afectar directamente el proceso. Una concentración igual o mayor a 2 mg/l puede resultar en una tasa de nitrificación adecuada. Las bacterias que intervienen tienen una alta sensibilidad a la temperatura. Valores entre 10 y 15 °C en el agua requieren reactores con largos tiempos de retención para permitir el crecimiento de bacterias nitrificantes. El pH y la alcalinidad tienen un impacto importante en la eficiencia de conversión de NAT a nitritos y estos a nitratos. Cuando se tienen valores de pH menores que cuatro se inhibe el proceso. La alcalinidad, entonces, tiene dos funciones: mantener niveles de pH por arriba del valor neutro, y para contrarrestar concentración de iones hidrógeno en el agua mediante un sistema *buffer* donde se implica a los carbonatos y bicarbonatos.

La concentración de materia orgánica disuelta en el agua es uno de los factores críticos que afectan la operación de la nitrificación. Las bacterias heterótrofas —encargadas de remover la materia orgánica— tienen una tasa de crecimiento máxima cinco veces mayor que las bacterias nitrificantes, por lo que las bacterias heterótrofas tienen mayor éxito al competir por el espacio y el oxígeno disuelto en la biopelícula; en consecuencia, pueden llegar a inhibir la nitrificación (Lekang, 2013).

Para remover las especies nitrogenadas se han propuesto diferentes tecnologías de filtración biológica; sin embargo, un biofiltro ideal es aquel que remueve 100% del amonio y los nitritos, es de bajo costo, no es presurizado, no requiere de mantenimiento para su operación y no retiene sólidos. Desafortunadamente no existe un biofiltro que cumpla todas estas características. Todo biofiltro tiene ventajas y desventajas en las diferentes áreas de aplicación.

Los SRA que se aplican en grandes escalas comerciales tienden a utilizar biofiltros granulares, como lechos expandidos, fluidizados y de perdigones flotantes; no obstante, hay diferentes tipos de biofiltros que son utilizados, como biofiltros sumergidos, percoladores, bicilindros, biofiltros de perdigones flotantes, etcétera (Timmons *et al.*, 2009).

El objeto de este trabajo es evaluar la eficiencia del proceso de remoción de nitrógeno en biofiltros acuícolas de biomasa fija en zonas de grandes altitudes y temperaturas del agua bajas. Para evaluar el desempeño de los biofiltros (eficiencia de remoción), Drennan *et al.* (2006) proponen correlacionar la concentración de nitrógeno amoniacal total (NAT) en el influente del biofiltro y la tasa volumétrica de remoción de nitrógeno amoniacal (TVC_{NAT}):

$$TVC_{NAT} \left(\frac{g-N}{m^3 d} \right) = \left(CA_I \left(\frac{g-N}{m^3} \right) - CA_E \left(\frac{g-N}{m^3} \right) \right) \frac{Q \left(\frac{m^3}{d} \right)}{V_b \left(m^3 \right)} \quad (1)$$

Donde TVC_{NAT} = tasa volumétrica de remoción de nitrógeno amoniacal; CA_I = concentración de nitrógeno amoniacal en el influente del biofiltro; CA_E = concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente del biofiltro; Q = caudal que pasa a través del biofiltro, y V_b = volumen de empaque en el biofiltro.

Zhu y Chen (1999) reportan tasas en reactores de lechos fluidizados de 374 g NAT/m³·d; sin embargo, en trabajos subsecuentes reportan tasas de 312 y 291 g NAT/m³·d para el mismo filtro (Zhu & Chen, 2001). Para filtros de arena fluidizado, Ling y Chen (2005) lograron tasas de 956 g NAT/m³·d y 4 917 g NAT/m³·d, con una razón (C/N) de 1.0 y 2.0, respectivamente. Cabe subrayar que todos los estudios previos se hicieron bajo condiciones de laboratorio y con cultivos mono-específicos.

Estudios a escala piloto reportan tasas volumétricas de conversión de nitrógeno amoniacal total para filtros de perdigones y fluidizados de arena de 127 y 117 g NAT/m³·d, respectivamente (Pfeiffer & Malone, 2006). A nivel comercial, Guerdat, Losordo, Classena, Osborne y DeLonga (2010) reportan tasas de 704 g NAT/m³·d para un filtro de lecho fluidizado, 267 g NAT/m³·d para un biorreactor de poco espacio y 586 g NAT/m³·d para un filtro de perdigones.

Los valores de las TVC_{NAT} se ven afectados por factores ambientales, como temperatura, concentración de oxígeno, pH y cargas de nitrógeno y carbono, así como por el manejo que se le da al biofiltro (Suhr & Pedersen, 2010). Entre mayor sea la concentración de contaminantes, mayor será la remoción de NAT. Sin embargo, la eficiencia de remoción de NAT no depende de la TVC_{NAT} pues entre más estable es el comportamiento entre el flujo de agua y el empaque del biofiltro mayor es la eficiencia (Pfeiffer & Wills, 2011; Suhr & Pedersen, 2010).

La tasa de conversión de NAT por lo general se relaciona con el volumen de empaque utilizado en el biofiltro. Se utiliza el volumen por la dificultad de estimar el área efectiva de empaque. Cuando es posible determinar el área se pueden reportar los valores en función de ésta. Pedersen, Oosterveld y Pedersen (2015) reportan valores de tasa métrica de conversión de nitrógeno amoniacal total (TMC_{NAT}) de 0.2 y 0.14 g NAT/m²·d para biofiltros de lechos suspendidos y lechos de biomasa fija, respectivamente.

Metodología

Se llevó a cabo un experimento de 62 días en un biofiltro percolador-columna de arena inserto en un sistema de recirculación acuícola (SRA) para la producción de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), que se encuentra ubicado en el Centro Interamericano del Agua, a 2 660 msnm, en la meseta central de México. Este sistema consiste en un estanque acuícola circular con remoción de sólidos al centro del mismo y un biofiltro percolador-columna de arena denominado UFiPA. Se utilizó un caudal de 2.1 l/s (181.44 m³/d). Diariamente se purgaron 100 litros de agua con residuos sólidos del estanque, mismos que se repusieron con agua de lluvia cosechada.

Se introdujeron 418 organismos con una longitud de 19 cm y peso de 287 g. Se inició con una biomasa de 119.96 kg a una densidad de 13.3 kg/m³. Se alimentaron diariamente con dieta balanceada de la marca El Pedregal; la ración y el tamaño del gránulo se determinaron con base

en las recomendaciones del fabricante.

Se utilizó agua cosechada de lluvia (cuadro 1). Se agregó sal, cal y bicarbonato de sodio para adecuarla a las condiciones fisicoquímicas que permitieran un crecimiento adecuado de los organismos.

El agua empleada fue suficiente para llenar una vez el prototipo y para reponer el agua debido a pérdidas por evaporación, drenado de lodos, toma de muestras, operación del tren de tratamiento y probables fugas. De acuerdo con investigaciones anteriores (García-Pulido, Gallego-Alarcón, Díaz-Delgado, Fall, & Burrola-Aguilar, 2011), este volumen es estimado en 2.0% del total del sistema.

El origen de las especies nitrogenadas (NAT) en el agua de lluvia fue, como lo mencionan Evans, Coombes y Dunstan (2006), la contaminación del techo del laboratorio por aves, insectos o pequeños mamíferos que defecan o mueren en la superficie que colecta el agua. Para descartar el problema se eliminó el agua derivada de las primeras lluvias de la temporada (Lee, Lau, Kayhanian, & Stenstrom, 2004). Sin embargo, aun así se tuvo una concentración de nitrógeno amoniacal total en el agua pluvial de 0.92 mg N-NAT/L, la cual se disminuyó al pasar por el tren de tratamiento del SRA.

Maduración del sistema

La maduración de un biofiltro se entiende como el momento en el cual se logra la máxima capacidad del mismo. Según varios autores, ésta se logra cuando la concentración de NAT en el efluente se estabiliza por debajo de 0.7 mg/l (Timmons *et al.*, 2009; Colt, Lamoureux, Patterson, & Rogers, 2006; Sandu, Boardman, Watten, & Brazil, 2002; Menasveta *et al.*, 2001; Zhu & Chen, 2001). Este proceso se obtiene cuando el empaque se ha poblado por una comunidad de bacterias especializadas en la oxidación de los nutrientes disueltos en el agua. Se consideró maduro el biofiltro una vez sembrados cien organismos de la especie *Oncorhynchus mykiss* (trucha arcoíris), peces y cuando la concentración de nitrógeno amoniacal total en el efluente

Cuadro 1. Caracterización de agua de lluvia utilizada.

Parámetro	Unidades	Valor medido		Intervalo óptimo para el cultivo de la trucha	Referencia
		Aceptable	No aceptable		
OD	(mg/l)	6.6		> 5.0 7.8	Blanco (1995) Timmons <i>et al.</i> (2002) <i>Diario Oficial de la Federación</i> (DOF, 1989)
DQO _T	(mg/l)	4.9		< 150	García-Pulido (2008)
N-NH ₃	(mg/l)		0.92	< 1.0 < 0.7	Timmons <i>et al.</i> (2002) García-Pulido (2008)
N-NO ₂ ⁻	(mg/l)	0.021		< 0.5 < 0.39	Timmons <i>et al.</i> (2002) Russo y Thurston (1991)
N-NO ₃ ⁻	(mg/l)	1.7		< 1,360	Russo y Thurston (1991)
SST	(mg/l)	14		< 80	Blanco (1995) Timmons <i>et al.</i> (2002)
Ca	(mg/l)		1.41	> 50 4 - 160	Klontz (1991) Timmons <i>et al.</i> (2002)
K	(mg/l)	0.18		< 5	Timmons <i>et al.</i> (2002)
Mn	(mg/l)	0.25		< 0.01	Timmons <i>et al.</i> (2002)
Na	(mg/l)	0.22		< 75	Timmons <i>et al.</i> (2002)
Cl	(mg/l)	2.30		< 250	DOF (1989)
SO ₄ ⁻²	(mg/l)	< 5.0		< 50	Timmons <i>et al.</i> (2002)
Fe	(mg/l)	0.14		< 1.0 < 0.15	Klontz (1991) DOF (1989) Timmons <i>et al.</i> (2002)
Mg	(mg/l)	0.19		< 15	Timmons <i>et al.</i> (2002)
pH			5.5	6.7 - 8.5 6.5 - 8.5 6.5 - 8.0 7.6 - 8.5	Klontz (1991) Timmons <i>et al.</i> (2002) DOF (1989) García-Pulido (2008)
Alcalinidad	(mg/l Ca CO ₃)		3.21	50 - 300	Timmons <i>et al.</i> (2002)
Acidez	(mg/l CaCO ₃)	5.16			
Temperatura	(°C)		17	14 - 16 10 - 15	Timmons <i>et al.</i> (2002) DOF (1989)

del estanque fue constante por debajo de 0.2 mg NAT/l.

Monitoreo del tren de tratamiento

El monitoreo del sistema se llevó a cabo en la entrada y salida del biofiltro (figura 1). Para determinar la TVC_{NAT} se analizó la concentración de nitrógeno amoniacal total (NAT) en laboratorio, y oxígeno disuelto (OD), temperatura y

pH *in situ*. La determinación de los parámetros medidos *in situ* se realizó diariamente entre las 7:00 y las 8:00 horas para evaluar las condiciones más críticas de los mismos.

De manera paralela, para determinar la eficiencia de remoción se llevó a cabo en los mismos puntos de muestreo el monitoreo de nitritos (N-NO₂), nitratos (N-NO₃), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST) y alcalinidad.

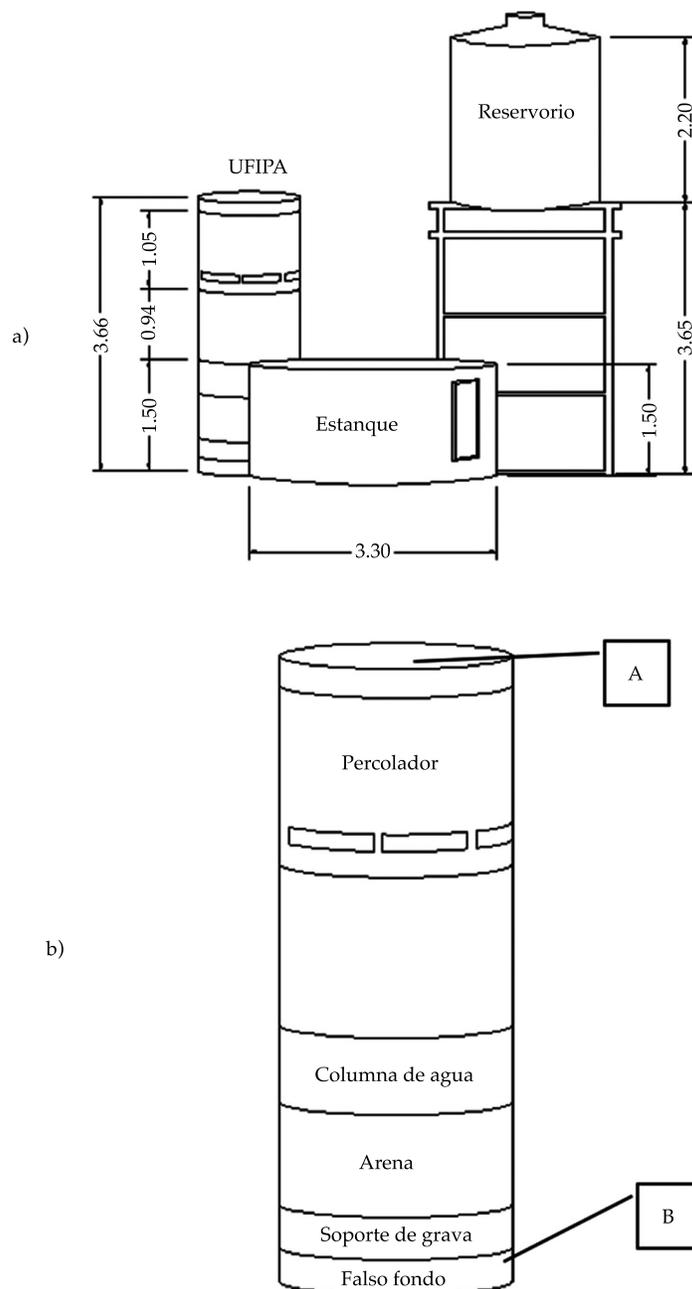


Figura 1. Esquema del (a) Sistema de recirculación acuícola (unidades en metros) y del (b) biofiltro percolador-columna de arena. A, B, C puntos de muestreo en el biofiltro; D y E puntos de muestreo en el estanque.

La determinación del NAT se realizó dos veces por semana, considerando una estrategia de muestreo aleatorio estratificado para lograr estimaciones más precisas (con menor varianza) para toda la población (Lohr,

2000). Como estratos fueron considerados los intervalos de la biomasa. Con un tamaño de muestra de 67 individuos se obtuvo una precisión de 12.5%, con un nivel de confianza $(1-\alpha)$ de 95%.

Modelación de la tasa volumétrica de conversión del nitrógeno amoniacal total

Con base en los datos de NAT adquiridos se determinó la tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal total. La tasa se estimó diariamente con base en la ecuación (1) (Guerdat, Losordo, Classena, Osborne, & DeLonga, 2010; Malone & Pfeiffer, 2006; Drennan *et al.*, 2006). Debido a que las concentraciones de NAT fueron bajas, la TVC_{NAT} se modeló mediante una regresión lineal (Malone & Pfeiffer, 2006).

Resultados y discusión

Maduración del biofiltro

El tiempo de maduración fue de 37 días, momento en el cual la concentración de NAT en el estanque se estabilizó y resultó menor a 0.2 mg

de NAT/l (Colt *et al.*, 2006). Cuando el sistema se consideró maduro, se sembró el resto de los organismos para llegar a la biomasa inicial de estudio.

La figura 2 muestra el comportamiento del NAT a la salida del biofiltro en función del tiempo. Se dio un incremento de la concentración de nitrógeno amoniacal total hasta el día 22; después, ésta cae a valores menores a 0.2 mg NAT/l, lo que indicó que se tenía una población aceptable de bacterias en el biofiltro que oxidan los compuestos nitrogenados.

El lapso utilizado para madurar los biofiltros varía de 7 a 60 días. Depende de varios factores, los principales son la temperatura del agua y la concentración de nutrientes en la misma. Esta última se logró con la introducción de truchas al estanque, que aportaron en promedio 1.10 ± 0.60 mg NAT/l al influente del biofiltro. La temperatura media del agua en el estudio fue de

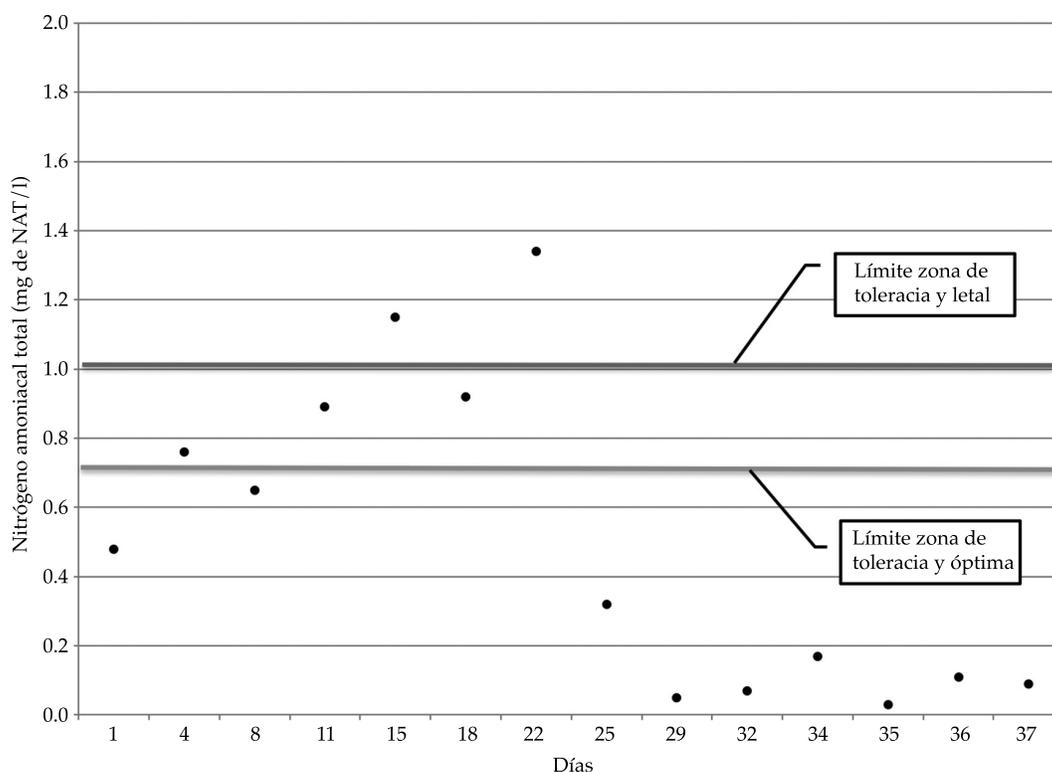


Figura 2. Comportamiento del nitrógeno amoniacal total en el tiempo de maduración del biofiltro. Límites óptimos, de tolerancia y letales tomados de García-Pulido *et al.* (2011).

17.09 ± 1.27 °C. Tales valores llevaron al biofiltro a madurar en 5.2 semanas, dentro del intervalo reportado (Colt *et al.*, 2006; Sandu *et al.*, 2002; Menasveta *et al.*, 2001; Zhu & Chen, 2001).

Desarrollo de la trucha arcoíris

La biomasa alcanzada fue de 180.42 kg, con un peso promedio de 472.31 ± 66.78 g, una densidad de 28.73 kg/m³ (61 org/m³), un incremento diario en el peso de 4.23 g/d, con una tasa específica de crecimiento (TEC) de 0.74% peso/d. El consumo total de alimento fue de 157.07 kg, con un porcentaje de ración diaria de alimento balanceado (45% de proteína y 16% de lípidos) de 1.13 ± 0.23%, con un factor de conversión alimenticia (FCA) de 1.37.

Con base en la TEC, el crecimiento estuvo en niveles aceptables, pero bajos. Los intervalos reportados se encuentran entre 0.82 y 2.03% peso/d (Safari & Mehraban, 2014; Dalsgaard, Larsen, & Pedersen, 2015; Papoutsoglou *et al.*, 2013; Larsen, Skov, & Jokumsen, 2012; McKenzie *et al.*, 2012; Karakatsouli *et al.*, 2008; Papoutsoglou, Karakatsouli, & Chiras, 2005). Sin embargo, los trabajos reportados con valores altos de la TEC se hicieron bajo condiciones de laboratorio, con un manejo controlado de los factores que influyen en el crecimiento.

La mortalidad de 1.84 ± 1.93% se mantuvo por debajo de lo reportado por Blanco (1995) para la fase de engorda de la trucha arcoíris. De acuerdo con este autor, un cultivo de flujo abierto (tecnología tradicional) tiene mortalidades del orden de 2% en esta fase.

Eficiencia de remoción del biofiltro

Cuando la cantidad de materia orgánica, representada por la DQO, es baja (menor que 50 mg/l), los biofiltros se especializan en la remoción de especies nitrogenadas. En este comportamiento, si bien existe remoción de materia orgánica, no es significativa (Eding, Kamstra, Verreth, Huisman, & Klapwijk, 2006). Las cargas de materia orgánica que entraban al biofiltro eran, en promedio, de 49.27 ± 0.33 mg/l; la

remoción de DQO en el percolador fue de 11.14 ± 0.67%. Aun en este porcentaje de remoción, la materia orgánica no representaba un peligro para los peces (García-Pulido *et al.*, 2011).

La característica anterior, normal en una producción acuícola (García-Pulido *et al.*, 2011), llevó a diseñar el percolador en el tren de tratamiento como un biofiltro para remover las especies nitrogenadas disueltas en el agua, primordialmente el nitrógeno amoniacal total. Este ion es el principal factor limitante para la vida acuática y, en consecuencia, en la producción trutícola es indispensable conocer y controlar su concentración en el agua, pues aun a niveles muy bajos (< 1.0 mg/l) puede llegar a ser tóxico. Timmons y Ebeling (2010) mencionan que en concentraciones mayores a 1.0 mg/l es letal para la trucha arcoíris.

La eficiencia del biofiltro con base en la remoción de especies nitrogenadas fue 77.22 ± 0.5%, 26.46 ± 0.58% para NAT y N-NO₂, respectivamente (figura 3). Dos factores que contribuyeron a contar con una remoción menor que 80% de nitrógeno amoniacal total fueron el pH y la alcalinidad. Aunque estos parámetros se mantuvieron en intervalos de tolerancia y óptimos (pH 6.98 ± 0.07 y alcalinidad 65.14 ± 0.69 mg/l como CaCO₃), Bonvendeur (1989) indica que el pH a un valor de 8 permite 100% de la nitrificación en un biofiltro. En función de la disminución de éste, el valor de remoción de compuestos nitrogenados desciende. Valores de pH menores a 7 inhiben el proceso de nitrificación (Boyd & Craig, 2012).

La alcalinidad es un parámetro determinante para que el proceso de nitrificación se lleve a cabo en condiciones adecuadas (Boyd, 1990). Los carbonatos representados por la alcalinidad son coadyuvantes para la producción de biomasa de bacterias nitrificantes (Timmons & Ebeling, 2010). La concentración de alcalinidad en el influente del biofiltro fue de 65.14 ± 0.69 mg/l como CaCO₃. Una buena nitrificación se logra con alcalinidad mayor a 100 mg/l como CaCO₃; sin embargo, a 50 mg/l como CaCO₃ este proceso se lleva a cabo con eficiencia aceptable (mayor que 60%); pero en concentraciones menores que

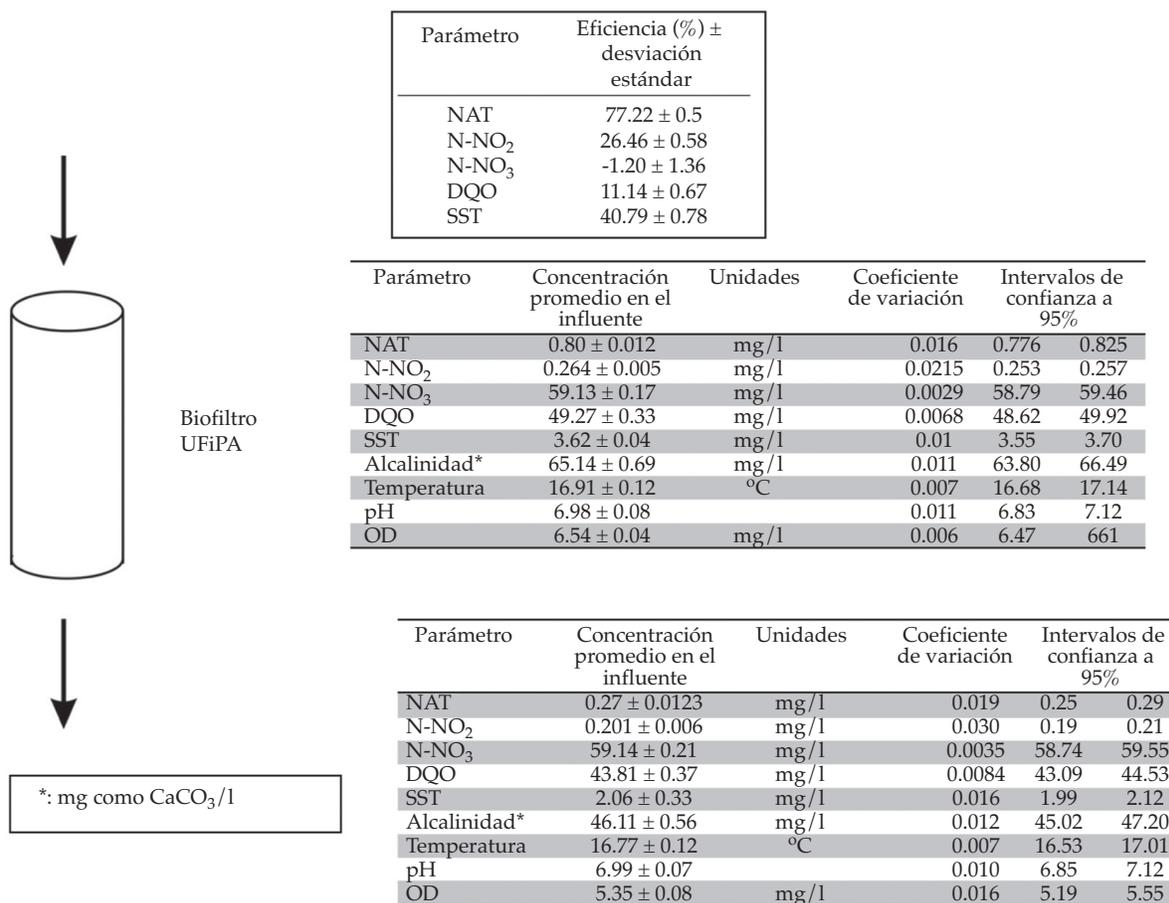


Figura 3. Eficiencia remoción de nutrientes del biofiltro, concentraciones en el influente y el efluente del mismo.

25 mg/l como CaCO₃ puede ser letal para la biopelícula del percolador (Timmons & Ebeling, 2010; Loyless & Malone, 1997).

Aun con el impacto de estos factores, las concentraciones de los parámetros limitantes en el efluente del biofiltro fueron aceptables para permitir la vida de la trucha arcoíris (cuadro 3).

El biofiltro consiste en dos operaciones unitarias que se llevan a cabo mediante el percolador y la columna de arena. En el primero se efectúa el proceso de biofiltración, en la columna de arena también se realiza la biofiltración y a la vez se remueven sólidos originados en el estanque y en el percolador. Los SST fueron removidos en 40.79 ± 0.78%. Aunque se puede considerar como una remoción baja, el intervalo de trabajo de

este filtro para los sólidos entre la concentración de entrada y salida fue de 1.56 mg/l.

La columna de arena se diseñó con características similares a un filtro lento de arena. Tuvo como objetivo depurar el agua mediante la sedimentación, filtración mecánica y biológica. Una de las funciones básicas de la filtración lenta es que lleve a cabo los procesos de nitrificación y oxidación de la materia orgánica. El tiempo de retención hidráulica (TRH) fue de 30 minutos, que con base en un filtro de arena lento para potabilización fue muy rápido. El TRH está en función de la carga de materia orgánica y nutrientes (Metcalf & Eddy, 2013). Las cargas de nutrientes y materia orgánica con las que se contó en el agua residual acuícola permiten

reducir los tiempos de retención hidráulica para los filtros lentos de arena y aún así conservar sus funciones. No obstante, las concentraciones de materia orgánica, sólidos y compuestos nitrogenados se mantuvieron en niveles óptimos para el cultivo.

Tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal total

Se modeló la tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal total (TVC_{NAT}), que se define como el incremento diario de NAT convertido a nitrito ($N-NO_2$) por unidad de volumen

(Timmons *et al.*, 2009). El biofiltro se analizó en tres etapas: 1) biofiltro UFiPA, 2) percolador y 3) columna de arena.

El biofiltro UFiPA presentó una dependencia lineal ($R^2 = 0.8211$; $R = 0.9061$) entre la concentración de NAT en el influente del reactor y su conversión a nitritos. De manera particular, tanto el percolador como la columna de arena presentaron también un comportamiento lineal. Con una fuerte dependencia $R^2 = 0.913$, $R = 0.956$ y $R^2 = 0.723$, $R = 0.851$, para el filtro de arena y el percolador, respectivamente (figura 4). La dependencia lineal entre la concentración de nitrógeno amoniacal total a bajas concentraciones

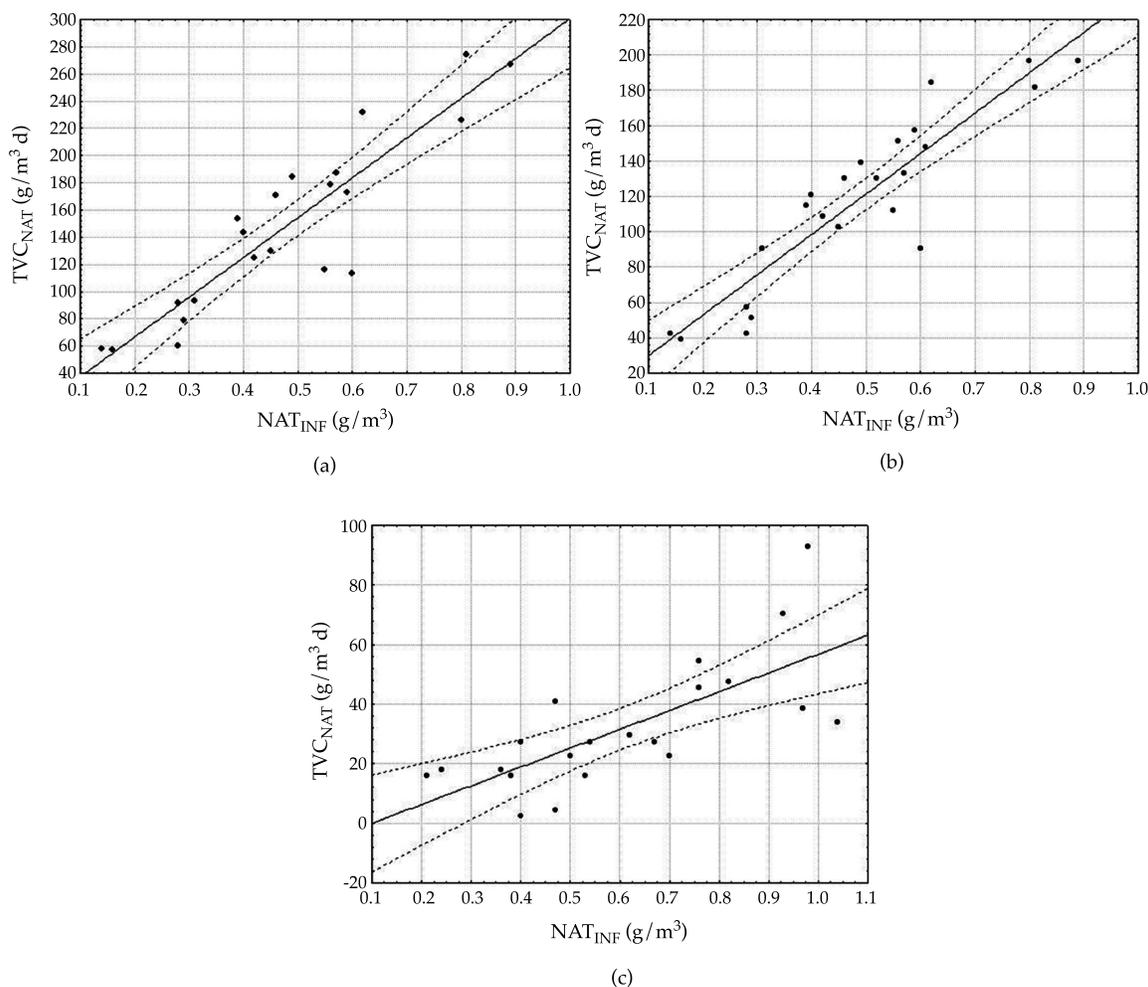


Figura 4. Efecto de la concentración de nitrógeno amoniacal en el influente y la tasa volumétrica de conversión de nitrógeno amoniacal total (TVC_{NAT}) en: (a) el biofiltro UFiPA, (b) la columna de arena y (c) el percolador.

y la TVC_{NAT} ha sido concurrente en estudios previos en que se evaluó el desempeño de biofiltros (Guerdat *et al.*, 2010; Zhu & Chen, 1999).

Las tasas resultantes (cuadro 2) fueron menores a las reportadas en estudios realizados bajo condiciones de laboratorio. En el estudio de Liu, Che y Zhang (2013) utilizaron un biofiltro de perdigones secuencial donde llegaron a valores de 400 g de NAT/m³·d. Wu, Bao y Liu (2008) utilizaron un biofiltro de perdigones y obtuvieron tasas de 172 g de NAT/m³·d con concentraciones de NAT en el influente entre 2 y 3 g/m³. Zhu y Chen (1999) reportan tasas en reactores de lechos fluidizados de 374 g NAT/m³·d. Para el mismo biofiltro, en trabajos subsiguientes, reportan tasas de 312 y 291 g NAT/m³·d (Zhu & Chen, 2001). En filtros de arena fluidizado, Ling y Chen (2005) lograron tasas de 956 g NAT/m³·d y 4 917 g NAT/m³·d, con una razón (C/N) de 1.0 y 2.0, respectivamente.

Estudios realizados a escala piloto reportan TVC_{NAT} para filtros de perdigones y filtros fluidizados de arena de 127 y 117 g NAT/m³·d, respectivamente (Pfeiffer & Malone, 2006). A nivel comercial, Guerdat *et al.* (2010) reportan tasas de 704 g NAT/m³·d para un filtro de lecho fluidizado, 267 g NAT/m³·d para un birreactor de poco espacio y 586 g NAT/m³·d para un filtro de perdigones. Pedersen, Oosterveld y Pedersen (2015) evaluaron filtros de lechos suspendidos con tasas de 140 g de NAT/m³·d, con una eficiencia de remoción de NAT entre 49 y 59%.

Los valores reportados para las TVC_{NAT} (117-4 917 g de NAT/m³·d) depende principalmente del tipo de biofiltro y de la concentración de NAT en el influente del mismo (Pfeiffer & Wills,

2011). En este estudio, se encontraron valores bajos en las tasas con respecto a los estudios realizados bajo condiciones de laboratorio. Sin embargo, el comportamiento de las TVC_{NAT} fue similar al reportado en la producción de salmones y tilapia (Pedersen *et al.*, 2015; Pfeiffer & Malone, 2006). La etapa de producción es un tercer factor que influye en los valores de las tasas. Se estima que para la engorda de peces son aceptables valores entre 140 y 300 g de NAT/m³·d (Malone & Beecher, 2000).

Las TVC_{NAT} con valores altos son reportadas para filtros de medio móvil (filtros de perdigones, lechos suspendidos, lechos fluidizados). Los filtros de medio fijo (percoladores, biodiscos, columnas de arena) pueden llegar a tener valores 150% más bajos (Shur & Pedersen, 2010).

Aun con los valores de las TVC_{NAT} obtenidos en este estudio, la eficiencia de remoción de NAT en el biofiltro fue alta: mayor a 70%, lo que indica que esta última es independiente de las TVC_{NAT} (Pedersen *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2013). El biofiltro, percolador-columna de arena, reflejó una combinación exitosa en la remoción de NAT. Cuando se evaluó el desempeño de cada operación, los valores de las TVC_{NAT} y el porcentaje de remoción de NAT resultaron bajos para el percolador, no así para la columna de arena.

La columna de arena tuvo un desempeño adecuado por sí sola, sin embargo, no es posible separarla. En el percolador se llevan a cabo procesos como la oxidación de materia orgánica y da inicio la nitrificación. Cuando llega el agua residual a la columna, ésta remueve con mayor facilidad los compuestos nitrogenados y la materia orgánica.

Cuadro 2. Modelos matemáticos de la TVC_{NAT} . Donde x = concentración de NAT en el influente en g/m³; y = TVC_{NAT} en g de NAT/m³ d.

	Modelo Matemático	Coefficiente de determinación	Coefficiente de correlación	TVC_{NAT} (g NAT/m ³ ·d)
Biofiltro UFiPA	$y = 292.661x + 8.1215$	0.8211	0.9061	147.12 ± 59.26
Percolador	$y = 63.083x - 6.33$	0.7230	0.8510	34.99 ± 41.20
Columna de arena	$y = 228.45x + 7.18$	0.9130	0.9560	119.65 ± 42.71

Conclusión

El biofiltro UFiPA, combinación de percolador-columna de arena, tuvo un desarrollo especializado en la remoción de compuestos nitrogenados. Tiene una eficiencia de remoción de NAT mayor que 70%, con valores bajos de TVC_{NAT} (147.12 ± 59.26 g NAT/m³·d). Este biofiltro mantuvo los parámetros limitantes disueltos en el agua por debajo del nivel tóxico para la producción sustentable de trucha arcoíris.

Referencias

- Blanco, C. C. (1995). *La trucha, cría industrial*. Madrid: Mundi-prensa.
- Bonvendeur, J. (1989). *Fixed biofilm reactors applied to wastewater treatment and aquacultural water recirculating systems*. Amsterdam: Wageningen.
- Boyd, C. E. (1990). *Water quality in ponds for aquaculture*. Alabama: Auburn University.
- Boyd, C. E., & Craig, S. T. (2012). *Pond aquaculture water quality management*. New York: Springer.
- Colt, J., Lamoureux, J., Patterson, R., & Rogers, G. (2006). Reporting standards for biofilter performance studies. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 377-388, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2005.09.002.
- Dalsgaard, J., Larsen, B. K., & Pedersen, B. P. (2015). Nitrogen waste from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) with particular focus on urea. *Aquacultural Engineering*, 65(2-9), DOI: 10.1016/j.aquaeng.2014.10.004.
- DOF (1989). Acuerdo por el que se establecen los criterios de calidad del agua *Diario Oficial de la Federación*, 435(9), CE-CCA-001/89.
- Drennan, G. D., Hosler, C. K., Francis, M., Weaver, D., Aneshansley, E., Beckman, G., Johnson, H. C., & Cristinag, M. C. (2006). Standardized evaluation and rating of biofilters: II. Manufacturer's and user's perspective. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 403-416, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2005.07.001.
- Eding, E. H., Kamstra, A., Verreth, J. A. J., Huisman, E. A., & Klapwijk, A. (2006). Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 234-260, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2005.09.007.
- Evans, A. C., Coombes, J. P., & Dunstan, H. R. (2006). Wind, rain and bacteria: The effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater. *Water Research*, 40(1), 37-44, DOI: 10.1016/j.watres.2005.10.034.
- García-Pulido, D., Gallego-Alarcón, I., Díaz-Delgado, C., Fall, C., & Burrola-Aguilar, C. (2011). Evaluación de un sistema de recirculación y acondicionamiento de agua en truiticultura. *Water Technology and Sciences*, 2(2), 83-96.
- García-Pulido, D. (2008). *Evaluación de un sistema prototipo integral de cultivo de trucha con tratamiento y reciclado del efluente*. Tesis de doctorado. México, DF: CIRA, Facultad de Ingeniería, UAEM.
- Guerdat, C. T., Losordo, M. T., Classena, J. J., Osborn, A. J., & DeLonga, P. D. (2010). An evaluation of commercially available biological filters for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 42(1), 38-49, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2009.10.002.
- Karakatsouli, N., Papoutsoglou, E. S., Papoutsoglou, E. G., Papoutsoglou, S. E., Chadio, S., & Kalogiannis, D. (2008). Effects of light spectrum on growth and stress response of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* reared under recirculating system conditions. *Aquacultural Engineering*, 38(1), 36-42, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2007.10.006.
- Klontz, W. G. (1991). *Producción de trucha arcoíris en granjas familiares*. Moscow, USA: Universidad de Idaho.
- Konikoff, M. (1975). Toxicity of nitrite to channel catfish. *The Progressive Fish Culturist*. (North American Journal of Aquaculture) 37(2), 96-98, DOI: 10.1577/1548-8659(1975)37[96:TONTCC]2.0.CO;2.
- Larsen, K. B., Skov, V. P., & Jokumsen, A. (2012). The effects of stocking density and low level sustained exercise on the energetic efficiency of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) reared at 19 °C. *Aquaculture*, 324-325, 226-233, DOI: 10.1016/j.aquaculture.2011.10.021.
- Lee, H., Lau S., Kayhanian, M., & Stenstrom, M. (2004). Seasonal first flush phenomenon of urban storm water discharges. *Water Research*, 38(19), 4153-4163, DOI: 10.1016/j.watres.2004.07.012.
- Lekang, O. (2013). *Aquaculture Engineering* (2a ed.). Drobakveien, Noruega: Wiley-Blackwell.
- Ling, J., & Chen, S. (2005). Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacultural Engineering*, 33(2), 150-162, doi:10.1016/j.aquaeng.2004.12.002.
- Liu, H., Che, X., & Zhang, Y. (2013). Performance of sequencing microbead biofilters in a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 52, 80-86, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2012.10.002.
- Lohr, S. L. (2000). *Muestreo: diseño y análisis*. México, DF: International Thomson Editores.
- Loyless, J. C., & Malone, F. R. (1997). A sodium bicarbonate dosing methodology for pH management in freshwater-recirculating aquaculture systems. *The Progressive Fish-Culturist*, 59, 198-205.
- Malone, F. R., & Beecher, E. L. (2000). Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warm water aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1-2), 57-73, DOI: 10.1016/S0144-8609(00)00032-7.
- Malone, F. R., & Pfeiffer, J. T. (2006). Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 389-402, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2005.08.007.

- McKenzie, D. J., Höglund, E., Dupont-Prinet, A., Larsen, B. K., Skov, P. V., Pedersen, B. P., & Jokumsen, A. (2012). Effects of stocking density and sustained aerobic exercise on growth, energetics and welfare of rainbow trout. *Aquaculture*, 338-341, 216-222, DOI: 10.1016/j.aquaculture.2012.01.020.
- Menasveta, P., Panritdam, T., Sihanonth, P., Powtongsook, S., Chuntape, B., & Lee, P. (2001). Design and function of a closed, recirculating seawater system with denitrification for the culture of black tiger shrimp broodstock. *Aquacultural Engineering*, 25(1), 35-49, DOI: 10.1016/S0144-8609(01)00069-3.
- Metcalf & Eddy (2013). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). New York: McGraw Hill.
- Papoutsoglou, E. S., Karakatsouli, N., & Chiras, G. (2005). Dietary l-tryptophan and tank colour effects on growth performance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) juveniles reared in a recirculating water system. *Aquacultural Engineering*, 32(2), 277-284, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2004.04.004.
- Papoutsoglou, E. S., Karakatsouli, N., Skouradakis, C., Papoutsoglou, S. E., Batzina, A., Leondaritis, G., & Sakellaridis, N. (2013). Effect of musical stimuli and white noise on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and physiology in recirculating water conditions. *Aquacultural Engineering*, 55, 16-22, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2013.01.003.
- Pedersen, F. L., Oosterveld, R., & Pedersen, B. P. (2015). Nitrification performance and robustness of fixed and moving bed biofilters having identical carrier elements. *Aquacultural Engineering*, 65, 37-45, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2014.10.005.
- Pfeiffer, J. T., & Malone, F. R. (2006). Nitrification performance of a propeller-washed bead clarifier supporting a fluidized sand biofilter in a recirculating warm water fish system. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 311-321, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2005.09.003.
- Pfeiffer, J. T., & Wills, S. P. (2011). Evaluation of three types of structured floating plastic media in moving bed biofilters for total ammonia nitrogen removal in a low salinity hatchery recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 45(2), 51-59, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2011.06.003.
- Russo, C. R., & Thurston, R. V. (1991). Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. *Aquaculture and Water Quality*, 3, 58-89.
- Safari, O., & Mehraban, M. S. A. (2014). The effects of dietary supplement of annatto (*Bixa orellana*) seed meal on blood carotenoid content and fillet color stability in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, DOI: 10.1016/j.aquaculture.2014.12.012.
- Sandu, I. S., Boardman, D. G., Watten, J. B., & Brazil, L. B. (2002). Factors influencing the nitrification efficiency of fluidized bed filter with plastic bead medium. *Aquacultural Engineering*, 26, 41-59, DOI: 10.1016/S0144-8609(02)00003-1.
- Suhr, I. K., & Pedersen, B. P. (2010). Nitrification in moving bed and fixed bed biofilters treating effluent water from a large commercial outdoor rainbow trout RAS. *Aquacultural Engineering*, 42(1), 31-37, DOI: 10.1016/j.aquaeng.2009.10.001.
- Timmons, M. B., & Ebeling, M. J. (2010). *Recirculating Aquaculture*. Ithaca, USA: Cayuga Aqua Ventures.
- Timmons, M. B., Ebeling, M. J., & Piedrahita, H. R. (2009). *Acuicultura en sistemas de recirculación*. Ithaca, USA: Cayuga Aqua Ventures.
- Timmons, M. B., Ebeling, M. J., Summerfelt, S., Wheaton, F., & Vinci, B. (2002). *Recirculating aquaculture systems*. Ithaca, USA: Cayuga Aqua Ventures.
- Wu, F., Bao, Y., & Liu, H. (2008). The biological filtering effect of a new suspended type filter substance used in the circulating water culture system. *Fisheries Science & Technology Information*, 35(6), 293-296.
- Zhu, S., & Chen, S. (1999). An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system. *Aquacultural Engineering*, 20(4), 245-259, DOI: 10.1016/S0144-8609(99)00019-9.
- Zhu, S., & Chen, S. (2001). Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering*, 25(1-11), DOI: 10.1016/S0144-8609(01)00071-1.

Dirección institucional de los autores

Dr. Iván Gallego-Alarcón

Dr. Daury García-Pulido

Universidad Autónoma del Estado de México
 Centro Interamericano de Recursos del Agua
 Instituto Literario 100, Col. Centro
 50000 Toluca, Estado de México, México
 Teléfono: +52 (722) 2965 550
 iga@uaemex.mx
 dgarcia@uaemex.mx



Sistema de recirculación acuícola, utilizando un biofiltro UFiPA.

Foto: Iván Gallego Alarcón y Daury García Pulido.

Sistema de monitoreo satelital para el seguimiento y desarrollo de cultivos del Distrito de Riego 038

• José Luis Espinosa-Espinosa* • Enrique Palacios-Vélez •
• Leonardo Tijerina-Chávez • Héctor Flores-Magdaleno •
• Abel Quevedo-Nolasco •

Colegio de Postgraduados, México

*Autor para correspondencia

Resumen

Espinosa-Espinosa, J. L., Palacios-Vélez, E., Tijerina-Chávez, L., Flores-Magdaleno, H., & Abel Quevedo-Nolasco (enero-febrero, 2017). Sistema de monitoreo satelital para el seguimiento y desarrollo de cultivos del Distrito de Riego 038. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 95-104.

La tarea de los sistemas de asesoramiento de riego suele ser costosa en cuanto a recursos humanos y materiales por la necesidad de hacer un seguimiento intensivo en campo en áreas extensas, además de enfrentar el reto de transferir la información al usuario, agricultor o técnico por la vía adecuada y en el momento oportuno. Asimismo, las nuevas tecnologías de observación de la tierra han contribuido a que millones de hectáreas sean monitoreadas mediante sensores satelitales, haciendo más eficaz el seguimiento en campo. De igual forma, las tecnologías de la información, el Internet y la telefonía móvil permiten que la información generada por las imágenes satelitales pueda llegar al agricultor como usuario final de forma más rápida, fluida y personalizada, garantizando un seguimiento detallado y preciso de los cultivos haciendo más eficaz el trabajo de campo. La Unión Europea ha apoyado un proyecto para asesoramiento en riego a productores agrícolas denominado DEMETER (Demonstration of Earth Observation Technologies in Routine Irrigation Advisory Services), el cual ha sido exitosamente utilizado en España para el programa denominado Servicio de Asistencia en Riego Asistido por Satélite (e-SARAS), que maneja el Grupo de Teledetección y SIG de la Universidad de Castilla-La Mancha; también México participó en un proyecto que es extensión del DEMETER, denominado Pleiades (Participatory Low-Cost Earth-Observation-Assisted Irrigation Advisory: An Element Of Sustainable Water Management), con personal de la Universidad de Sonora, el Instituto Tecnológico de Sonora y el Colegio de Postgraduados en el periodo 2006-2009. El propósito de este trabajo es que los productores del Distrito de Riego 038 Río Mayo tengan disponible desde Internet un sistema de monitoreo satelital que contiene el seguimiento y desarrollo de los cultivos por medio del NDVI (Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas) por parcela; esto permitirá al productor comparar los rendimientos de ciclos pasados y permitirá que puedan tener una evaluación del desarrollo de sus cultivos para tomar decisiones necesarias y oportunas para obtener un mejor rendimiento en el actual ciclo.

Palabras clave: sensores remotos, imágenes de satélite, índice de vegetación, NDVI, visor web.

Abstract

Espinosa-Espinosa, J. L., Palacios-Vélez, E., Tijerina-Chávez, L., Flores-Magdaleno, H., & Abel Quevedo-Nolasco (January-February, 2017). *Satellite system for monitoring crop development in the Irrigation District 038*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 95-104.

The task of irrigation advisory systems is usually costly in terms of human and material resources due to the need of an intensive field monitoring in large areas. It also faces the challenge of transferring the information to the users, farmers or technicians in the right time and in the right way. Moreover, the new Earth Observation Technologies have helped millions of hectares to be monitored by satellite sensors, making the field monitoring be more effective. Similarly, the information technologies, the internet, and the mobile telephony allow the information gathered by satellite images to be available to farmers and users in a faster, smoother and more personalized way. This ensures a detailed and accurate crop monitoring and makes more efficient field work. The European Union has supported an irrigation advisory project for farmers called DEMETER (Demonstration of Earth Observation Technologies In Routine Irrigation Advisory Services), which has been successfully used in Spain for the program called Satellite Aided Irrigation Assistance Service (e-SARAS) used by the Remote Sensing and GIS Group from the University of Castilla-La Mancha. The purpose of this work is that producers from the Irrigation District 038, Rio Mayo have a monitoring web system to track their fields through the NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), this will allow the producer to compare the harvest from previous cycles and to have a better evaluation of the development of their crops in order to make appropriate decisions for a better income in the current cycle.

Keywords: Remote sensing, satellite images, vegetation index, NDVI, web visor.

Recibido: 28/04/2015
Aceptado: 12/07/2016

Introducción

La agricultura de precisión, tal como se desarrolla en la actualidad, se empezó a fomentar desde hace unas tres décadas. La evolución de tecnologías como los sensores remotos satelitales y los sistemas de posicionamiento global (GPS) han contribuido a que millones de hectáreas sean monitoreadas por esos sistemas (Hatfield, 2008), permitiendo que tales tecnologías puedan integrarse al funcionamiento rutinario de los servicios de asesoramiento de riego, mejorando así la gestión operativa diaria.

Las tecnologías de observación de la tierra mediante sensores a bordo de satélites son las más adecuadas para hacer más eficaz el seguimiento en campo, al proporcionar imágenes de la superficie terrestre a intervalos regulares (Ueno, Kawamitsu, Sun, & Maeda, 2005; Soria, 2004; Rudorff & Batista, 1990).

Los servicios de asesoramiento de riego, ligados de manera estrecha con los agricultores, se van consolidando lentamente en este nuevo papel (Martín de Santa Olalla, Brasa-Ramos, Fabeiro-Cortés, Fernández-González, & López-Córcoles, 1999) y son uno de los más importantes instrumentos de gestión para conseguir una mejor eficiencia en el uso del agua para riego.

La Unión Europea ha apoyado un proyecto para asesoramiento en riego a productores agrícolas denominado DEMETER (Demonstration of Earth Observation Technologies in Routine Irrigation Advisory Services) (DEMETER, 2002), que ha sido exitosamente utilizado en España en el programa denominado Servicio de Asistencia en Riego Asistido por Satélite (e-SARAS), que maneja el Grupo de Teledetección y SIG de la Universidad de Castilla-La Mancha; asimismo, México participó en un proyecto que es extensión del DEMETER, denominado Pleiades (Participatory Low-Cost Earth-Observation-Assisted Irrigation Advisory: An Element of Sustainable Water Management), con personal de la Universidad de Sonora, el Instituto Tecnológico de Sonora y el Colegio de Postgraduados, en el periodo 2006-2009.

El proyecto consiste en obtener imágenes del satélite Landsat 5 a través del consorcio EURIMAGE, entregadas en pocas horas después de la captura a la universidad. A estas imágenes se les realiza un proceso consistente en la corrección geométrica y estimación de las reflectividades aparentes, con lo que se obtiene el Índice de Vegetación por Diferencias Normalizadas (NDVI), el mapa de coeficientes de cultivo Kc derivado del índice anterior y la producción de una imagen en falso color con las bandas 5, 4 y 3 de la zona en estudio. Además, están tratando de agregar una corrección por variables atmosféricas.

Finalmente se les remite a los productores en un visor llamado SPIDER vía Internet, la información sobre las necesidades de agua de los cultivos y recomendaciones sobre su manejo. Esta información se envía en dos modos: un servicio general para todos los productores y un servicio personalizado por parcela a grandes productores que cooperan económicamente para conseguir la mencionada información (Palacios & García, 2012).

Se pueden utilizar varios procedimientos para obtener el coeficiente de cultivo desde las imágenes satelitales, directamente mediante los denominados Índices de Vegetación (Calera & Martín de Santa Olalla, 2005) (Moran, Inoue, & Barnes, 1997), o bien utilizando modelos de balance de energía (Tasumi & Allen, 2007). Puesto que la información ha de estar disponible para los productores en el plazo más breve posible, la mejor solución es obtener el coeficiente de cultivo a partir de los índices de vegetación (Cuesta, Montoro, Jochum, López, & Calera, 2005).

La imagen adquirida por el satélite se puede mostrar de forma semejante a una "fotografía en color" del cultivo en el instante de su adquisición, aportando información de las características de la distribución espacial del vigor de dicho cultivo.

Contar con un Sistema de Monitoreo Satelital permite que los productores del Distrito de Riego 038 Río Mayo puedan visualizar el seguimiento y desarrollo de sus cultivos por medio del Índice de Vegetación por Diferencias

Normalizadas (NDVI); también puede compararse con el mayor rendimiento de los ciclos pasados, a fin de tomar decisiones necesarias de manejo oportuno para obtener un mejor rendimiento en el ciclo actual.

Materiales y métodos

El presente trabajo se desarrolló en el Distrito de Riego 038 Río Mayo. La superficie actual del distrito está situada en los municipios de Navojoa, Etchojoa y Huatabampo, y comprende un área de 114 000 ha, de las cuales 97 891 ha están en un padrón y se riegan 88124 ha; en algunos ciclos agrícolas se incrementan hasta 92 000 ha; también se consideran terrenos agrícolas localizados fuera de su perímetro. Este distrito se localiza al sur del estado de Sonora, en la zona denominada Valle del Mayo, entre las latitudes 27° 15' y 26° 45' al norte del ecuador, así como los meridianos 109° 20' y 109° 50' con respecto al meridiano de Greenwich.

Materiales

Se adquirieron 40 imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI para cuatro ciclos agrícolas, las cuales fueron obtenidas de la página web: Global Visualization de USGS Visor (<http://glovis.usgs.gov/>) (USGS, 2011-2015). Dichas imágenes constan de ocho bandas, con una resolución espacial de 30 m para las seis bandas reflectivas (de 1 a 5 y 7), 15 m para la banda pancromática (8) y 60 m para la banda térmica (6).

En el cuadro 1 se muestra el número de imágenes utilizadas con las fechas y nombre de cada imagen por ciclo agrícola.

El *software* utilizado para el análisis y procesamiento digital de las imágenes de satélite fue *IDRISI*®, *ArcView*® y *Quantum GIS Wien 2.8.2*, por su ventaja que es *Open Source*, así como el desarrollado por Palacios (2007) para la corrección atmosférica y *EstadParcelas*, a fin de estimar valores promedio de índices de vegetación

Cuadro 1. Lista de imágenes de satélite utilizadas en el sistema de monitoreo de cuatro ciclos agrícolas.

ID	Fecha	Clave ciclo	Nombre-FCV	Nombre-NDVI
1	25/12/2011	1112	fcv_1112_111225	ndv_1112_111225
2	10/01/2012	1112	fcv_1112_120110	ndv_1112_120110
3	26/01/2012	1112	fcv_1112_120126	ndv_1112_120126
4	11/02/2012	1112	fcv_1112_120211	ndv_1112_120211
5	24/03/2012	1112	fcv_1112_120324	ndv_1112_120324
6	09/04/2012	1112	fcv_1112_120409	ndv_1112_120409
7	18/04/2012	1112	fcv_1112_120418	ndv_1112_120418
8	28/04/2012	1112	fcv_1112_120428	ndv_1112_120428
9	11/05/2012	1112	fcv_1112_120511	ndv_1112_120511
10	27/05/2012	1112	fcv_1112_120527	ndv_1112_120527
11	11/12/2012	1213	fcv_1213_121211	ndv_1213_121211
12	27/12/2012	1213	fcv_1213_121227	ndv_1213_121227
13	12/01/2013	1213	fcv_1213_130112	ndv_1213_130112
14	28/01/2013	1213	fcv_1213_130128	ndv_1213_130128
15	13/02/2013	1213	fcv_1213_130213	ndv_1213_130213
16	01/03/2013	1213	fcv_1213_130301	ndv_1213_130301
17	17/03/2013	1213	fcv_1213_130317	ndv_1213_130317
18	18/04/2013	1213	fcv_1213_130418	ndv_1213_130418
19	04/05/2013	1213	fcv_1213_130504	ndv_1213_130504
20	14/12/2013	1314	fcv_1314_131214	ndv_1314_131214

Cuadro 1 (continuación). Lista de imágenes de satélite utilizadas en el sistema de monitoreo de cuatro ciclos agrícolas.

ID	Fecha	Clave ciclo	Nombre-FCV	Nombre-NDVI
21	22/12/2013	1314	fcv_1314_131222	ndv_1314_131222
22	07/01/2014	1314	fcv_1314_1401107	ndv_1314_1401107
23	15/01/2014	1314	fcv_1314_140115	ndv_1314_140115
24	23/01/2014	1314	fcv_1314_140123	ndv_1314_140123
25	08/02/2014	1314	fcv_1314_140208	ndv_1314_140208
26	24/02/2014	1314	fcv_1314_140224	ndv_1314_140224
27	28/03/2014	1314	fcv_1314_140328	ndv_1314_140328
28	06/04/2014	1314	fcv_1314_140406	ndv_1314_140406
29	21/04/2014	1314	fcv_1314_140421	ndv_1314_140421
30	23/11/2014	1415	fcv_1415_141123	ndv_1415_141123
31	01/12/2014	1415	fcv_1415_141201	ndv_1415_141201
32	17/12/2014	1415	fcv_1415_141217	ndv_1415_141217
33	02/01/2015	1415	fcv_1415_150102	ndv_1415_150102
34	10/01/2015	1415	fcv_1415_150110	ndv_1415_150110
35	18/01/2015	1415	fcv_1415_150118	ndv_1415_150118
36	03/02/2015	1415	fcv_1415_150203	ndv_1415_150203
37	11/02/2015	1415	fcv_1415_150211	ndv_1415_150211
38	27/02/2015	1415	fcv_1415_150227	ndv_1415_150227
39	23/03/2015	1415	fcv_1415_150323	ndv_1415_150323
40	16/04/2015	1415	fcv_1415_150416	ndv_1415_150416

dentro de los límites de las parcelas de estudio.

Para el desarrollo e instalación de la aplicación del Sistema de Monitoreo Satelital se utilizaron los siguientes programas: *Eclipse IDE for Java EE Developers*, *HeidiSQL*, *XAMPP*. Las herramientas y lenguajes de programación web usadas fueron *Java*, *Javascript*, *jQuery*, *Css*, *Html*, *OpenLayers* y *MySQL*. La instalación se realizó en el Sistema Operativo *Ubuntu server 12.04.3 LTS Linux*, con *Glassfish 04*, contenedor de aplicaciones web, como *Geoserver 2.3* es contenedor de almacén de datos geospaciales, y la misma aplicación web Sistema de Monitoreo Satelital. En la figura 1 se muestra la forma en que se integra el *software*.

Metodología

La notable diferencia de la reflectividad entre las bandas visibles y los infrarrojos, especialmente el rojo (utilizado en la fotosíntesis) y la del infrarrojo cercano (reflejado) permite calcular varios

índices de vegetación, que pueden ser un buen indicador del desarrollo de los cultivos y aún estimar su rendimiento futuro. Entre estos índices suele utilizarse para medir el desarrollo de la vegetación el denominado "Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas" (NDVI, por sus siglas en inglés) (Rouse et al., 1974), citado por Jensen (2000), cuyo valor se calcula con las reflectividades en las bandas roja (ρ_r) (0.60 a 0.70 μm) e infrarroja cercana (ρ_i) (0.70 a 1.3 μm). La fórmula para su cálculo es:

$$NDVI = \frac{\rho_i - \rho_r}{\rho_i + \rho_r} \quad (1)$$

Para el cumplimiento de los objetivos planteados se llevaron a cabo las siguientes actividades.

Tratamiento de las imágenes

Se realizaron las siguientes actividades para el tratamiento de las imágenes satelitales: recorte

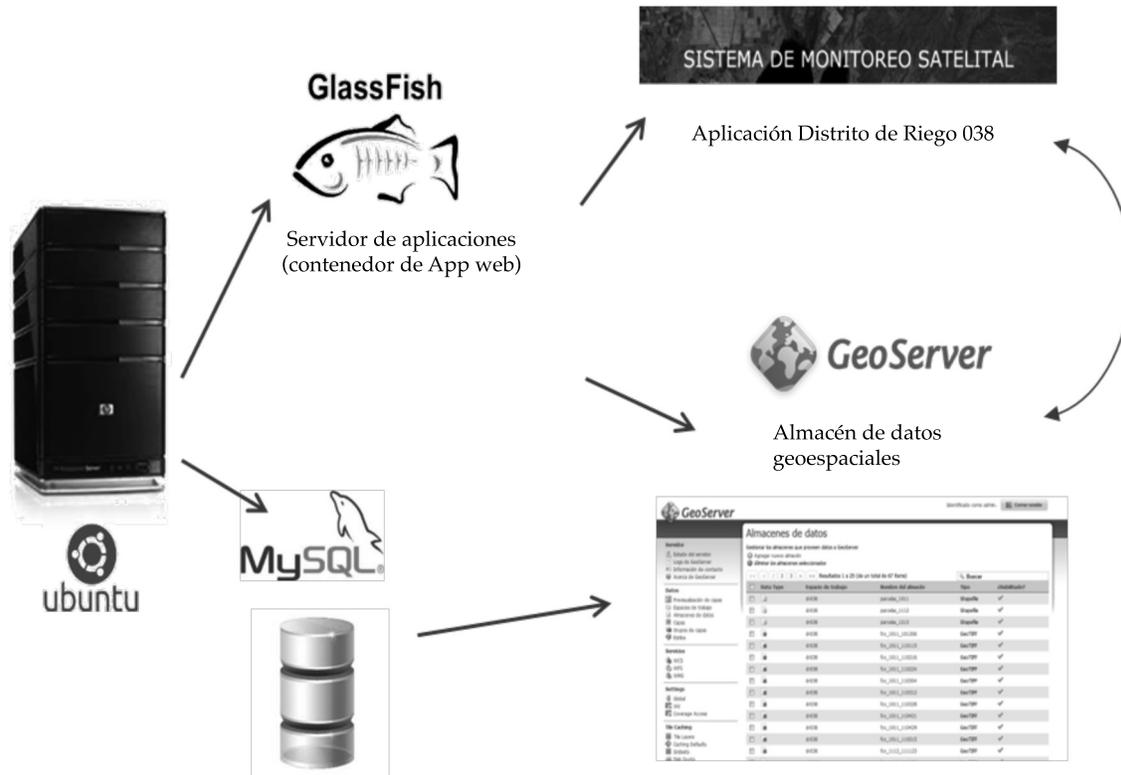


Figura 1. Integración del software.

de la imagen para la zona de estudio (DR 038), corrección atmosférica y transformación de los valores de radiancia a reflectancia aparente. Estos cálculos permitieron transformar los valores originales de cada imagen Landsat en parámetros físicos. Después se obtuvieron los Índices de Vegetación de Diferencias Normalizada (NDVI) para las diferentes imágenes satelitales y por último los valores obtenidos del NDVI para cada imagen se agregaron a cada parcela con el programa *EstadParcelas* para generar una base de datos con los valores acumulados del NDVI; esto, para cada ciclo agrícola.

La imagen adquirida por el satélite ya procesada y con los valores calculados del NDVI aporta información de gran importancia sobre las características del vigor de dicho cultivo, la cual es entregada al productor por medio del sistema de monitoreo satelital.

Arquitectura de desarrollo para la aplicación web

Se siguió el patrón de arquitectura MVC (Modelo-Vista-Controlador), que define la organización independiente del Modelo (objetos de negocio), la Vista (interfaz con el usuario u otro sistema) y el Controlador (controlador de secuencias de tareas de la aplicación). De esta forma, el sistema se dividió en tres capas.

En la figura 2 se describe el funcionamiento del patrón modelo-vista-controlado.

El patrón de arquitectura "modelo vista controlador" es una filosofía de diseño de aplicaciones compuesta por Modelo, Vista y Controlador.

Modelo

Aquí se programa todo lo relacionado con las bases de datos, es decir, las entradas y salidas de

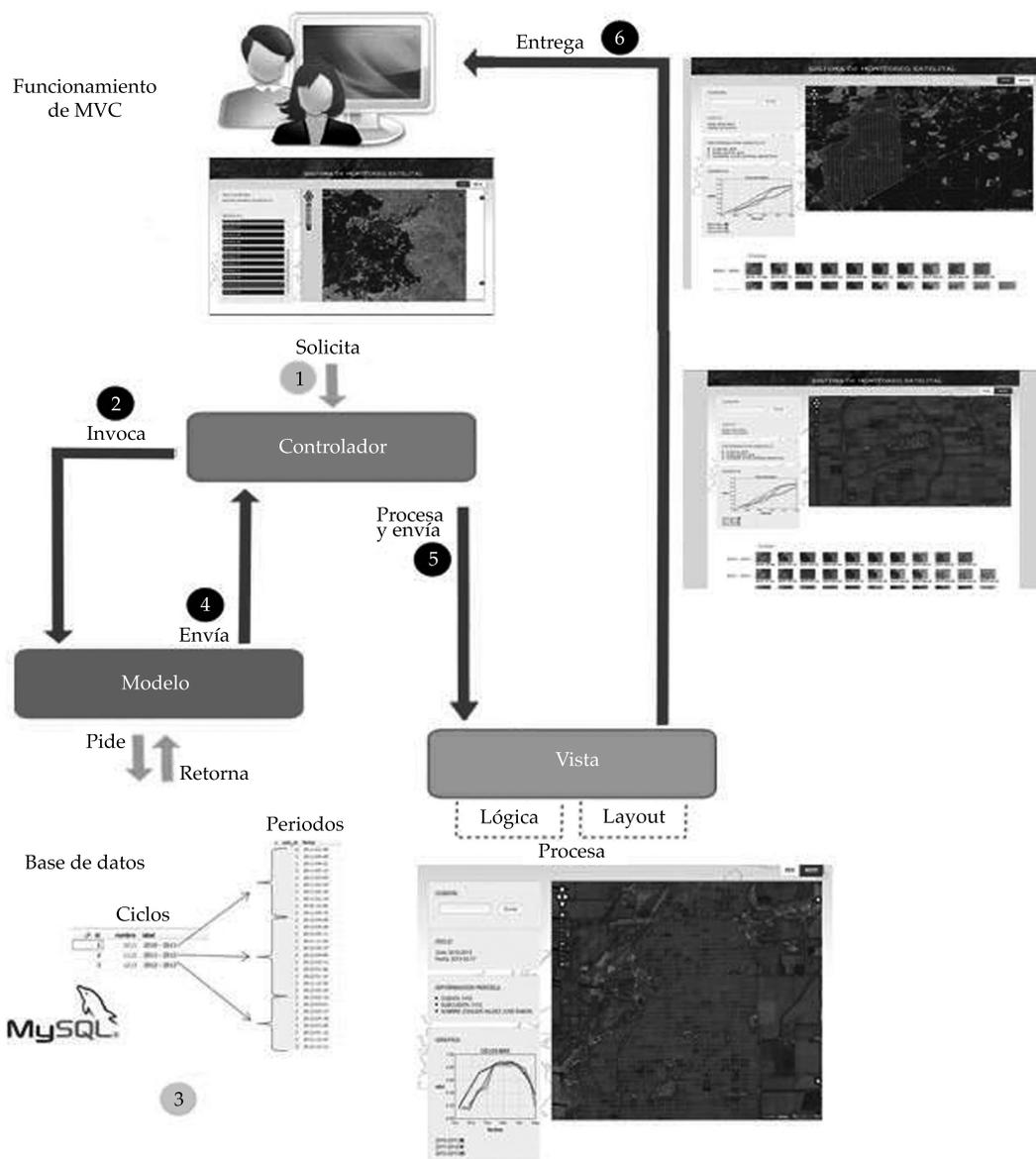


Figura 2. Funcionamiento del patrón modelo-vista-controlador.

datos, y se devuelven como se necesitan desde el programa principal. Contiene el núcleo de la funcionalidad (dominio) de la aplicación, encapsula el estado de la aplicación, pero es independiente del Controlador y la Vista.

Vista

En esta sección se programa la parte visual del *software* que utiliza el usuario. En el caso de un

sitio web es la parte de *HTML*, *CSS* y *JavaScript* normalmente. Es la presentación del Modelo; se puede acceder a él, pero nunca cambiar su estado.

Controlador

Es la lógica del programa. Le pide al modelo los datos y los muestra en la vista o pantalla, lo que es el núcleo, y reacciona a la petición del

Cliente; ejecuta la acción adecuada y crea el modelo pertinente.

Resultados y discusión

El resultado final de este trabajo (sistema de monitoreo satelital) se instaló en un dominio en el Colegio de Postgraduados, donde se puede tener acceso desde la página <http://hidro.colpos.mx:8080/sig-mon/>. Se puede ingresar a la aplicación desde cualquier explorador web.

El tratamiento de las imágenes satelitales, como el cálculo del NDVI, se agregaron a cada parcela del Distrito de Riego 038 con el programa *EstadParcelas*. Los valores acumulados del NDVI por parcela se guardaron en una base de datos geoespacial *shapefile* para cada ciclo agrícola, que se presentan en una gráfica para un mayor entendimiento al productor dentro del visor del Sistema de Monitoreo Satelital.

El Sistema de Monitoreo Satelital se integra de cuatro *shapefiles* y de las imágenes satelitales. Un *shapefile* para el ciclo agrícola 2011-2012, otro para el ciclo 2012-2013, 2013-2014 y para

el ciclo 2014-2015. “El Shapefile es un formato de representación vectorial desarrollado por ESRI (*Environmental Systems Research Institute*). Consta de un número variable de archivos, en los que se almacena digitalmente la localización de los elementos geográficos” (OSM, 2015). En cada *shapefile* se cuenta con la información de los usuarios, como distrito de riego, módulo, número de cuenta, nombre, apellido paterno, apellido materno, superficie y los acumulados del NDVI de las correspondientes imágenes de satélite por cada ciclo agrícola.

Como las imágenes se visualizan en NDVI y falso color se tiene un total de 80 imágenes procesadas para los cuatro ciclos; 40 son NDVI y 40 falso color.

Estos *shapefiles* y las imágenes se cargaron en *Geoserver*. “Es un servidor Web y contenedor de los almacenes de datos geoespaciales; permite visualizar mapas y datos de diferentes formatos para aplicaciones Web” (OSGeo, 2015), como se muestra en la figura 3.

La aplicación está desarrollada en tres secciones:

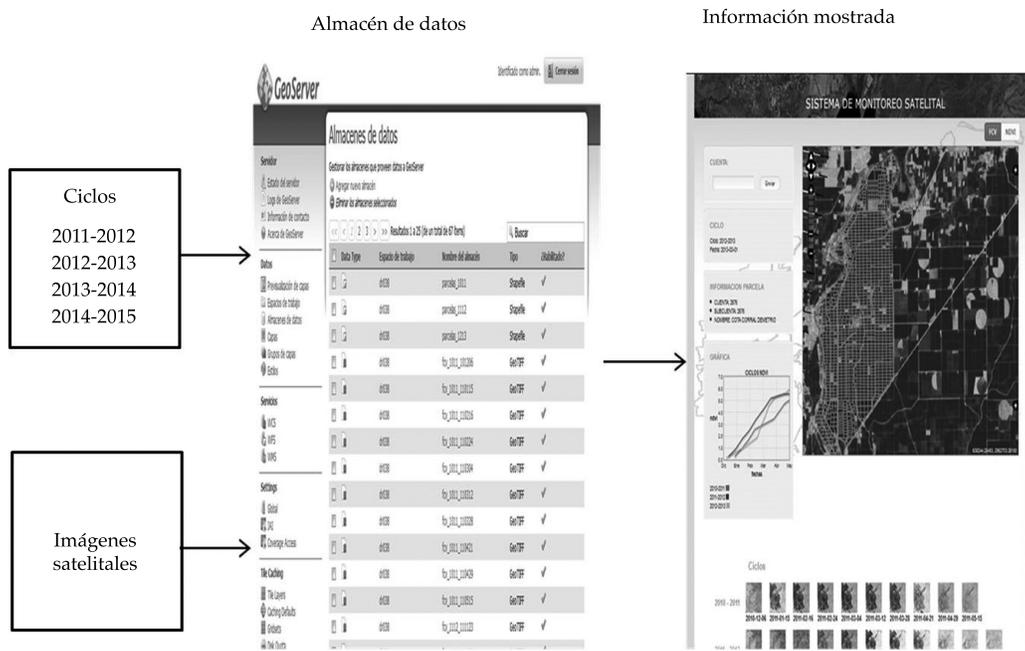


Figura 3. Integración de los *shapefile* y las imágenes satelitales para su visualización en la aplicación web.

- Sección de acceso.
- Sección en donde se encuentran los 16 módulos del Distrito de Riego.
- Sección donde está la información por parcela en sus diferentes ciclos.

El Sistema de Monitoreo Satelital da acceso simultáneamente a la imagen satelital y a la gráfica de la parcela de la que se requiere la información correspondiente al NDVI acumulado, tal y como se muestra en la figura 4, que permite observar el seguimiento de la evolución temporal del cultivo a lo largo de su ciclo de crecimiento. Cuando se selecciona una parcela se muestra el NDVI acumulado de cada ciclo agrícola. La información gráfica sobre el vigor del cultivo es una de las aportaciones más relevantes derivadas de la imagen del satélite, pues permite al usuario identificar y reconocer los rasgos del cultivo en ese momento en una parcela, al igual que las diferencias de siembra en suelo, nutrientes, riego que pueden reflejarse

en la imagen a lo largo del ciclo de crecimiento. El reconocimiento de estas diferencias y su contraste con la propia experiencia del agricultor hace que éste tenga confianza en el Sistema de Monitoreo Satelital.

Es conveniente mencionar que las gráficas en el NDVI acumulado para cada parcela pueden variar en cada ciclo, pues muchos de los dueños rentan sus terrenos a diferentes productores y cada productor no siempre siembra el mismo cultivo en los diferentes ciclos agrícolas, o bien la fecha de siembra no es la misma para los distintos ciclos.

El sistema de monitoreo ya está disponible para los productores del Distrito de Riego 038 Río Mayo ingresando a la dirección <http://hidro.colpos.mx:8080/sig-mon/>, donde se pretende que los productores ya puedan contar y visualizar la información para los ciclos agrícolas 2015-2016 y puedan ver con las imágenes satelitales actuales la evolución del cultivo, comparando esto con los ciclos pasados.

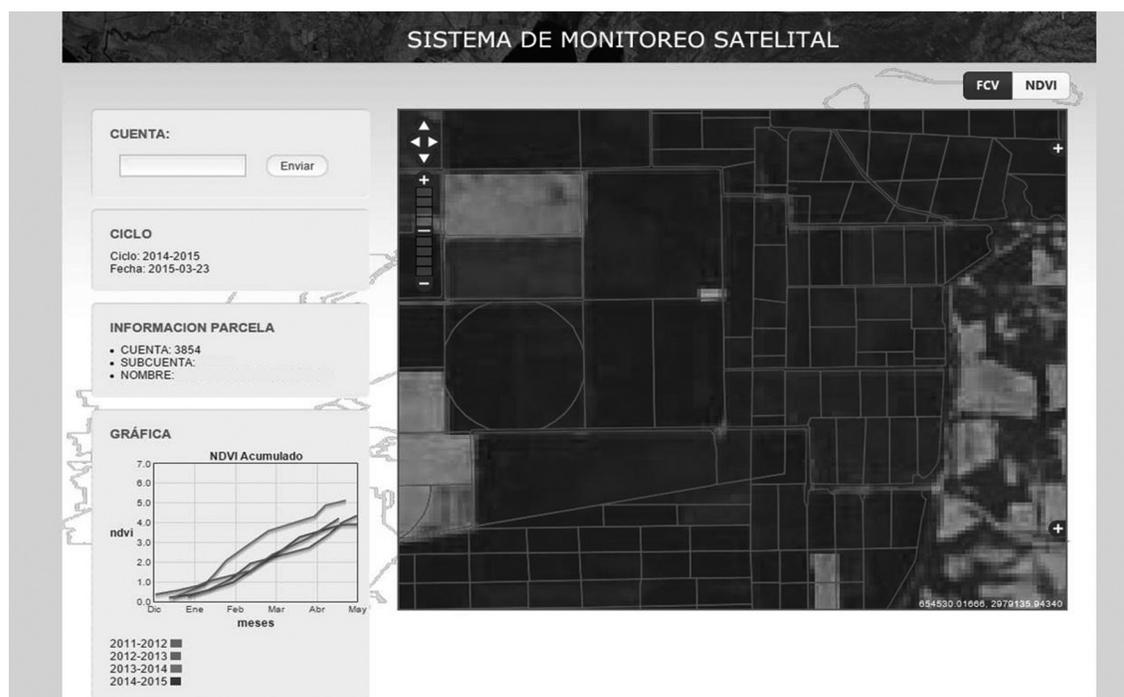


Figura 4. Imagen de la gráfica correspondiente al NDVI acumulado.

Conclusiones y recomendaciones

Las tecnologías de observación de la tierra han alcanzado el punto de madurez y desarrollo en la generación de productos que hacen posible plantear su integración en el funcionamiento diario de los servicios de asesoramiento en riego, para conseguir, entre otros aspectos, una mejor eficiencia del agua para riego.

Como se ha observado, el apoyo a la agricultura en general y a la de riego en particular mediante el uso de imágenes satelitales combinadas con Sistemas de Información Geográfica son herramientas de mucho valor, que ayudarán a los usuarios del agua a mejorar su uso y aumentar el rendimiento de sus cultivos.

Mediante estos métodos, es posible evaluar cómo se desarrollan los cultivos y, en su caso, los productores pueden tomar las medidas conducentes a corregir errores en el manejo de sus cultivos. Esto es la base de la agricultura de precisión.

Recomendaciones

Recomendación para el buen funcionamiento de la aplicación Sistema de Monitoreo Satelital y algunas mejoras.

- Actualizar el padrón de usuarios

Esto permitirá hacer una consulta de la parcela al momento de ingresar el número de cuenta en el sistema, lo que actualmente no se puede hacer porque hay muchos números de cuenta no actualizados en el padrón actual; por ejemplo, hay 390 registros que están con número de cuenta 0; otros números están repetidos.

Tener la información al día también permitirá que las parcelas estén correctamente digitalizadas.

- Enviar reportes por correo electrónico

Para evitar que el usuario, técnico o productor tenga que ir hasta el módulo del Distrito de Riego para monitorear su parcela, otra mejora es realizar una interfaz donde el usuario pueda

ingresar qué parcela o parcelas quiere monitorear, para que pueda recibir un reporte a su correo electrónico cada vez que se cuente con una nueva imagen satelital.

- Reportes por módulo y distrito

Otra mejora para el Sistema de Monitoreo Satelital sería que pudiera registrar qué cultivo se está sembrando en cada parcela y volúmenes de agua entregados por módulo, entre otras cosas. Esto permitiría generar gráficas para obtener los reportes necesarios por módulo.

- Aplicación para dispositivo móvil

Ya que en la actualidad las tecnologías están evolucionando y cada vez hay más personas empleando dispositivos móviles por su gran comodidad para tener la información al momento desde cualquier lugar, se pretende tener el Sistema de Monitoreo Satelital en dispositivos móviles, haciendo más efectiva la transmisión de información a los productores.

Referencias

- Calera, A., & Martín de Santa Olalla, F. (2005). Uso de la teledetección el seguimiento de los cultivos de regadío. Cap. XIV. En: *Agua y Agronomía*. Santa-Olalla, M., López, F.P. & Calera, B. A. (eds.). Madrid: Mundiprensa.
- Cuesta, A., Montoro, A., Jochum, A., Lópa, P., & Calera, A. (2005). Metodología operativa para la obtención del coeficiente de cultivo desde imágenes de satélite. *ITEA*, 101(3), 212-224.
- DEMETER (2002). *Demonstration of Earth Observation Technologies in Routine Irrigation Advisory Services*. VI Framework Program, European Commission. Recovered from www.demeter-ec.net.
- Hatfield, J. L. (2008). Application of spectral remote sensing for agronomic decisions. *Agronomy Journal*, 100, 117-131.
- Martín de Santa Olalla, F., Brasa-Ramos, A., Fabeiro-Cortés, C., Fernández-González, D., & López-Córcoles, H. (1999). Improvement of irrigation management towards the sustainable use of groundwater in Castilla-La Mancha, Spain. *Agricultural Water Management*, 40(2-3), 195-206.
- Moran, M. S., Inoue, Y., & Barnes, E. M. (1997). Opportunities and limitations for ImageBased remote sensing in precision crop management. *Remote Sensing of Environment*, 61, 319-346.

- OSM, 2015. Open Street Map. Recuperado de <http://wiki.openstreetmap.org/wiki/Shapefiles>
- OSGeo, 2015. Open Source Geospatial Foundation. Recuperado de https://live.osgeo.org/es/overview/geoserver_overview.html
- Palacios, S. L. A. (2007). *Corrector atmosférico en imágenes Landsat*. Tesis doctoral. México, DF: Colegio de Posgraduados.
- Palacios, V. E., & García, E. A. (2012). *La operación de los sistemas de riego con apoyo de las técnicas de la información*. Montecillo, México: Colegio de Postgraduados.
- Rudorff, B. F. T., & Batista, G. T. (1990). Yield estimation of sugarcane based on agrometeorological-spectral models. *Remote Sensing of Environment*, 33, 183-192.
- Soria, R. J. (2004). Methodology for prediction of corn yield using remote sensing satellite data in Central Mexico. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 55, 61-78.
- Tasumi, M., & Allen, R. (2007) Satellite-based ET mapping to assess variation in ET with timing of crop development. *Agricultural Water Management*, 88, 54-62.
- Ueno, M., Kawamitsu, Y., Sun, L., & Maeda, K. (2005). Combined applications of NIR, RS, and GIS for sustainable sugarcane production. *Sugarcane International*, 23, 8-11.
- USGS (2011-2015). *Global Visualization Viewer*. Recuperado de <http://glovis.usgs.gov/>.

Dirección institucional de los autores

M.C. José Luis Espinosa-Espinosa
Dr. Enrique Palacios-Vélez
Dr. Leonardo Tijerina-Chávez
Dr. Héctor Flores-Magdaleno
Dr. Abel Quevedo-Nolasco

Colegio de Postgraduados
Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km. 36.5
Montecillo, Estado de México, México
Teléfono: +52 (595) 9520 200, ext. 1174
espinosa.jose@colpos.mx
tijerina@colpos.mx
mhector@colpos.mx
anolasco@colpos.mx

Disponibilidad hídrica bajo escenarios de cambio climático en el Valle de Galeana, Nuevo León, México

• Thania G. López-García • Mario G. Manzano* • Aldo I. Ramírez •
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

*Autor para correspondencia

Resumen

López-García, T. G., Manzano, M. G., & Ramírez, A. I. (enero-febrero, 2017). Disponibilidad hídrica bajo escenarios de cambio climático en el Valle de Galeana, Nuevo León, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 105-114.

Se realizó una modelación con el programa WEAP para determinar el impacto de los escenarios de cambio climático RCP 4.5 y 8.5 en los recursos hídricos en el periodo 2015-2030 en el Valle de Galeana, Nuevo León. Se desarrollaron dos escenarios de adaptación: el primero considera una reducción en la demanda hídrica para uso agrícola por cambio de sistemas de riego gradual; el segundo contempla un plan hídrico integral para mejorar la capacidad de infiltración de la zona de recarga mediante programas de reforestación y recuperación de suelos. Los resultados muestran que la situación del acuífero con escenarios de cambio climático y con el uso actual del agua es crítica, pues en ambos escenarios se tendrían afectaciones importantes en el acuífero a partir de 2015, ocurriendo un mínima recarga hacia el acuífero de 0.96 y 1.5% con respecto a su capacidad total durante los meses de lluvia típicos (agosto y septiembre, respectivamente). Considerando el escenario de adaptación de cambio en sistemas de riego, se espera una ligera recuperación a partir del año 2023, alcanzando un máximo de recarga de 3.11 Mm³ en temporada de lluvia. Los resultados del plan hídrico integral, si bien no mantienen una recarga constante y positiva, sí muestran un volumen de recuperación de 27 Mm³, lo que representa 18.75% de la capacidad máxima de almacenamiento en el sistema; sin embargo, éste disminuye para el mes de diciembre, por lo que no es posible basar el desarrollo de la agricultura en las comunidades de la región con prácticas de alto consumo de agua.

Palabras clave: modelación programa WEAP, escenarios RCP de cambio climático, recursos hídricos, altiplano mexicano.

Abstract

López-García, T. G., Manzano, M. G., & Ramírez, A. I. (January-February, 2017). Water availability under climate change scenarios in the Valle de Galeana, Nuevo Leon, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 105-114.

WEAP modeling was applied in order to identify the impact to water resources under CRP 4.5 and 8.5 climate change scenarios for the period of 2015-2030 in the Galeana Valley, Nuevo Leon, Mexico. Two adaptation conditions were set, the first one considers that the demand of water for cropping is reduced due to improvements in irrigation systems, the second condition addresses a comprehensive plan to ensure infiltration capacity on the recharging area of the local aquifer through enhancement of plant cover and soil recovery. Results show that the condition of the aquifer under climate change scenarios and traditional use of water is critical, because both scenarios would allow a complete abatement of the aquifer by the year 2015 with minimum recharge of about 0.96 and 1.5% during typical rainy months –August and September, respectively. When considering the first scenario a retrieval is expected from the year 2023 on, reaching a maximum recharge of 3.11 Mm³ in the rainy season. Although yield from the comprehensive plan do not allow a positive and constant aquifer recharge, it does show a recovering volume of 27 Mm³, thus representing 18.75% of the maximum system storage capacity; nevertheless, that volume slows down by the end of the year. Such behavior does not permit the development of local communities on the basis of the current highly-consuming water use practices.

Keywords: WEAP modeling program, RCP climate change scenarios, water resources, Mexican Plateau.

Recibido: 01/12/2014

Aceptado: 31/08/2016

Introducción

La gestión del agua en las zonas áridas de México se ha convertido en un tema de interés nacional.

Según los modelos de circulación global (Martínez, 2007), el calentamiento global ocasionará notables modificaciones en el ciclo hidrológico, y muestran una previsible disminución en la

precipitación y escurrimiento, aunado a que varias cuencas y acuíferos están explotados más allá de sus límites.

En particular, para el agua subterránea se espera una disminución en los acuíferos someros de las zonas áridas, dada la tendencia de disminución en la precipitación en las zonas de recarga. Asimismo, estos efectos dependerán del balance hídrico de los sistemas acuíferos; si el balance es actualmente positivo, podrían registrarse efectos poco notables; pero si las extracciones y las aportaciones son similares o las primeras excesivas, su uso sostenible se verá comprometido, existiendo un relación no lineal entre precipitación y recarga; es decir, que un decremento en la precipitación puede ocasionar una reducción mucho mayor en la recarga (Arnell & Chunhen, 2001).

La amenaza de mayores eventos de sequía en las zonas áridas, provocados por cambios en la temporada de lluvias, así como por la variabilidad climática de los años El Niño, han afectado a millones de personas por pérdidas en la agricultura, incendios y otros siniestros, por lo que surge un fuerte necesidad de instrumentar planes de prevención y medidas de adaptación, en virtud de que la inversión requerida para la prevención siempre será mucho menor que los costos de los desastres (Magaña, Méndez, Morales, & Millán, 2004).

Las variaciones del clima y las actividades humanas están involucradas directamente con el incremento de la desertificación, así como con el deterioro de los ecosistemas, la reducción del potencial biológico y la pérdida de la biodiversidad, principalmente en las zonas áridas del planeta (Oropeza, 2004). El 64.03% del territorio mexicano mostraba ya señales de desertificación a finales de la década de 1990 (Semarnap, 1999), siendo la sequía el factor principal, actuando como detonador; otros factores involucrados que destacan son la agricultura (el mal uso de tecnología, abuso de pesticidas, mal manejo de riego, conflicto por tenencia y uso de tierras, entre otros); ganadería y pastoreo; actividades forestales no sustentables; desarrollo urbano, y cambios de uso de suelo. Los modelos de

cambio climático (Oropeza, 2004) indican un aumento en el riesgo de desertificación por erosión hídrica. El desarrollo sostenible, la protección del suelo, la conservación del agua, la búsqueda de cultivos tolerantes a la sequía y el uso eficiente de la energía son algunos de los objetivos de las políticas de adaptación ante este fenómeno.

La evaluación del impacto del cambio climático en la sequía meteorológica (Hernández & Valdez, 2004) demuestra un aumento en el índice de severidad del 39.4% con el modelo GFDL-30; en el caso de Nuevo León, este índice se incrementó en 47.51% y 51.68% con el modelo CCCM. Por lo anterior, surge la necesidad de realizar estudios regionales que contemplen la diversidad de climas, con el fin de desarrollar medidas de mitigación adecuadas para enfrentar sequías más frecuentes e intensas.

La modelación hidrológica, a través del uso de programas computacionales, como el programa *WEAP 21*, permite calcular el cambio potencial en las variables de la ecuación de balance hídrico bajo supuestos establecidos por el operador; asimismo, admite introducir escenarios de cambio climático, desarrollo de medidas de adaptación y políticas regionales, entre otros.

Los resultados de un estudio del impacto del cambio climático en los recursos hídricos usando el programa *WEAP*, desarrollado en la cuenca del Sinú-Caribe, en Colombia, indica que se incrementará la presión y escasez sobre los recursos hídricos, así como las condiciones de aridez, y degradación biótica y física de la cuenca (Ospina, Gay, Conde, & Sánchez-Torres, 2009).

En México se estudió el impacto del crecimiento poblacional y el cambio climático en la subcuenca del río Zahuapan, en el estado de Tlaxcala, utilizando el programa *WEAP* (Suárez et al., 2009). Los resultados indican que la captación de la cuenca está en el orden de 779.6 millones de m³ (Mm³) anuales, de los cuales 65% se evapotranspira, 30% escurre y 5% se infiltra. Las proyecciones simuladas indican que para el año 2015, la demanda hídrica aumentará un

27% (respecto al año base, 2005); los modelos regionales indican una disminución de 6% en la precipitación y, como consecuencia, una baja en el almacenamiento del acuífero de 14%. Dentro de las recomendaciones para mitigar los efectos del cambio climático en la cuenca se enumeran la reforestación; el tratamiento y utilización de aguas residuales de la agricultura; eliminación de fugas; incremento de la eficiencia en el riego agrícola, y promoción de una cultura de uso racional del agua, entre otras.

En la cuenca Guayalejo-Tamesí, en el sur del estado de Tamaulipas, se aplicó el modelo WEAP y las proyecciones de cambio climático A2 y B2 (Sánchez-Torres, Ospina, Gay, & Conde, 2011). Con datos de precipitación y temperatura se obtuvo el Índice de Lang, para determinar zonas climáticas y determinar vulnerabilidad. Se concluye que incluso sin el efecto del cambio climático en la zona, de seguir el mismo sistema de derechos de agua y concesiones, se prevé escasez del recurso. La agricultura representa 50% en el consumo del total concesionado y se espera sea el más afectado, principalmente en tres de los cinco distritos de riego analizados. El modelo WEAP sugiere que el volumen concesionado es mayor al que circula en el sistema, por lo que la autoridad deberá tomar medidas de adaptación en ese sentido.

De manera reciente se han desarrollado nuevos escenarios de cambio climático en México para elaborar el 5° Reporte de Evaluación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático IPCC para la Quinta Comunicación Nacional de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Los escenarios RCP (por sus siglas en inglés *Representative Concentration Pathways*) están basados en las concentraciones de gases de efecto invernadero históricas para desarrollar proyecciones de las concentraciones futuras. Los nuevos escenarios se denominan RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5, los cuales se refieren al posible aumento global del desbalance de energía radiativa entrante y saliente, expresado en W/m^2 (Moss et al., 2010). Por ejemplo, RCP8.5 es el escenario más extremo, que supone

un desbalance de $8.5 W/m^2$ para el año 2100 debido al aumento de gases de efecto invernadero (Cavazos et al., 2013).

Ante la evidente necesidad de efectuar estudios regionales para conocer los efectos del cambio climático en los recursos hídricos de las zonas áridas, los objetivos de este estudio comprenden el desarrollo del modelo mediante el uso del programa WEAP para la zona del Valle de Galeana, Nuevo León; la determinación de los impactos de los escenarios de cambio climático RCP 4.5 y RCP 8.5 para el futuro cercano, y la integración de escenarios de adaptación.

Metodología

Área de estudio

El Valle de Galeana se encuentra dentro del denominado Altiplano Mexicano. Es una zona con condiciones de aridez al pie del lado oeste de la Sierra Madre Oriental, en donde la disponibilidad de agua se ve limitada a la del acuífero Navidad-Potosí-Raíces (Conagua, 2009). En este acuífero, según el estudio de disponibilidad, la ecuación de balance arroja un resultado negativo debido a que las salidas son mayores a las entradas, siendo el agua para el uso agrícola la que mayor proporción tiene en las extracciones del Registro Público de Derechos de Agua (RE-PDA). En la figura 1 se muestra la ubicación de la zona de estudio.

Modelación

Descripción general y fuentes de información

El sistema hídrico en el que se basó el modelo WEAP está formado por las demandas (salidas) denominadas "agrícola" y "otras", y por la oferta (entradas), la cual se encuentra limitada a la disponibilidad de agua subterránea, puesto que no existen ríos, lagos o presas que se puedan analizar en el modelo. La información se obtuvo de la base de datos REPDA, con la información de las concesiones otorgadas hasta el año 2011 para el acuífero Navidad-Potosí-Raíces y del

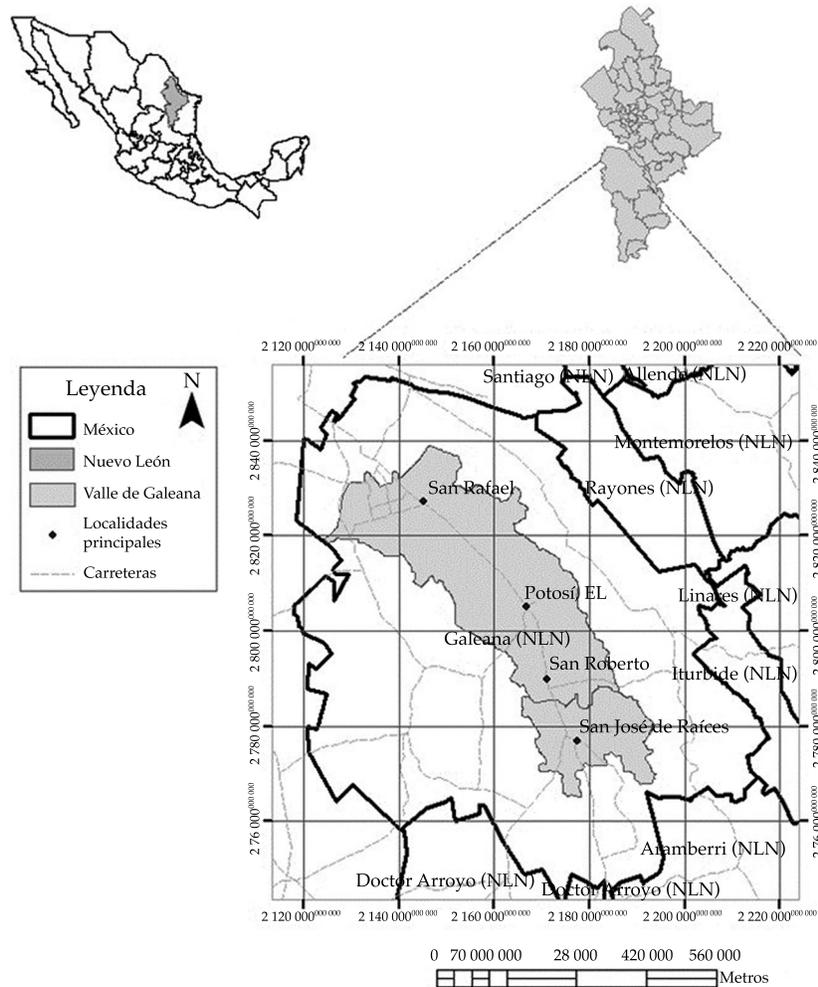


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio. Elaboración propia con información de Conagua e INEGI.

estudio de disponibilidad del mismo. La modelación consistió en un análisis hidrológico, considerando datos de precipitación y temperatura para el escenario base y dos escenarios regionales de cambio climático, con una malla de 0.5 x 0.5 grados para el futuro cercano (2015-2039); se trabajó con los escenarios RCP 4.5 y 8.5, los cuales se descargaron de la página del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) (<http://escenarios.inecc.gob.mx/>). Parámetros como el coeficiente de infiltración y la evapotranspiración se calcularon mediante fórmulas convencionales: en el caso del coeficiente de infiltración, mediante la relación del

volumen de escurrimiento y volumen de precipitación anual, y la evapotranspiración con el uso de la fórmula de Turc.

Cálculos

Para el cálculo de capacidad máxima del acuífero, almacenamiento inicial y recarga natural se consideró la información del estudio de disponibilidad del acuífero Navidad-Potosí-Raíces de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y la capa de uso de suelo y vegetación de INEGI 2000. La capacidad máxima de almacenamiento consideró la suma de los dos medios en los que

se deposita el agua. El más superficial es el medio granular, con una profundidad promedio de 150 m, y el medio compuesto de rocas carbonatadas y fracturadas, con una extensión de al menos 300 m en la zona del Valle. Según el estudio, el nivel estático se encuentra de 20 a 30 m de profundidad. Es así que se puede calcular un almacenamiento inicial de 136 Mm³ y una capacidad máxima de 144 Mm³. La extensión considerada como área de extracción se basó en el área de agricultura de riego con un total de 3 000 km².

La recarga total fue calculada mensualmente (RTm) con la siguiente función (ecuación (1)):

$$RTm = \frac{\text{vol. de recarga (entradas totales)}}{\text{vol. precipita al año}} \times \text{precipitación mensual}^{e-d} \quad (1)$$

Donde:

e-d: todos los meses, de enero a diciembre.

La recarga total fue ingresada por medio de la opción de asistente de *series de tiempo*, para considerar la variabilidad mensual, en donde la recarga anual está dada por la suma de la recarga natural por lluvia de las partes bajas, el flujo horizontal subterráneo y la recarga inducida. El volumen total de agua ganado o perdido en el sistema es el resultado de la diferencia entre las entradas (recarga) y la suma total de salidas (descarga, permisos REPDA). La ecuación del balance de acuerdo con la Ley de Conservación de las Masas es como sigue:

$$\begin{aligned} &\text{Recarga total} - \text{descarga total} \\ &= \text{cambio de almacenamiento} \end{aligned}$$

Las entradas consideradas en el análisis fueron las recargas naturales constituidas por la recarga natural resultante de la infiltración de una parte del agua de lluvia precipitada en las partes altas y en el área del valle, así como las recargas horizontales por flujo horizontal subterráneo.

La recarga natural por lluvia fue calculada tomando en cuenta que una parte de la precipitación se evapora. Para determinar la evapotranspiración real (ETR) se utilizó la fórmula de Turc, la cual se puede observar en la ecuación (2). Esta ecuación fue seleccionada por su facilidad de uso y su relativa bondad en los resultados ofrecidos:

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{.90 + \left(\frac{P}{L}\right)^2}} \quad (2)$$

Donde:

P = precipitación en milímetros

L = 300 + 25 * *T* + 0.05 * *T*³

T = temperatura en °C

La descarga del acuífero ocurre principalmente por el bombeo de los pozos de extracción de agua subterránea. En la zona de estudio no hay salidas por descargas naturales ni manantiales, por lo que las únicas salidas del sistema consideradas en el balance corresponden a los volúmenes concesionados por Conagua de los pozos ubicados en el área.

Para determinar el coeficiente de infiltración se dividió el volumen anual infiltrado entre el volumen anual promedio precipitado.

Definición de escenarios

Los escenarios utilizados en el modelo definieron de manera hipotética el impacto en las variables de la ecuación de balance hídrico. El *escenario base* fue construido con información histórica de temperatura media y precipitación mensual del periodo 1961-2000, seleccionando las celdas ubicadas en la zona de estudio. Los escenarios de cambio climático que se utilizaron correspondieron a los RCP 4.5 y 8.5, para el futuro cercano (2015-2039), de los cuales se emplearon los datos de temperatura media y precipitación mensual. También se crearon dos escenarios de adaptación bajo el supuesto de que el cambio climático ocurrirá de acuerdo

con el escenario RCP 8.5. El primer escenario de adaptación (*riego eficiente*), corresponde a una disminución en las salidas de la ecuación debido a una disminución en la demanda agrícola gradual, resultado del cambio de sistema de riego (Lamm, Manges, Stone, Khan, & Rogers, 1995); el segundo escenario de adaptación (*plan hídrico*) considera el mismo cambio en la demanda hídrica por mayor eficiencia en los sistemas de riego, y considera además un incremento en el coeficiente de infiltración, el cual resulta de llevar a cabo una serie de actividades, que incluyen reforestación de sitios afectados por abandono e incendios; uso de cultivos de mayor eficiencia hídrica; rotación de cultivos; corresponsabilidad por parte de agricultores de riego, e introducción de nuevas actividades económicas, como turismo rural, y venta de productos alimenticios y artesanales autóctonos.

Calibración inicial del programa WEAP

Previo a la corrida del programa con los diferentes escenarios se calibró el programa mediante el ingreso de variables conocidas, cuya fuente de información fue el estudio de disponibilidad. Con dicha información se pudo corroborar que el comportamiento del modelo era compatible con los resultados esperados, lo que se consideró como el escenario base. La información está basada en los registros del Servicio Meteorológico Nacional y los datos del Censo de aprovechamientos.

Ingreso de variables al programa

En el cuadro 1 se muestran las variables ingresadas en el programa WEAP.

Resultados

Los resultados del modelo propuesto para al sistema de la zona de estudio muestran, tal y como se menciona en el estudio de disponibilidad de la Conagua para el acuífero Navidad-Potosí-Raíces, que existe un déficit en el volumen de agua que se está extrayendo del almacenamiento no renovable del sistema.

Almacenamiento del acuífero

En el caso de que las condiciones climáticas se mantuvieran igual que el *escenario base*, el almacenamiento en el sistema llegaría a cero para el mes de marzo del 2015, ocurriendo recarga solamente en los meses de agosto y septiembre, meses que presentan las mayores precipitaciones. El almacenamiento inicial es de 126.75 Mm³.

El almacenamiento en el caso de los escenarios de cambio climático llega a nivel cero en diciembre de 2014 y este nivel se mantiene durante los años futuros considerados en el análisis. La recarga con el *riego eficiente* a través del tiempo no tiene efecto significativo, pues solamente en los meses de mayor precipitación (enero, agosto y septiembre) se puede tener recarga, alcanzando apenas 0.22 Mm³ en promedio en el periodo de tiempo considerado futuro

Cuadro 1. Variables ingresadas al modelo en WEAP.

Escenario	Precipitación media (mm)	Temperatura media (°C)	ETR (mm)	Coefficiente de infiltración	Entradas (Mm ³ /año)	Salidas (Mm ³ /año)
Base (1961-2000)	428	18.05	413.98	0.0327	70.80	129.27
RCP 4.5	415.15	19.29	408.59	0.0158	49.78	129.27
RCP 8.5	415.54	19.42	409.40	0.0148	48.62	129.27
RCP 8.5 Riego eficiente	415.54	19.42	409.40	0.0148	48.62	97.86
RCP 8.5 Plan hídrico	415.54	19.42	409.40	Aumento gradual hasta llegar a 0.1	En aumento gradual	97.86

cercano. En el caso del *plan hídrico*, la recarga que comienza a presentarse a partir del año 2025 va aumentando anualmente, alcanzando en el último año (2039) un total de 134.45 Mm³, lo que representa apenas alrededor de 10% de la capacidad total de acuífero.

Déficit de demanda o demanda no satisfecha

La cantidad de agua requerida para los distintos usos y que no se puede cubrir se conoce como demanda no satisfecha. En la figura 2 se muestra el efecto en este volumen de agua, considerando los escenarios de cambio climático y también los escenarios de adaptación.

En el *escenario base*, el volumen para 2015 de demanda no satisfecha es del orden de 40.05 Mm³, el cual aumentaría a 50.68 Mm³ en los años siguientes; en el escenario RCP 4.5, este volumen alcanza 79.43 Mm³; en tanto que con el escenario RCP 8.5, llegaría a 80.59 Mm³. En el caso de los escenarios de adaptación en el *riego eficiente*, este volumen manifestaría una reducción gradual a través del tiempo, hasta 2025, tiempo en el que se busca 100% de conversión de sistemas hasta alcanzar un volumen de 49.30 Mm³, el cual se mantiene hasta el final del periodo analizado, quedando incluso por debajo del volumen del

escenario actual. En caso de que se implemente un *plan hídrico*, la demanda no satisfecha disminuye de forma gradual y continua, alcanzando su mínimo volumen en 2035, a partir del cual este volumen es de sólo 11.07 Mm³, superando a lo que se pudiera lograr con únicamente hacer el cambio de sistemas de riego.

En la figura 3 se muestra la variable de volumen de demanda no satisfecha para las tres zonas determinadas para el estudio y los tipos de usos analizados, encontrando que la región norte de la zona es la más afectada por la falta de agua y que este volumen afecta principalmente al uso agrícola, seguido de la región centro y sur.

El volumen de extracción de agua subterránea es mayor en la parte norte de la zona de estudio. Esto lo confirma el desplazamiento de los cultivos de riego manejados por parte de los agricultores con sistemas de riego. Según los antecedentes de la región, la sección norte de la zona de estudio es, en efecto, la que se encuentra en condiciones más afectadas por desertificación y abandono, como resultado de actividades agrícolas no sostenibles. La localidad de San Rafael y otras aledañas fueron las primeras a las que llegaron agricultores de modalidad intensiva a rentar grandes extensiones de terreno, modificando su condición de vegetación natural,

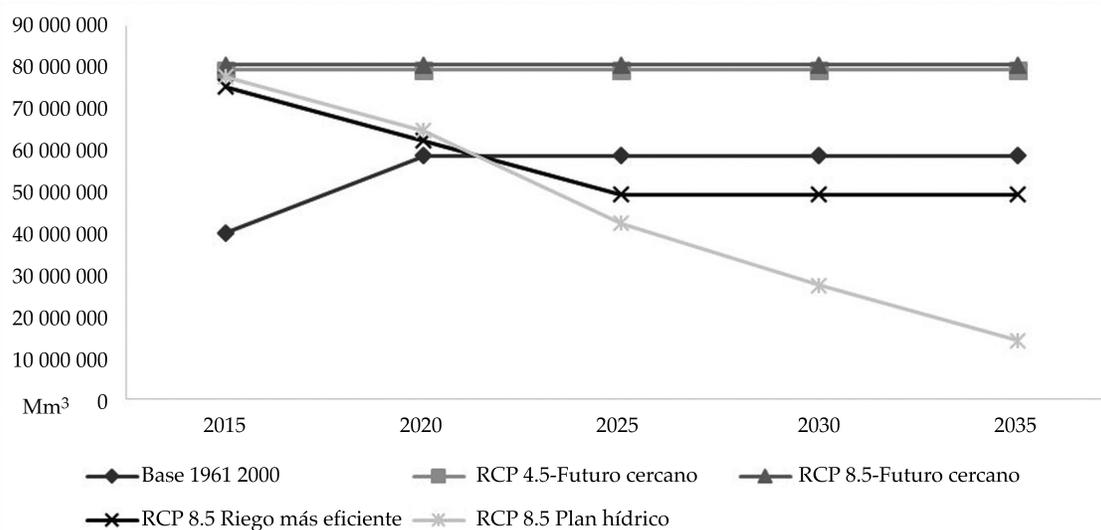


Figura 2. Resultados de la tendencia futura del "déficit de demanda" en los escenarios propuestos.

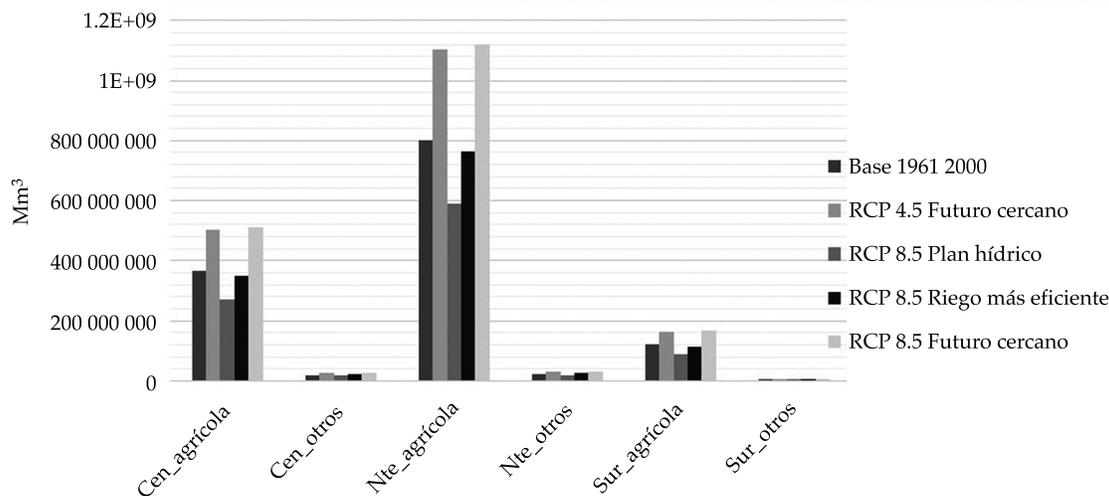


Figura 3. Déficit de demanda con escenarios propuestos en las tres regiones del Valle de Galeana.

estableciendo sistemas de riego tecnificado y, en muchos de los casos, fueron dejados por falta de agua y la búsqueda de nuevas zonas de cultivo, y se fue desplazando hacia el sureste.

Discusión

Considerando el escenario de adaptación *riego eficiente*, el cual toma en cuenta los cambios de precipitación y temperatura media del RCP 8.5 y un cambio en la demanda de recursos hídricos en la demanda de uso agrícola resultado de un cambio gradual, los resultados muestran que el almacenamiento del acuífero después de llegar a niveles de cero a fines de 2014 (antes que el escenario base), tendría un ligero aumento a partir de 2023 en el mes septiembre, con un volumen de 0.80 Mm³; en 2026 se alcanza el máximo nivel de almacenamiento y se mantiene igual para el resto del tiempo analizado, con un volumen total de 3.11 Mm³ anuales, siendo en los meses de junio, agosto y septiembre cuando se presentan volúmenes de recarga.

Con el escenario de adaptación *plan hídrico* después de llegar el almacenamiento a nivel cero (el considerado en el RCP 8.5), el volumen comienza a tener datos positivos a partir de 2023 en el mes de junio y agosto, con datos de 0.46

y 1.06 Mm³. Como resultado de implementar las acciones de este plan, el almacenamiento del volumen muestra incrementos fluctuantes, alcanzando un nivel máximo en el año. Este almacenamiento fluctuante no permite la recarga en todo el año y los volúmenes de recarga son muy distintos en función de las épocas de lluvias. Los meses que al final del periodo analizado no muestran volúmenes de recarga son marzo y abril; en tanto que los meses con mayor impacto en la recarga son octubre y septiembre, con un volumen en el acuífero de 27 Mm³, lo que representa 18.75% de la capacidad máxima de almacenaje en el sistema; sin embargo, este volumen disminuye de forma considerable para el mes de diciembre.

Conclusiones

El modelo elaborado para representar el sistema hidrológico del Valle de Galeana confirma lo que menciona el estudio de disponibilidad, pues en ambos existe un desbalance hidrológico, dado que el volumen de salidas es mayor respecto al volumen de las entradas, lo que no permite que el acuífero se recargue.

El impacto del cambio climático bajo los escenarios RCP 4.8 y 8.5 en el futuro cercano

(después de confirmar una disminución generalizada de la precipitación y aumento de entre 1-3°C con los modelos), en términos del balance hídrico, tendrá un impacto muy similar en el almacenamiento y entradas al sistema.

Con respecto al almacenamiento en el escenario base, será prácticamente nulo para el año 2015, logrando un bajo nivel de recarga para los años siguientes en los meses de agosto y septiembre de tan sólo 1.39 y 2.24 Mm³, respectivamente, lo que representa el 0.96 y 1.5% en la recarga del sistema. Las condiciones de cambio climático representadas mediante los escenarios de cambio climático RCP 4.5 y 8.5 disminuyen a cero el nivel de almacenamiento.

Al parecer, la situación de la recarga del acuífero bajo escenarios de cambio climático empeora de modo crítico, situación que pudiera ser causa de abatimiento de los pozos que actualmente se encuentran abasteciendo la región; sin embargo, para tener certeza plena de lo anterior se deberá realizar un estudio minucioso que reduzca las incertidumbres del presente estudio, empezando por la actualización de la base de datos REPDA.

El hecho de implementar acciones que traten de alcanzar la sostenibilidad del sistema a través de un *plan hídrico* no garantiza la recarga constante, por lo que no se podría descansar el desarrollo social en actividades dependientes de manera crítica del agua subterránea.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Conacyt y al Centro del Agua para América Latina y el Caribe por el apoyo brindado para el desarrollo de la presente investigación, así como al personal de la Gerencia Técnica del Organismo de Cuenca Río Bravo por facilitar la información para la modelación hidrológica.

Referencias

- Arnell, N., & Chunhen, L. E. (2001). Hydrology and Water Resources (pp. 195-233). In: *Chapter 4 in Climate Change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability*. James, O. F., & McCarthley, J. (eds.). Cambridge: Ed. McCarthy.
- Cavazos, T., Salinas, J., Martínez, B., Colorado, G., De Grau, P., Prieto-González, A., Conde, C., Quintanar, A., Santana, J., Romero, C., Maya, M., Rosario De La Cruz, J., Ayala, Ma., Carrillo, H., Santiesteban, O., & Bravo, M. (2013). Actualización de escenarios de cambio climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional (150 pp.). *Informe Final del Proyecto al INECC*. Recuperado de <http://escenarios.inecc.gob.mx/index2.html>
- Conagua (2009). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Navidad-Potosí-Raíces, estado de Nuevo León. Comisión Nacional del Agua, Comisión Técnica de Aguas Subterráneas, Gerencia de Aguas Subterráneas. *Diario Oficial de la Federación*, 20 de abril de 2015.
- Hernández, M. E., & Valdez, G. (2004). Sequía meteorológica (pp. 316-325). En *Cambio climático: una visión desde México*. Martínez, J., & Fernández, A. (comps.). México, DF: Semarnat-INE.
- Lamm, F., Manges, H., Stone, L., Khan, A., & Rogers, D. (1995). Water requirement of subsurface drip-irrigated corn in Northwest Kansas. *American Society of Agricultural Engineers*, 38(2), 441-448.
- Magaña, V., Méndez, J. M., Morales, M., & Millán, C. (2004). Consecuencias presentes y futuras de la variabilidad y el cambio climático en México (pp. 203-213). En *Cambio climático: una visión desde México*. Martínez, J., & Fernández, A. (comps.). México, DF: Semarnat-INE.
- Martínez, P. F. (2007). *Efectos del cambio climático en los recursos hídricos en México*. Jiutepec, México: IMTA, Semarnat.
- Moss, R., Edmonds, J., Hibbard, K., Manning, M., Rose, S., Van Vuuren, D., Carter, T., Emori, M., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G., Mitchell, J., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S., Stouffer, R., Thomson, A., Weyant, J., & Wilbanks, T. (2010). The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463, 747-755.
- Oropeza, O. (2004). Evaluación de la vulnerabilidad a la desertificación (pp. 303-313). En *Cambio climático: una visión desde México*. Martínez, J., & Fernández, A. (comps.). México, DF: Semarnat-INE.
- Ospina, J., Gay, C., Conde, C. & Sánchez-Torres, G. (2009). Analysis of the water supply-demand relationship in the Sinú-Caribe basin, Colombia, under different climate change scenarios. *Atmósfera*, 22(4), 399-412.
- Sánchez-Torres, G., Ospina, J., Gay, C. & Conde, C. (2011). Vulnerability of water resources to climate change scenarios. Impacts on the irrigation districts in the Guayalejo-Tamesí river basin, Tamaulipas, México. *Atmósfera*, 24(1), 141-155.
- Semarnap (1999). Resultados de la evaluación de la degradación del suelo en la República Mexicana. México, DF: Semarnap.
- Suárez, J., Muñoz, H., Orozco, S., Sánchez, G., Ritter, W., Carreon, M., Muñoz, M., & Treviño J. M. (2009). Disponibilidad de agua y el cambio climático global en la subcuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Gestión Ambiental*, 18, 49-61.

Dirección institucional de los autores

M.C. Thania G. López García

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de
Monterrey, Campus Monterrey
Programa Doctorado en Ciencias de Ingeniería-
Especialidad en Sistemas Ambientales y Energía
Av. Eugenio Garza Sada 2501, Col. Tecnológico
64849 Monterrey, Nuevo León, MÉXICO
Teléfono: +52 (81) 8358 2000
tglopez80@gmail.com

Dr. Mario G. Manzano

Dr. Aldo I. Ramírez

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de
Monterrey, Campus Monterrey
Escuela de Ingeniería y Ciencias
Av. Eugenio Garza Sada 2501, Col. Tecnológico
64849 Monterrey, Nuevo León, MÉXICO
Teléfono: +52 (81) 8358 2000
mario.manzano@itesm.mx
aldo.ramirez@itesm.mx

Caracterización hidrogeoquímica de los acuíferos volcánicos Barva y Colima en el Valle Central de Costa Rica

• Helga Madrigal-Solís* • Alicia Fonseca-Sánchez • Jenny Reynolds-Vargas •
Universidad Nacional, Costa Rica

*Autor para correspondencia

Resumen

Madrigal-Solís, H., Fonseca-Sánchez, A., & Reynolds-Vargas, J. (enero-febrero, 2017). Caracterización hidrogeoquímica de los acuíferos volcánicos Barva y Colima en el Valle Central de Costa Rica. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 115-132.

La composición química del agua subterránea está determinada por procesos antropogénicos y por interacciones con el material geológico que conforma el acuífero. El presente estudio describe la caracterización hidrogeoquímica de los acuíferos volcánicos Barva y Colima, en el Valle Central de Costa Rica, con el fin de ampliar el conocimiento acerca de las interacciones entre ambos acuíferos y determinar si hay alguna evolución desde las zonas altas hasta las más bajas del acuífero Barva. Se realizaron de 1 a 9 campañas de muestreo en 51 sitios entre los años 2002 y 2004, y se analizaron los nitratos e iones mayoritarios. Las aguas del Barva y Colima se clasificaron como del tipo bicarbonatada mixta, con excepción de un sitio. Se encontró un aumento de bicarbonatos, cloruros, calcio, magnesio, sodio y potasio desde las partes altas hasta las partes bajas del acuífero Barva, probablemente por procesos de disolución natural de las rocas y lixiviación de iones provenientes de actividades antropogénicas. En el caso de los nitratos, se encontró una mediana de 0.2 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el sector de mayor altitud, mientras que en las partes de altitud mediana y baja, las medianas aumentaron a 3.6 y 5.3 mg/l, respectivamente. Sin embargo, el sector al suroeste de la zona de estudio presentó un aumento únicamente en bicarbonatos y sodio con respecto a la zona de menor altitud del acuífero Barva y, por el contrario, se encontraron concentraciones relativamente bajas de nitratos, con una mediana de 1.1 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$. En comparación con el acuífero Barva, el Colima presentó concentraciones más bajas de nitratos en sitios sobreyacidos por el acuífero Barva, por lo que se concluye que los nitratos provenientes de fuentes antrópicas son diluidos en este acuífero antes de su posible percolación hacia el Colima. Se recomienda mantener programas de monitoreo permanentes para evaluar posibles aumentos en las concentraciones de nitratos en ambos acuíferos.

Palabras clave: acuíferos Barva y Colima, hidrogeoquímica subterránea, nitratos, Piper, Stiff.

Abstract

Madrigal-Solís, H., Fonseca-Sánchez, A., & Reynolds-Vargas, J. (January-February, 2017). Hydrogeochemical characterization of Barva and Colima aquifers in the Central Valley of Costa Rica. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 115-132.

Anthropogenic processes and interactions with the geologic material in the aquifers determine the chemical composition of groundwater. This study describes the hydrogeochemical characterization of Barva and Colima volcanic aquifers in the Central Valley of Costa Rica, to contribute to the understanding of the interactions between the two aquifers and determine whether there is a chemical evolution from the upper to the lower sections of Barva aquifer. During 2002-2004, from one to 9 sampling campaigns were performed in 51 locations and, nitrates and major ions were analyzed. The waters of the Barva and Colima were of mixed Ca-Mg-Na- HCO_3 type, except for one site. An increase in bicarbonates, chlorides, nitrates, calcium, magnesium, sodium and potassium was found from the highlands to the lowlands of Barva aquifer, probably due to natural dissolution of rocks and leaching of ions from anthropogenic activities. In terms of nitrates, the highlands showed a median of 0.2 mg/l of $\text{NO}_3\text{-N}$, while in the midlands and lowlands the median concentrations increased to 3.6 and 5.3 mg/l, respectively. However, the southwestern region in the study area showed an increase in HCO_3^- and Na^+ ions solely and lower nitrates concentrations with respect to the lowlands of Barva aquifer, with a median of 1.1 mg/l of $\text{NO}_3\text{-N}$. Compared to the Barva aquifer, the Colima presented lower concentrations of nitrates in locations overlain by Barva aquifer, since nitrates from anthropogenic sources are diluted in this aquifer before their possible percolation into Colima aquifer. It is recommended ongoing monitoring programs to assess potential increases in nitrate concentrations in both aquifers.

Keywords: Barva and Colima aquifers, groundwater hydrogeochemistry, nitrates, Piper, Stiff.

Recibido: 13/11/2014
Aceptado: 27/10/2016

Introducción

Para que un acuífero sea importante para abastecimiento humano debe poseer características intrínsecas que se lo permitan, como ser capaz de almacenar una cantidad de agua suficiente para mantener un equilibrio entre su aprovechamiento y su recarga, y poseer una composición química de sus aguas segura para consumo humano directo o alcanzarla a través de procesos de tratamiento convencionales. La composición química del agua subterránea está influenciada por las interacciones con el material geológico en que se encuentra (Fehdi, Rouabhia, Baali, & Boudoukha, 2009) y también por las actividades antropogénicas que se desarrollen en las zonas de recarga. Además, las características hidrogeoquímicas pueden variar dependiendo del tipo de acuífero, su litología, recarga, grado de confinamiento, vulnerabilidad y uso del suelo sobre éste; características que pueden ser evidenciadas por medio de la caracterización hidrogeoquímica en tiempo y espacio (Bortolini, Roehe, Leão, & Schneider, 2014).

Las especies químicas presentes en el agua subterránea son generalmente aniones y cationes mayoritarios con otros elementos traza, lo cual determina su calidad y las posibilidades de uso del agua para abastecimiento. El que las aguas naturales reproduzcan la composición de las rocas que las rodean depende de varios factores físicos y químicos. Entre los factores físicos se encuentran la temperatura, el tiempo de residencia y la tasa de flujo del agua; entre los factores químicos está la meteorización de las rocas, la precipitación de minerales secundarios y la presencia de gases como el CO_2 ; además, los elementos químicos presentan movilidad que se rige por propiedades como pH, temperatura, condiciones redox y presencia de materia orgánica, entre otros (Parisi, Paternoster, Perri, & Mongelli, 2011; Prasanna, Chidambaram, Shahul & Srinivasamoorthy, 2011; Amalfitano et al., 2014).

El agua subterránea se encuentra en continuo movimiento y su composición química evoluciona en espacio y tiempo. Por lo general,

el movimiento del agua es lento, con velocidades de flujo en intervalos de pocos a cientos de metros por año, lo que permite que la litología y ciertas condiciones naturales controlen el equilibrio químico (Kania, Witczak, & Rózański, 2011). La distribución espacio temporal de las propiedades fisicoquímicas y concentraciones de las especies químicas disueltas en el agua se denomina campo hidrogeoquímico, y se ha determinado que bajo condiciones naturales, éste puede variar en el espacio, pero es muy constante en el tiempo (Kania et al., 2011). Sin embargo, en acuíferos libres y superficiales, la variabilidad temporal de ese campo se debe principalmente a actividades antropogénicas de diversa naturaleza. Ante esta dinámica, ciertos parámetros químicos, como los nitratos, pueden servir como indicadores de contaminación proveniente de zonas agrícolas y urbanas sin alcantarillado sanitario. Por su parte, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido una concentración máxima de nitratos, como nitrógeno en las aguas, de consumo humano de 11 mg/l, expresado como $\text{NO}_3\text{-N}$, lo cual es equivalente a 50 mg/l de nitrato (NO_3^-), con base en evidencia que relaciona el consumo de agua con concentraciones de nitratos elevadas y el síndrome de los bebés azules, conocido como metahemoglobinemia, el cual puede ser fatal para los niños de menos de tres meses de edad (WHO, 2011).

En la zona central y norte del Valle Central de Costa Rica se encuentra un sistema multiacuífero de origen volcánico, conformado por un acuífero superficial y libre, denominado acuífero Barva, y dos acuíferos semiconfinados: el acuífero Colima Superior y el acuífero Colima Inferior. Todo el sistema posee importancia fundamental para el abastecimiento de agua de las provincias de Heredia, Alajuela y San José. Para 2011 existían unas 177 640 viviendas en los distritos sobre el acuífero Barva (INEC, 2012). Esto representaba más de 700 000 personas abastecidas por medio de acueductos municipales, Asociaciones de Acueductos Rurales (ASADAS) o por la Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH), con agua de los acuíferos Barva

o Colima. Además, otros acueductos captan agua de estos acuíferos y la transfieren a otras localidades fuera de la Gran Área Metropolitana (GAM), como hacia la ciudad de Puntarenas, en el Pacífico central. A pesar que el agua de estos acuíferos aún se considera de buena calidad física y química, un estudio realizado por Reynolds-Vargas, Fraile-Merino e Hirata (2006) sugiere que las concentraciones de nitratos han aumentado en algunos sitios del acuífero Barva. Por un lado, esto refleja una vulnerabilidad intrínseca del acuífero a la contaminación, la cual puede ser de baja a alta, según el sector estudiado. Ello se evidenció en un estudio sobre la vulnerabilidad hidrogeológica de un sector del acuífero Barva (Gómez-Cruz, Núñez-Solís, Madrigal-Solís, & Calderón-Sánchez, 2014). Por otro lado, la presencia de fuentes puntuales, lineales y difusas con potencial de generación de carga contaminante sobre el acuífero representa una amenaza a la calidad del agua subterránea, tal como lo indica una investigación en el sector norte del acuífero (Madrigal-Solís, Fonseca-Sánchez, Núñez-Solís, & Gómez-Cruz, 2014).

La determinación de los tipos de agua permite mejorar el conocimiento de la evolución geoquímica de la calidad del agua (Hamzaoui-Azaza, Ketata, Bouhlila, Gueddari, & Riberio, 2011; Prasanna et al., 2011), por lo que el presente estudio caracterizó hidrogeoquímicamente el agua de los acuíferos volcánicos Barva y Colima, amplió el conocimiento acerca de las posibles interacciones entre ambos acuíferos y determinó los cambios en las características del agua conforme varía la altitud.

Metodología

Área de estudio

El Valle Central, ubicado en la zona montañosa central de Costa Rica, está compuesto por dos valles intermontanos, al este y oeste de la Cordillera Volcánica Central. Se estima que los edificios volcánicos de la Cordillera Volcánica Central se formaron hace unos cinco millones de años, época en que se depositaron los lahares y cenizas que rellenaron la depresión formada.

Todo este conjunto de procesos y materiales dio origen al Valle Central (Denyer, Aguilar, & Arias, 1994). Las lavas se encuentran interestratificadas con piroclastos, y gracias a la alta permeabilidad de estos materiales fracturados y brechosos se ha formado el complejo sistema denominado Sistema de Acuíferos del Valle Central (figura 1). Las tobas resultan de baja permeabilidad y actúan como acuitardos que forman la base de los acuíferos.

El acuífero Barva se encuentra en la parte noroeste del Valle Central, en las zonas altas de la cuenca del río Virilla. Tiene un área de 275 km² y un espesor saturado que va de los 4 a 66 metros, aproximadamente. La formación Barva está constituida por al menos tres unidades lávicas (miembros), dentro de las cuales se han formado acuíferos de extensión y profundidad variable denominados Bermúdez (acuífero Barva Inferior, el más extenso), Bambinos y Los Ángeles (acuíferos Barva Superior) (BGS/SENARA, 1985; Rodríguez, 2002; Ramírez & Alfaro, 2002). Este conjunto, separado por capas de diferente espesor de tobas y piroclastos meteorizados, ha sido denominado Sistema Multiacuífero Barva o acuífero Barva. Bajo la Formación Barva se ubica la Formación Tiribí (figura 1) y el Complejo Zurquí, siendo la primera el basamento de Barva en el sector centro y oeste, y la segunda en el sector este de toda el área de estudio. Los acuíferos Colima Superior e Inferior se localizan bajo estas últimas formaciones (figura 1). Hacia el suroeste del acuífero Barva existe un depósito de material volcanoclástico polimíctico, con distintos grados de meteorización y alteración hidrotermal, probablemente asociado con un evento *debris avalanche*, con una edad aproximada de 150 a 270 mil años (Méndez & Hidalgo, 2004). Estratigráficamente, este depósito sobreyace las verdaderas coladas de lava de hace 0.27 millones de años y de las ignimbritas de la formación Tiribí (Pérez, 2000). Este depósito podría conducir agua de forma lateral desde las lavas del subsistema Bermúdez hasta el sector oeste de la zona de estudio, hipótesis que no ha sido comprobada. Para efectos de este estudio, se denomina "Sector D" a esta región.

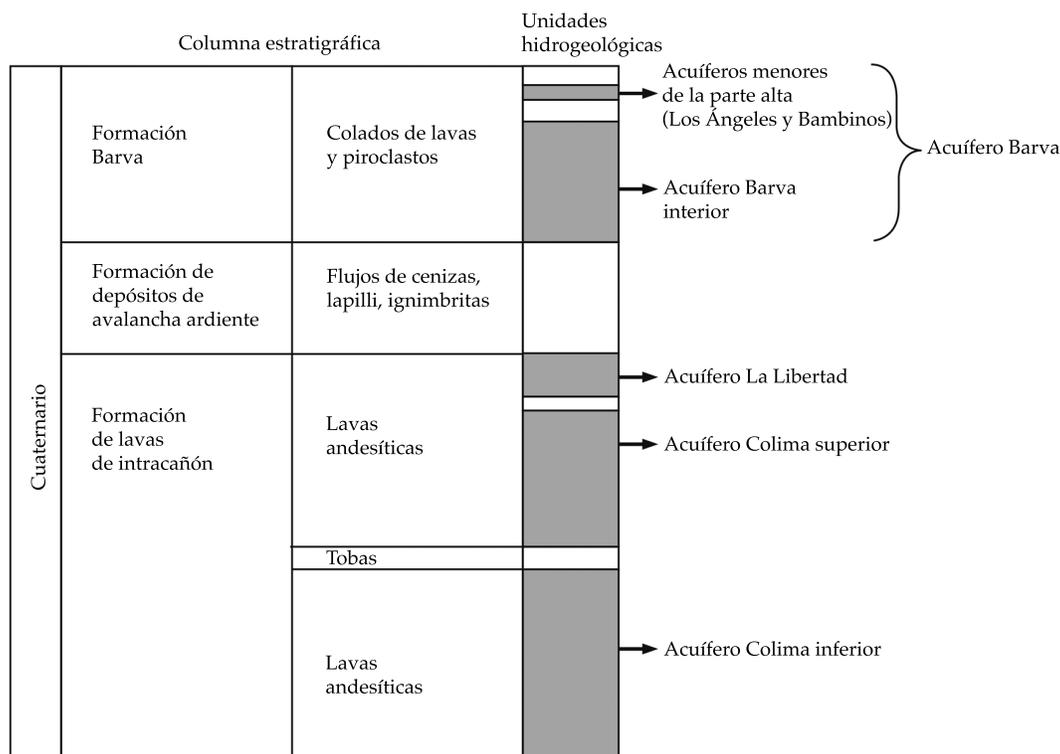


Figura 1. Columna geológica simplificada con las ubicaciones relativas de los miembros geológicos que comprenden el área de estudio. Sistema de acuíferos Barva (modificado de BGS/SENARA, 1988).

Los mecanismos de recarga varían dependiendo de la unidad acuífera: para los acuíferos Bambinos y Los Ángeles, en la parte alta, la recarga ocurre por infiltración en toda el área en que las lavas afloran a la superficie. Esta condición indica que la recarga al acuífero Barva en estos sectores se da por drenaje desde estos dos acuíferos a través de material tobáceo. En los sectores donde el acuífero es sobreyacido solamente por las tobas de Carbonal, la recarga al acuífero se da por infiltración directa de la precipitación. Estimaciones hechas por varios autores (Gómez, 1987; Reynolds-Vargas, 1997; Ramos, 2001), tomando en cuenta factores como la precipitación, permeabilidad de los suelos y conductividad hidráulica de las tobas, la recarga promedio varía entre un 30 y 55% de la precipitación, la cual va de 830 mm/año en las altitudes más bajas y con menor precipitación, hasta 1 700 mm/año en las zonas más lluviosas,

a mayores altitudes. Otros investigadores sugieren que cada río en la zona presenta algunos tramos que se comportan como efluentes y otros como influentes, dependiendo de la estación y geología (BGS/SENARA, 1988; Marchand, Ryan, Bethune, & Chu, 2002; Losilla, Rodríguez, Foster, & Kitching, 1982; Losilla, Rodríguez, Schosinsky, Stimson, & Bethune, 2001), por lo que la entrada de agua de los ríos hacia el acuífero representa otra fracción de la recarga. La variedad de los mecanismos de recarga de los acuíferos del Valle Central y su dependencia de las complejas relaciones hidrogeológicas y climáticas de la región fue corroborada por Reynolds-Vargas y Fraile (2009), quienes, mediante el análisis de las variaciones isotópicas en las aguas subterráneas y en la precipitación, concluyeron que la recarga del acuífero Barva es local y derivada de la precipitación de origen Pacífico en su parte central y noroeste. Una

parte de la recarga ocurre en las tierras altas ubicadas en la parte noreste y sur de la zona, en donde también se recarga el acuífero Colima Superior. Asimismo, ocurren procesos intensos de reciclaje de humedad por evapotranspiración y reevaporación de la humedad interceptada por la vegetación boscosa en la parte alta de la zona, humedad que eventualmente se infiltra. La descarga se produce principalmente por medio de manantiales existentes en el sector central y oeste del área de estudio; una fracción adicional se descarga por manantiales ubicados en el sector norte, que drenan parte del volumen almacenado en los subsistemas Los Ángeles y Los Bambinos, lo que puede conformarse como flujo base de muchos de los ríos (Marchand *et al.*, 2002). La descarga artificial del acuífero se produce por medio de pozos, en su mayoría perforados. Para 2004, los volúmenes de agua que se extraían o que descargaban del acuífero provenían de un total de 1 022 pozos (2 523 l/s) y de 391 manantiales (4 852 l/s), para un total aproximado de 7 375 l/s (Reynolds-Vargas & Fraile, 2009).

Las partes altas de las subcuencas sobre el acuífero Barva, entre los 1 400 y 2 800 msnm se caracterizan por presentar zonas de bosque y pastos en los alrededores del volcán Barva. En las partes medias, de los 1 000 a 1 400 msnm, predominan los cultivos de café, viveros y cultivos tradicionales anuales. En las partes bajas, de los 800 a 1 000 msnm, predominan los usos urbano e industrial. La zona hacia el oeste, de los 500 a 800 msnm, se caracteriza principalmente por la presencia de actividades agropecuarias.

Muestreo y análisis de aguas subterráneas

La información base sobre los pozos utilizados en este estudio (descripción litológica, datos de caudal, construcción, pruebas de bombeo, entre otros) fue suministrada por las instituciones que administran el agua en la Gran Área Metropolitana (Servicio Nacional de Aguas Subterráneas (SENARA), Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH) y municipalidades de la zona de estudio. De los 1 022 pozos registrados a inicios

de 2002, alrededor de 570 cuentan con informes que describen los estratos litológicos y el armado del pozo. De estos pozos, se preseleccionaron 100 según su ubicación aproximada y facilidad de acceso. De los 100 sitios, se muestrearon y analizaron los parámetros físicos y químicos de 51 (figura 2). Antes de la toma de las muestras en los pozos, se verificó que estuvieran bombeando agua al menos durante las últimas dos horas antes del muestreo. Si un pozo no estaba en funcionamiento, se encendió la bomba y se dejó correr el agua por unos 20 minutos antes del muestreo. Para verificar que el agua estancada en el pozo y tuberías hubiese sido purgada, se midieron los parámetros de campo varias veces hasta que se estabilizaron los valores. A cada muestra de agua se determinó *in situ* la conductividad eléctrica, utilizando un conductímetro de campo WTW LF 197, la temperatura y pH, utilizando para los dos últimos un medidor Thermo Orion 261S. Luego, se enjugó tres veces cada botella con agua del pozo o del manantial.

Finalmente, de los 51 sitios se seleccionaron 23 (17 pozos, 6 manantiales), identificados con los códigos SP (para pozos) y SM (para manantiales), para conformar la red de muestreo definitiva. La selección se realizó con base en los siguientes criterios: facilidad de acceso, existencia con un tubo de muestreo adyacente al pozo o manantial, y posibilidad de tomar la muestra antes de que ésta hubiese recibido el tratamiento de cloración. Los 23 sitios se evaluaron física y químicamente desde setiembre de 2002 hasta mayo de 2004 cada tres meses, para un total de 5 a 9 muestras en cada sitio. Para los análisis de nitratos, las muestras se tomaron por duplicado en botellas Nalgene de 500 ml, las cuales se enjuagaron con agua del sitio tres veces antes de recolectar la muestra. Luego, las muestras se transportaron el mismo día en una cámara fría hasta el Laboratorio de Hidrología Ambiental (LHA) de la Universidad Nacional, en donde se mantuvieron en refrigeración, a 4°C, hasta su análisis el día siguiente. El análisis se realizó con el método de espectrofotometría de luz ultravioleta (protocolo 4500 NO₃-B; Eaton, Clesceri, Greenberg & Franson, 1995).

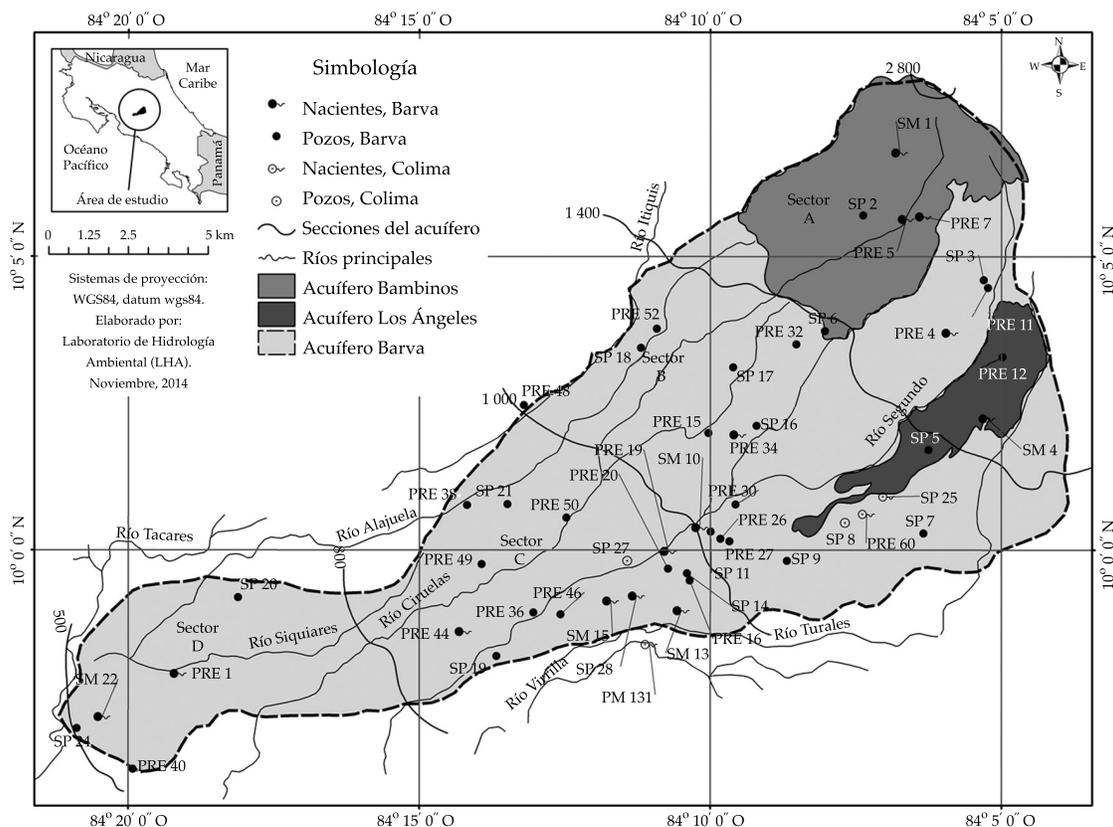


Figura 2. Sitios de muestreo para la caracterización físico y química del agua subterránea de los acuíferos Barva y Colima.

Además, se tomaron muestras en botellas de plástico de alta densidad de 3.8 litros, las cuales fueron transportadas ese mismo día hasta el Laboratorio Nacional de Aguas del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (ICAA) para su conservación y análisis. Se analizaron los siguientes iones: calcio, magnesio, potasio, sodio, cloruro, sulfato y bicarbonato, siguiendo los protocolos correspondientes (Eaton *et al.*, 1995). Los cationes se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica (métodos 3500-Ca; 3500-Mg, 3500-K y 3500-Na), y los aniones cloruros y sulfatos por cromatografía (método 4110B Cro); los bicarbonatos se determinaron por el método de titulación con ácido sulfúrico (método 2320-B). Los límites de detección (LD) y cuantificación (LC) del método utilizado para analizar el magnesio fueron de 0.5 y 1 mg/l; para el sodio, de 0.22 y

0.75 mg/l; y para el potasio de 0.3 y 0.8 mg/l, respectivamente; mientras que para el calcio ambos límites fueron de 1 mg/l. Los LD y LC del método para analizar cloruros fueron de 0.25 y 0.71 mg/l; para los bicarbonatos fueron de 2 y 3 mg/l; para los sulfatos, de 1.28 y 1.79 mg/l, respectivamente. Para confirmar la calidad de los análisis se calcularon los balances iónicos de cada muestra.

Análisis de los datos

Con el fin de determinar la eventual relación de la composición química del agua subterránea con otros factores se delimitaron cuatro sectores con base en la cota de altura y el uso del suelo predominante (PRUGAM, 2008). Así, la zona de estudio se dividió en cuatro sectores: entre la curva 1 400 y la 2 800 msnm, sector A; entre los

1 000 y 1 399 msnm, sector B; de los 800 a 999 msnm, sector C; y menos de 800 msnm, sector D.

Se aplicaron pruebas de Kruskal Wallis para comparar los valores sin promediar del agua de los sectores A, B, C, D y sitios que extraen agua del Colima en cuanto las concentraciones de iones mayoritarios, valores de conductividad eléctrica y pH obtenidos durante las campañas de muestreo, con el programa *Statistica v.6*. Esto debido a que los grupos de datos a comparar no mostraron igualdad de varianzas ni homogeneidad. Además, se elaboró una matriz de correlación con el programa *Statistica v.6*, utilizando los valores sin promediar de los parámetros analizados. Finalmente, se elaboraron diagramas de Piper y Stiff utilizando el programa *Diagrammes v.1*, con el fin de comparar la hidroquímica del agua de los acuíferos Colima y Barva de los sectores A a D.

Resultados

En 96% de las 211 muestras analizadas se obtuvieron porcentajes de error en la sumatoria de iones menores a 10%. Las concentraciones de los iones mayoritarios fueron similares entre épocas secas y lluviosas, lo que se confirma a través de las desviaciones estándar relativamente bajas (cuadros 1 y 2). De los 51 puntos muestreados, un 25% presentó, en promedio, concentraciones de nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) entre 5 y 10 mg/l.

La mayor parte del agua muestreada del acuífero Barva se clasificó como bicarbonatada mixta. Asimismo, la mayoría de los sitios muestreados del acuífero Colima también captan aguas bicarbonatadas mixtas, excepto un sitio, el pozo PRE 60, en donde se encontró la mayor concentración de cloruros. Esta agua fue clasificada como sódico mixta (figura 3).

Además, se observó una diferencia entre los sectores A, B, C y D en cuanto a las concentraciones de algunos iones mayoritarios, especialmente en el ion HCO_3^- (cuadro 3, figura 4). Las pruebas Kruskal Wallis ($p = 0$ para todos los análisis) y los gráficos de caja en la figura 5 muestran un aumento significativo en

las concentraciones de todos los parámetros (sector C > sector B > sector A), excepto en SO_4^{2-} y pH. Al tomar solamente en cuenta los sitios ubicados en estos sectores del acuífero Barva se encontraron correlaciones negativas significativas (r entre 0.6 y 0.8; $p < 0.05$), entre la altitud y concentración de todos los parámetros, excepto pH y SO_4^{2-} (cuadro 4 y figura 6).

En el sector D, hacia el suroeste de la zona de estudio, se observó un aumento significativo en las concentraciones iónicas únicamente en el HCO_3^- y Na^+ con respecto al grupo de datos del sector C, mientras que la conductividad eléctrica, Cl^- , $\text{NO}_3\text{-N}$, Ca^{+2} y K^+ disminuyeron, y el resto de parámetros se mantuvo igual ($p = 0$ en todas las pruebas Kruskal Wallis) (cuadro 3, figura 5).

Por su parte, a pesar de que el agua del acuífero Colima forma parte de la misma familia hidrogeoquímica que el agua del Barva (figura 3), se encontraron concentraciones mayores de K^+ , Na^+ , SO_4^{2-} y un pH mayor ($p = 0$, prueba Kruskal Wallis) en el acuífero Colima (figura 5). Los resultados de conductividad eléctrica, Mg^{+2} y HCO_3^- también son relativamente elevados, aunque no se encontró diferencia significativa con respecto a los datos de los sectores C y D, mientras que las concentraciones de Cl^- y Ca^{+2} son relativamente bajas. Por su parte, las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ de los sitios del Colima son bajas, similares a las concentraciones del sector A del acuífero Barva y al sector D de la zona de estudio (figura 5).

Discusión

La similitud en las proporciones de los iones mayoritarios en el agua subterránea del acuífero Barva demuestra la ausencia de cambios hidrogeoquímicos relacionados con el gradiente altitudinal. Evidencia de esto es que todos los sitios fueron clasificados dentro de la misma familia hidroquímica. Una razón para explicar esta similitud es la composición petrográfica y química semejante entre las rocas del volcán Barva y las del sector D (Kussmaul, 2002). Esto también parece indicar que no existen procesos

Cuadro 1. Promedios y desviaciones estándar para los parámetros físicos y químicos en los 23 sitios de la red de monitoreo de los acuíferos Barva y Colima.

	Código o nombre del sitio	Ac	Altitud (msnm)	n	EC (uS/cm)	pH	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	SO ₄ ⁻² (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	Ca ⁺² (mg/l)	Mg ⁺² (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)
SP2	BA-631	B	1 924	9	86 ± 10	6.6 ± 0.3	55.2 ± 5.2	2.4 ± 0.6	1.5 ± 1.6	9.3 ± 0.8	3.9 ± 0.6	3.2 ± 0.5	1.5 ± 0.2	0.09 ± 0.04
SP3	BA-286	B	1 865	9	68 ± 9	6.6 ± 0.2	44.3 ± 4.9	1.2 ± 0.3	1.2 ± 0.4	7.9 ± 1.7	3.2 ± 1.2	3.2 ± 0.6	1.7 ± 0.4	0.14 ± 0.03
SP6	BA-221	B	1 386	9	151 ± 18	6.6 ± 0.3	51.5 ± 9.6	16.6 ± 4.5	4.5 ± 1.8	13.6 ± 1.8	6.4 ± 1.0	6.6 ± 0.8	2.5 ± 0.4	3.67 ± 2.56
SP7	BA-607	B	1 202	9	61 ± 7	6.8 ± 0.1	34.7 ± 3.0	2.3 ± 0.5	2.4 ± 0.4	6.1 ± 0.7	2.6 ± 0.8	2.9 ± 0.9	1.7 ± 0.3	0.51 ± 0.16
SP8	BA-587	C	1 146	9	384 ± 25	7.6 ± 0.2	135.2 ± 5.6	33.9 ± 1.6	35.0 ± 2.9	16.1 ± 1.0	15.7 ± 0.6	34.3 ± 2.1	12.6 ± 1.0	0.40 ± 0.02
SP9	BA-419	B	1 065	8	214 ± 25	6.5 ± 0.2	86.3 ± 3.6	3.6 ± 0.4	7.7 ± 0.4	23.2 ± 1.7	8.4 ± 0.6	9.0 ± 1.0	4.2 ± 0.4	8.37 ± 1.45
SP11	BA-178	B	1 006	6	175 ± 6	6.7 ± 0.1	84.6 ± 2.8	2.8 ± 0.3	4.3 ± 0.6	16.6 ± 0.4	8.0 ± 0.7	6.3 ± 0.8	3.2 ± 0.2	4.59 ± 0.61
SP14	AB-1234	B	978	9	197 ± 11	6.8 ± 0.1	93.3 ± 3.6	2.3 ± 0.5	5.5 ± 0.6	20.5 ± 0.8	8.5 ± 0.7	7.2 ± 0.6	3.5 ± 0.3	5.55 ± 0.52
SP16	BA-414	B	1 131	9	122 ± 7	6.8 ± 0.4	61.3 ± 4.4	1.3 ± 0.0	2.1 ± 0.4	12.5 ± 0.6	6.1 ± 0.6	4.5 ± 0.5	1.6 ± 0.1	4.29 ± 0.44
SP17	BA-290	B	1 234	9	154 ± 16	6.5 ± 0.2	48.9 ± 2.6	2.7 ± 0.5	2.7 ± 0.7	15.3 ± 1.2	6.7 ± 0.6	5.0 ± 0.7	2.0 ± 0.3	8.91 ± 2.18
SP18	BA-223	B	1 301	9	23 ± 6	5.7 ± 0.3	16.8 ± 4.1	1.3 ± 0.01	0.7 ± 0.6	2.7 ± 1.3	1.4 ± 0.6	0.8 ± 0.6	1.0 ± 0.01	0.09 ± 0.04
SP19	AB-974	B	837	9	234 ± 10	7.2 ± 0.2	100.7 ± 1.6	18.4 ± 0.3	13.5 ± 0.8	14.9 ± 0.3	12.8 ± 0.6	13.9 ± 1.1	5.1 ± 0.6	1.25 ± 0.04
SP20	RG-265	B	696	9	183 ± 14	7.1 ± 0.3	119.0 ± 5.9	2.7 ± 0.9	1.5 ± 1.1	14.0 ± 1.0	9.9 ± 0.9	12.0 ± 0.7	2.8 ± 0.3	0.45 ± 0.02
SP21	BA-97	B	918	9	238 ± 14	6.6 ± 0.2	116.0 ± 8.2	1.8 ± 0.2	7.3 ± 1.1	24.0 ± 1.7	10.9 ± 1.1	9.0 ± 1.0	3.9 ± 0.5	6.24 ± 0.24
SP24	RG-269	B	487	9	238 ± 9	6.9 ± 0.2	141.3 ± 4.4	4.2 ± 0.4	6.2 ± 1.6	20.1 ± 0.4	13.0 ± 0.9	11.6 ± 0.7	3.2 ± 0.2	2.20 ± 0.44
SP25	Santa Lucía	C	1 180	5	171 ± 34	7.3 ± 0.3	81.2 ± 11.1	11.6 ± 5.7	10.5 ± 3.7	11.2 ± 2.4	7.5 ± 1.3	15.2 ± 3.3	5.8 ± 1.8	0.67 ± 0.73
SP27	Aeropuerto	C	950	5	187 ± 7	7.4 ± 0.3	93.0 ± 0.02	10.0 ± 0.2	9.6 ± 1.3	13.0 ± 1.4	9.3 ± 0.4	13.0 ± 0.7	5.6 ± 0.6	0.78 ± 0.04
SM 1	Sacramento	B	2 396	9	64 ± 8	6.8 ± 0.2	32.6 ± 3.4	6.9 ± 2.6	1.7 ± 1.8	5.0 ± 0.7	2.9 ± 1.3	4.1 ± 0.6	1.9 ± 0.3	0.20 ± 0.02
SM 4	La Gruta	B	1 500	9	81 ± 5	6.6 ± 0.1	46.2 ± 4.0	1.4 ± 0.3	2.6 ± 0.5	7.4 ± 0.4	3.1 ± 1.0	4.8 ± 0.9	3.2 ± 0.4	0.59 ± 0.27
SM10	Cristal	B	967	9	173 ± 7	6.6 ± 0.1	83.4 ± 2.3	3.7 ± 0.6	4.6 ± 0.5	15.7 ± 0.5	8.9 ± 0.7	6.8 ± 1.0	3.1 ± 0.4	4.31 ± 0.80
SM13	Belén	B	935	9	242 ± 18	6.5 ± 0.1	93.1 ± 3.0	6.0 ± 0.6	9.5 ± 1.9	25.1 ± 0.8	9.1 ± 0.8	9.7 ± 0.8	4.5 ± 0.4	8.20 ± 0.69
SM15	Ojo de Agua	B	882	9	190 ± 12	6.7 ± 0.3	87.8 ± 4.1	2.6 ± 0.3	5.3 ± 0.3	19.0 ± 0.8	8.7 ± 0.7	6.9 ± 0.7	3.3 ± 0.3	5.71 ± 0.52
SM22	Phillips	B	545	8	151 ± 8	6.8 ± 0.2	87.2 ± 4.0	2.7 ± 0.7	4.1 ± 1.1	12.6 ± 1.3	6.7 ± 1.0	9.8 ± 0.5	3.7 ± 0.4	1.22 ± 0.13

Ac = acuífero; B = Barva; C = Colima.

Cuadro 2. Promedios y desviaciones estándar en los parámetros físicos y químicos de 28 sitios de los acuíferos Barva y Colima.

Código	Ac	Altitud (msnm)	n	EC (uS/cm)	pH	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	SO ₄ ⁻² (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	Ca ⁺² (mg/l)	Mg ⁺² (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	NO ₃ ⁻ N (mg/l)
PRE 1	B	627	3	158 ± 5	6.9 ± 0.1	88.4 ± 4.3	2.4 ± 0.6	4.2 ± 0.0	12.4 ± 0.5	7.5 ± 1.7	9.4 ± 0.6	3.9 ± 0.6	1.02 ± 0.09
PRE 4	B	1958.9	2	80 ± 22	6.7 ± 0.2	40.4 ± 19.2	2.6 ± 1.8	1.3 ± 0.3	7.1 ± 3.6	3.8 ± 2.2	3.8 ± 0.3	2.1 ± 0.1	0.21 ± 0.06
PRE 5	B	2016	1	68	6.4	28.0	3.8	1.3	5.1	2.2	3.9	2.5	0.28
PRE 7	B	2021	2	51 ± 0	6.5 ± 0.1	24.6 ± 3.7	2.5 ± 1.7	1.5 ± 0.6	4.7 ± 0.1	1.7 ± 1.0	3.4 ± 0.5	2.0 ± 0.2	0.13 ± 0.08
PRE 11	B	1830	1	72	6.5	39.0	0.6	1.1	6.9	2.3	3.2	1.8	0.26
PRE 12	B	1690	1	101	7.1	54.9	1.0	1.6	9.8	3.6	4.2	2.7	0.06
PRE 15	B	1141	1	152	6.9	58.5	4.1	4.8	14.3	5.7	4.7	2.2	4.04
PRE 16	B	1006	1	214	6.6	73.2	1.8	6.4	20.8	7.7	6.8	4.3	5.65
PRE 19	B	939	2	181 ± 10	6.9 ± 0.1	82.5 ± 6.3	3.6 ± 0.9	5.0 ± 0.4	16.8 ± 0.1	8.4 ± 0.5	6.5 ± 0.7	3.2 ± 0.3	4.50 ± 0.98
PRE 20	B	1000	1	189	6.9	81.7	3.1	4.8	17.2 ±	7.9 ±	6.0 ±	3.5 ±	4.06
PRE 26	B	1024	4	205 ± 9	6.6 ± 0.1	91.9 ± 1.2	2.0 ± 0.6	7.2 ± 0.1	20.4 ± 0.6	9.0 ± 0.3	8.5 ± 0.7	3.7 ± 0.1	6.41 ± 0.51
PRE 27	B	1070	1	190	6.6	85.3	3.4	6.4	19.2	7.8	7.5	3.8	5.73
PRE 28	B	990	1	189	6.6	87.8	2.6	3.7	18.4	8.7	8.0	3.5	5.22
PRE 29	B	1326	1	105	7.1	56.1	1.9	2.7	10.4	3.9	6.5	3.1	1.52
PRE 30	B	1068	1	184	6.8	87.8	6.5	4.7	17.6	8.7	8.0	3.1	3.67
PRE 32	B	1367	1	133	6.3	24.4	1.3	4.4	10.4	7.8	2.5	1.4	9.00
PRE 34	B	1117.8	4	182 ± 12	6.7 ± 0.6	61.6 ± 0.8	8.2 ± 0.1	5.4 ± 3.2	18.0 ± 0.6	8.4 ± 0.1	6.0 ± 0.7	2.2 ± 0.2	6.87 ± 0.73
PRE 36	B	900	1	392	6.3	80.5	1.3	11.0	44.8	14.3	13.0	4.7 ±	10.61
PRE 38	B	891	4	235 ± 29	6.2 ± 0.3	92.1 ± 26.7	1.5 ± 0.3	13.4 ± 2.7	23.6 ± 4.0	11.7 ± 2.1	8.8 ± 0.4	3.8 ± 0.4	8.60 ± 0.99
PRE 40	B	535	1	417	7.5	258.5	24.2	19.3	60.0	12.1	22.5	2.9	0.45
PRE 44	B	828	2	278 ± 29	7.1 ± 0.2	132.3 ± 18.0	9.1 ± 1.1	21.3 ± 3.3	29.4 ± 1.4	12.9 ± 1.7	11.5 ± 0.0	2.2 ± 0.4	1.63 ± 0.16
PRE 46	B	872	3	194 ± 10	7.3 ± 0.2	97.1 ± 2.8	8.5 ± 0.1	9.3 ± 0.3	15.8 ± 2.5	8.5 ± 2.4	12.8 ± 0.4	4.9 ± 0.1	1.34 ± 0.06
PRE 48	B	1040	1	177	7.2	102.4	1.3	1.8	21.6	7.8	8.0	3.8	3.16
PRE 49	B	890	4	257 ± 17	6.7 ± 0.2	99.6 ± 6.3	8.8 ± 0.7	7.5 ± 0.7	22.4 ± 0.0	12.0 ± 0.4	12.3 ± 0.4	4.2 ± 0.0	9.46 ± 1.47
PRE 50	B	917	4	162 ± 5	6.1 ± 0.3	64.4 ± 6.6	2.7 ± 0.3	6.7 ± 0.1	16.0 ± 0.0	8.4 ± 0.5	6.5 ± 0.0	2.1 ± 0.1	7.26 ± 0.85
PRE 52	B	1264	2	102 ± 2	7.1 ± 0.3	68.3 ± 1.8	1.5 ± 0.2	0.9 ± 0.5	8.6 ± 0.8	6.0 ± 0.9	6.0 ± 0.7	2.6 ± 0.1	0.31 ± 0.01
PRE 60	C	1150	1	804	7.1	226.0	84.9	96.0	26.0	28.0	85.0	33.0	1.87
PM-131	C	910	1	230	6.8	109.0	4.9	7.7	20.0	10.0	13.0	5.1	5.55

Ac = acuífero; B= Barva; C = Colima.

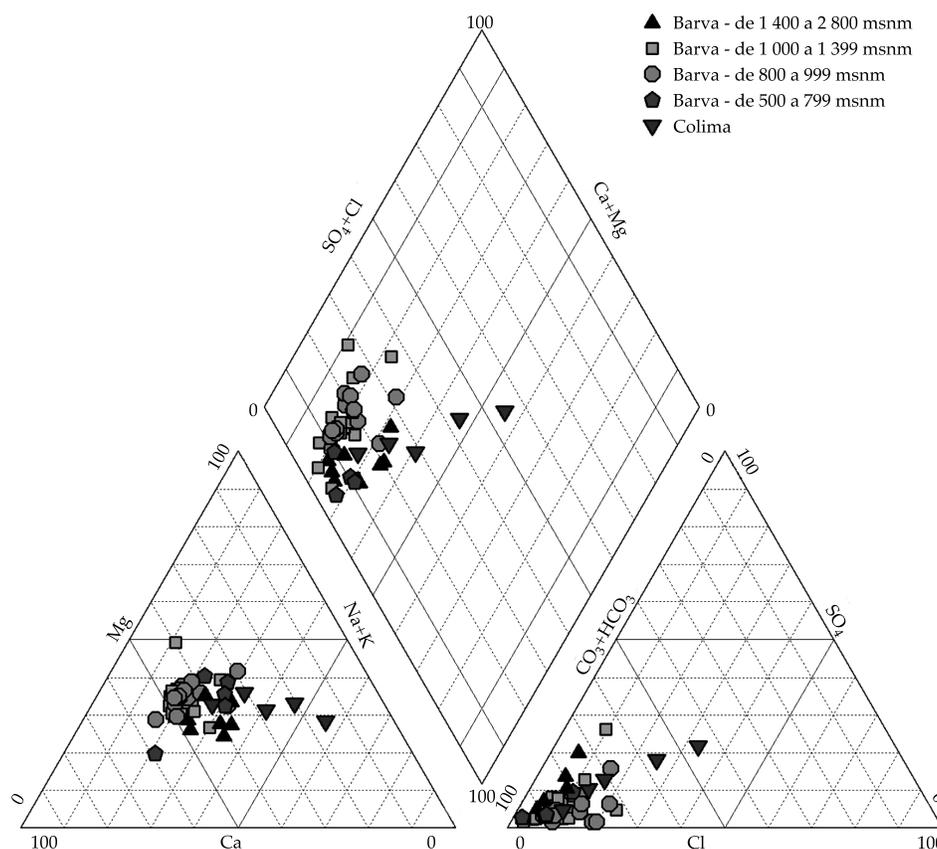


Figura 3. Diagrama de Piper para las aguas subterráneas de la zona de estudio.

de contaminación significativos que alteren las proporciones iónicas encontradas. Asimismo, las calidades del agua encontradas son del tipo bicarbonatada, que por lo general corresponden a agua reciente (Freeze & Cherry, 1979); es decir, que han tenido un corto tiempo de permanencia en el terreno, lo cual coincide con el hecho de que la recarga ocurre de manera relativamente rápida en toda la zona que sobreyace el acuífero.

A pesar de que el agua subterránea del acuífero Barva no cambia en sus proporciones iónicas, sí se observó un aumento en la concentración de la mayoría de los iones mayoritarios y en la conductividad eléctrica conforme el agua llega hasta el sector C, esto es, hacia las zonas bajas. Esto podría explicarse por dos procesos: a) disolución natural de sales provenientes de la interacción agua-roca, lo que aumenta con

el tiempo de contacto del agua con el terreno; y b) por lixiviación de iones desde terrenos agrícolas y zonas urbanas, que predominan en los sectores B y C. Como el agua de las partes bajas del acuífero se considera también como agua reciente y de recarga local, se concluye que es producto de una mezcla de aguas de recarga y, a su vez, posee mayor cantidad de iones disueltos debido a los procesos ocurridos aguas arriba. La influencia de los fertilizantes sobre el aumento en la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$, Ca^{+2} , K^+ , Mg^+ y Cl^- ha sido también observada por varios investigadores en acuíferos no confinados (Custodio & Llamas, 1983; Kim, Kim, Lee, & Chang, 2003; Fedhi *et al.*, 2009). El uso del suelo predominantemente agrícola y urbano, carente de alcantarillado sanitario, hace sospechar de un aporte antropogénico de iones mayoritarios en

Cuadro 3. Estadística básica para los parámetros físicos y químicos analizados en la zona de estudio.

	Zona	n	Promedio	Mediana	Límite inferior del I.C. al 95%	Límite superior del I.C. al 95%
Ca ⁺	Sector A	35	7.2	7.2	5.7	8.0
	Sector B	72	13.7	14.6	12.8	16.0
	Sector C	59	20.2	20.0	17.2	20.9
	Sector D	22	15.4	13.8	12.1	20.0
	Colima	14	15.6	15.6	11.7	18.3
Cl ⁻	Sector A	38	1.6	1.1	1.0	1.6
	Sector B	81	9.4	4.0	2.6	5.3
	Sector C	69	8.2	6.8	5.9	8.9
	Sector D	25	4.0	4.2	1.5	5.4
	Colima	20	19.8	11.6	8.0	34.4
E.C.	Sector A	43	74.2	73.0	68.0	80.5
	Sector B	91	175.7	158.0	138.3	174.4
	Sector C	79	214.5	216.0	191.3	226.0
	Sector D	29	188.6	178.0	160.4	227.8
	Colima	21	273.8	236.0	183.5	382.2
HCO ₃ ⁺	Sector A	35	42.9	44.0	36.9	49.7
	Sector B	72	68.7	62.6	52.1	79.6
	Sector C	59	95.2	93.9	89.0	97.7
	Sector D	22	114.6	119.3	90.1	140.0
	Colima	13	114.2	128.0	82.5	137.8
K ⁺	Sector A	35	2.1	1.8	1.7	2.3
	Sector B	72	4.0	2.5	2.0	3.1
	Sector C	59	3.9	3.8	3.4	4.2
	Sector D	22	3.3	3.2	3.0	3.5
	Colima	13	9.4	11.7	5.1	13.4
Mg ⁺	Sector A	31	2.9	2.9	2.3	3.5
	Sector B	64	7.3	7.0	6.2	7.8
	Sector C	53	9.9	9.2	8.8	10.2
	Sector D	19	9.9	9.7	7.0	12.2
	Colima	12	12.1	12.5	7.2	16.0
Na ⁺	Sector A	35	3.8	3.6	3.5	4.2
	Sector B	72	9.6	6.0	5.0	6.5
	Sector C	59	9.3	8.6	7.5	10.0
	Sector D	22	11.0	11.3	9.8	12.0
	Colima	13	25.0	32.0	13.0	35.2
NO ₃ ⁻	Sector A	42	0.3	0.2	0.2	0.2
	Sector B	91	3.6	3.6	1.5	4.1
	Sector C	79	5.0	5.3	4.9	5.9
	Sector D	29	1.2	1.1	0.5	1.5
	Colima	21	1.3	0.4	0.4	0.8
SO ₄ ⁻	Sector A	34	2.9	1.9	1.3	3.6
	Sector B	72	8.5	2.9	2.3	3.4
	Sector C	59	5.8	3.3	2.7	5.3
	Sector D	22	3.2	2.8	2.2	4.1
	Colima	13	22.8	31.8	8.2	34.4
pH	Sector A	43	6.7	6.6	6.6	6.8
	Sector B	91	6.7	6.7	6.6	6.9
	Sector C	79	6.8	6.7	6.6	6.8
	Sector D	29	6.9	6.9	6.8	7.0
	Colima	21	7.4	7.4	7.1	7.8

Cuadro 4. Matriz de correlación para los valores encontrados en los sitios de muestreo del acuífero Barva. En negrita los que mostraron significancia al $p < 0.05$.

	Altitud	C.E.	pH	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	NO ₃ -N	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
Altitud	1.00										
C.E.	-0.76	1.00									
pH	-0.12	0.10	1.00								
HCO ₃ ⁻	-0.77	0.81	0.41	1.00							
SO ₄ ⁻²	-0.17	0.27	0.33	0.26	1.00						
Cl ⁻	-0.63	0.79	0.13	0.72	0.44	1.00					
NO ₃ -N	-0.62	0.73	-0.33	0.41	-0.03	0.41	1.00				
Ca ⁺²	-0.71	0.97	0.03	0.77	0.10	0.72	0.73	1.00			
Mg ⁺²	-0.80	0.95	0.14	0.84	0.34	0.81	0.70	0.88	1.00		
Na ⁺	-0.68	0.87	0.35	0.84	0.49	0.79	0.44	0.78	0.87	1.00	
K ⁺	-0.60	0.74	0.28	0.73	0.2705	0.53	0.42	0.66	0.68	0.85	1.00

el agua captada. Según Reynolds-Vargas, Fraile-Merino e Hirata (2006), en el acuífero Barva, los nitratos provienen de áreas urbanas sin alcantarillado y de fertilizantes nitrogenados aplicados al café. Por su parte, los valores de NO₃-N entre los 5 y 10 mg/l, valor máximo recomendado por los organismos nacionales e internacionales de salud, son un indicador importante de que éstos y otros contaminantes derivados de actividades humanas pueden estar llegando al acuífero.

Sin embargo, las concentraciones relativamente bajas de NO₃-N y Cl⁻ en el sector D, hacia el oeste del acuífero, no parecen seguir este mismo patrón de aumento en las concentraciones. Al estar el uso del suelo en esta zona dominado por pastos y agricultura no relacionada con el café (PRUGAM, 2008) puede haberse dado una dilución importante del agua del acuífero con agua recargada localmente por las lluvias, con una menor lixiviación de nitratos desde tanques sépticos o fertilizantes nitrogenados que la obtenida en los sectores B y C. La posibilidad de que la disminución de nitratos en el sector D se deba a procesos de dilución es coincidente con los estudios realizados en Italia. Debernardi, De Luca y Lasagna (2008), y Mastrocicco, Colombani, Castaldelli y Jovanovic (2011) también han relacionado la presencia de nitratos en concentraciones relativamente bajas en aguas subterráneas con los procesos de dilución con

agua de recarga, a pesar de la presencia de zonas agrícolas y urbanas. Además de la dilución de iones debido a procesos de recarga, es muy probable que exista una entrada de agua desde las partes bajas del acuífero Barva debido a una comunicación hidráulica con las coladas de lava provenientes de este volcán, aunque esto no ha sido comprobado. Ello explicaría, en parte, el aumento en las concentraciones de HCO₃⁻ y Na⁺ con respecto al grupo de datos de la parte baja del acuífero Barva.

Por otra parte, la semejanza hidroquímica entre el agua de los acuíferos Barva y Colima podría deberse a que el agua del Colima ha sufrido un proceso de mezcla con el agua del acuífero Barva debido a la recarga desde ese cuerpo de agua, o bien a que el agua de ambos acuíferos ha sufrido procesos similares de disolución de las rocas e intercambio catiónico, teniendo en cuenta que las formaciones geológicas que albergan a ambos acuíferos son químicamente similares. Por otro lado, es posible que el agua del acuífero Colima permanezca por más tiempo en contacto con el terreno, lo que permitiría una mayor disolución de iones desde las rocas y, por tanto, concentraciones de iones mayoritarios superiores a las del acuífero Barva. Por su parte, las concentraciones menores de NO₃-N en los sitios muestreados del Colima, en comparación con los del Barva, se debe a que el

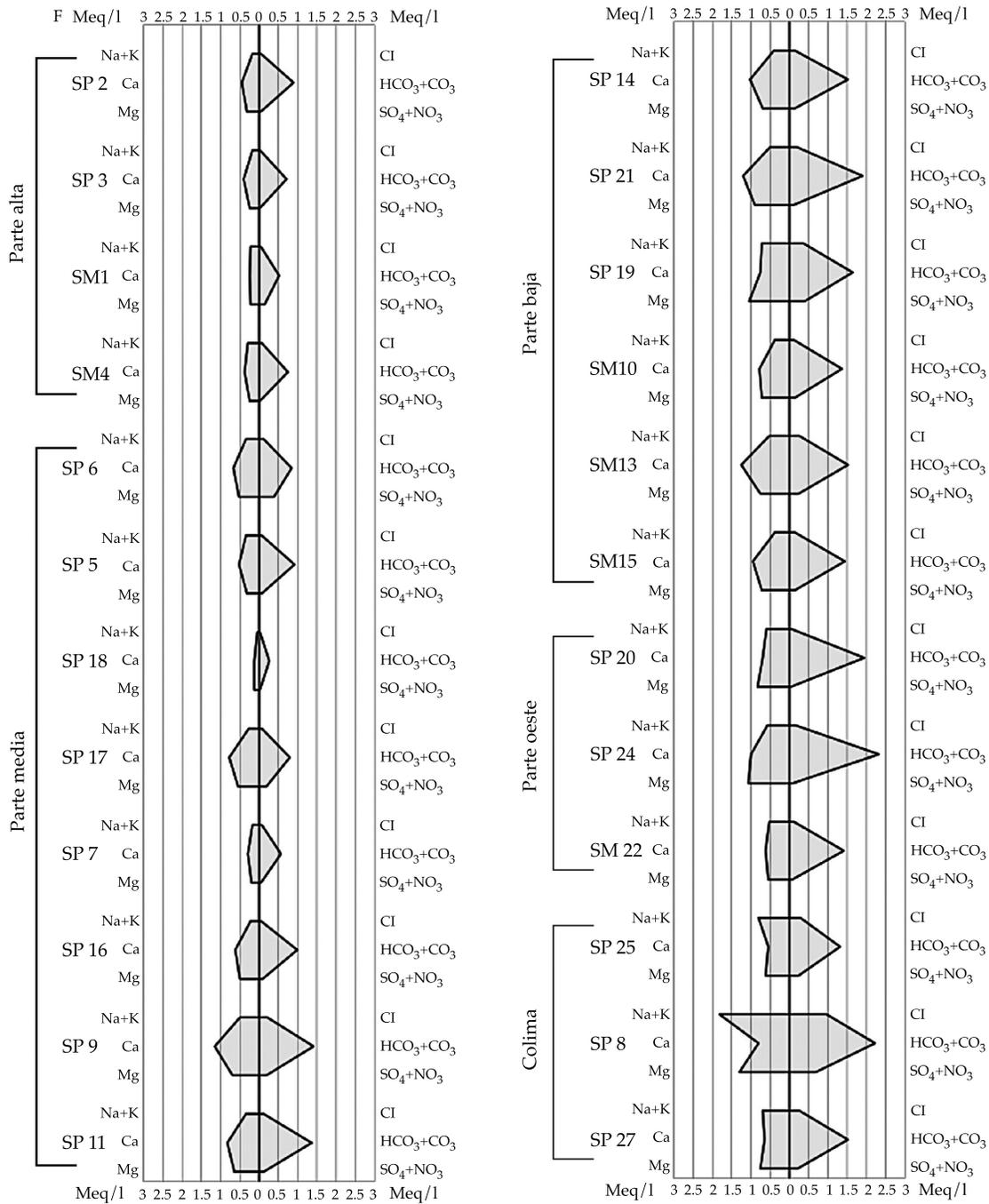


Figura 4. Diagramas Stiff representando las concentraciones promedio, en meq/l, en las muestras de los sitios de la red de monitoreo para el acuífero Barva y Colima.

NO₃-N proveniente de zonas agrícolas y urbanas se lixivia primero hacia el acuífero Barva, el cual sobreyace gran parte del acuífero Colima, lo que diluye la concentración de NO₃-N que

podría percolar hacia el Colima. Por el contrario, el manantial de Colima PM-131 (Puente Mulas) mostró una concentración relativamente alta, aproximada a los 6 mg/l de NO₃-N, y el hecho

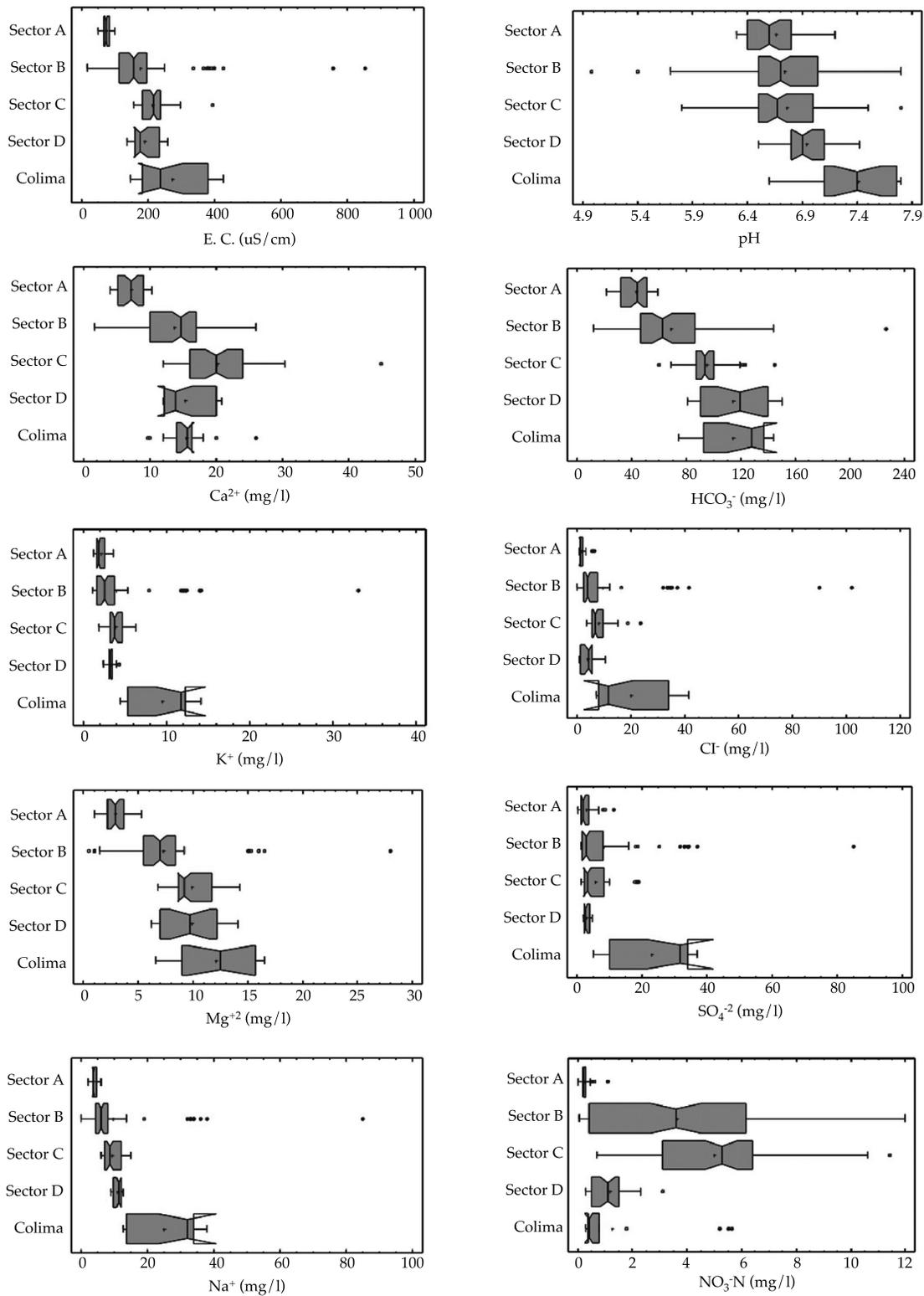


Figura 5. Diagramas de caja con todos los resultados obtenidos en los sitios muestreados en el acuífero Barva y Colima por estrato de altitud.

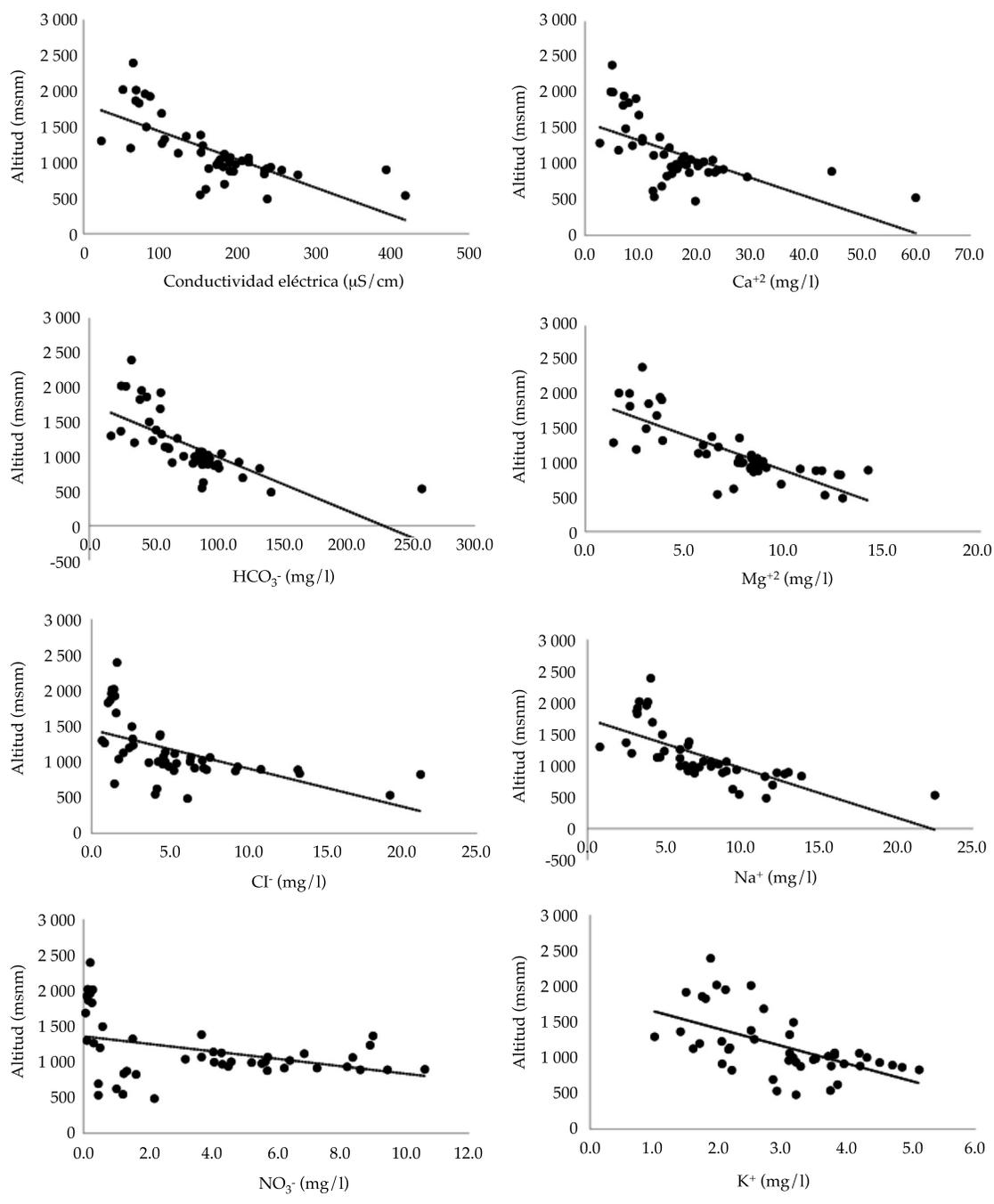


Figura 6. Gráficos de dispersión de altitud vs. conductividad eléctrica y altitud vs. algunos iones mayoritarios de los sitios del sector A, sector B y sector C del acuífero Barva.

de encontrarse en un sitio no sobreyacido por el acuífero Barva refuerza la afirmación anterior.

La posible recarga desde el acuífero Barva hacia el Colima Superior, ya sea a través de

fracturas en las tobas e ignimbritas, o por la comunicación establecida entre ambos acuíferos por los pozos perforados existentes en la zona, no ha sido estudiada a profundidad. A pesar de

que varios autores consideran que los materiales que separan el agua de los acuíferos Barva y Colima son lo bastante impermeables como para impedir un flujo vertical importante de agua desde el Barva hacia el Colima (Protti, 1997), otros argumentan lo contrario (BGS/SENARA, 1988). La presencia de compuestos orgánicos volátiles (Reynolds-Vargas, datos no publicados) en zonas sobreyacidas por el acuífero Barva es evidencia de la presencia de un flujo importante desde este cuerpo de agua.

Finalmente, se recomienda que en estudios futuros también se analice la concentración de los nitritos debido a su importancia en la evolución del nitrato y a su impacto sobre la salud (WHO, 2011). Además, se recomienda el uso de marcadores isotópicos, sílice y otros parámetros para comprobar la procedencia del agua subterránea que se encuentra en el sector D de la zona de estudio, así como el uso de herramientas hidrogeológicas convencionales.

Conclusiones

Los acuíferos Barva y Colima poseen una calidad de agua aceptable para que ésta pueda ser utilizada para abastecimiento humano, debido a que ningún parámetro analizado sobrepasó los valores de las guías de calidad del agua que recomienda la OMS. No obstante, se debe mantener el monitoreo de la calidad del agua en los diferentes sistemas de abastecimiento que tienen como fuente pozos y manantiales.

El agua del acuífero Barva es de tipo bicarbonatada mixta y los sitios muestreados presentan proporciones iónicas muy similares por razones como zonas de recarga en todo el acuífero y composición de rocas del acuífero muy similar. Los sitios muestreados del acuífero Colima también son del tipo de agua bicarbonatada mixta, similitud debida probablemente a la ocurrencia de procesos de mezcla con el acuífero Barva. Se recomienda aumentar el muestreo en el acuífero Colima para poder determinar con mayor certeza la hidrogeoquímica en este acuífero.

De las partes altas hasta las partes bajas, en el sector C del acuífero Barva existe un aumento en las concentraciones de iones de bicarbonatos, cloruros, nitratos, calcio, magnesio, sodio y potasio, probablemente por procesos de disolución natural de las rocas y por lixiviación de iones provenientes de actividades antropogénicas, en lo que podría ser un proceso incipiente de contaminación. Es recomendable mantener un monitoreo constante en la zona y analizar las tendencias temporales de estos iones. El sector D, hacia el oeste del acuífero, no sigue el mismo patrón de aumento de iones. De hecho, se observó una disminución en algunos parámetros. A pesar de que el tipo de agua de estos puntos es el mismo que en las otras zonas, hay varios factores que parecen estar incidiendo en la hidrogeoquímica de este sector D, como una mayor influencia del agua de recarga local y, por tanto, una dilución de la mayoría de los iones estudiados, por lo que se recomienda un estudio hidrogeológico que defina mejor la zona oeste. Tampoco se conoce con certeza si hay conexión hidráulica con el sector C del acuífero Barva.

El agua del acuífero Colima presenta bajas concentraciones de nitratos y cloruros, lo que se le atribuye a que la mayor parte de su extensión se encuentra protegida por el acuífero Barva que lo sobreyace, aunque existe evidencia de cierta conexión hidráulica entre ambos acuíferos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Laboratorio Nacional de Aguas del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados por los análisis químicos efectuados, al M.Sc. Julio Fraile Merino por su colaboración en el muestreo y análisis de nitratos, al Lic. Crstthian Núñez Solís del Laboratorio de Hidrología Ambiental de la Universidad Nacional por la colaboración en la elaboración de mapas.

Referencias

- Amalfitano, S., Del Bon, A., Zoppini, A., Ghergo, S., Fazi, S., Parrone, D., Casella, P., Stano, F., & Preziosi E. (2014). Groundwater geochemistry and microbial community structure in the aquifer transition from volcanic to alluvial

- areas. *Water Research*, 65, 384-394, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.004>.
- BGS/SENARA (1985). *Cartografía. Mapa hidrogeológico del Valle Central de Costa Rica*. ESR Limited, Bradford, England. British Geological Survey, Servicio Nacional de Aguas Subterráneas.
- BGS/SENARA (1988). *The continuation of hydrogeological investigations in the north and east of the Valle Central, Costa Rica. Final Report 1984-1987* (120 pp.). British Geological Survey Technical Report WD/88/13R. San José, Costa Rica: British Geological Survey, Servicio Nacional de Aguas Subterráneas.
- Bortolini, T. A., Roehe, P., Leão, M. I., & Schneider, V. E. (2014). Hidrogeología e hidroquímica dos aquíferos fraturados associados às rochas vulcânicas ácidas no município de Carlos Barbosa (RS). *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 9(1), 55-67, DOI: 10.4136/ambi-agua.1270.
- Custodio, E., & Llamas, M. R. (1983). *Hidrología subterránea* (2347 pp.). Barcelona: Editorial Omega S. A.
- Denyer, P., Aguilar, T., & Arias, O. (1994). *Atlas Geológico de la Gran Área Metropolitana* (273 pp.). Cartago, Costa Rica: Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Debernardi, L., De Luca, D. A., & Lasagna, M. (2008). Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability. *Environmental Geol.*, 55, 539-558, DOI: 10.1007/s00254-007-1006-1.
- Eaton, A., Clesceri, L., Greenberg, A., & Franson, M. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (19th ed.). Washington, DC: American Public Health Association (APHA).
- Fehdi, Ch., Rouabhia, A., Baali, F., & Boudoukha, A. (2009). The hydrogeochemical characterization of Morsott-El Aouinet aquifer, Northeastern Algeria. *Environmental Geology*, 58(7), 1611-1620, DOI: 10.1007/s00254-008-1667-4.
- Freeze, A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater* (604 pp.). New Jersey: Prentice Hall.
- Gómez, A. (1987). *Evaluación del potencial de los acuíferos y diseño de las captaciones de agua subterránea en la zona de Puente de Mulas, provincia de Heredia, Costa Rica* (68 pp.). Tesis de grado. San José. Escuela Centroamericana de Geología, Universidad de Costa Rica.
- Gómez-Cruz, A., Núñez-Solís, C., Madrigal-Solís, H. & Calderón-Sánchez, H. (2014). *Mapa de vulnerabilidad hidrogeológica del cantón de Barva. Informe técnico* (42 pp.). Heredia, Costa Rica: Universidad Nacional.
- Hamzaoui-Azaza, F., Ketata, M., Bouhlila, R., Gueddari, M., & Riberio, L. (2011). Hydrogeochemical characteristics and assessment of drinking water quality in Zeuss-Koutine Aquifer, Southeastern Tunisia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 174, 283-298, DOI: 10.1007/s10661-010-1457-9.
- INEC (2012). *X Censo Nacional de Población y VI de Vivienda: Resultados* (140 pp.). San José, Costa Rica: Instituto Nacional de Estadística y Censo.
- Kania, J., Witczak, S., & Rózański, K. (2011). Classification of groundwater quality based on variability of hydrogeochemical environment. In: *Climate Change and its Effects on Water Resources: Issues of National and Global Security*, NATO Science for Peace and Security Series C: *Environmental Security* 3 (pp. 247-257). Baba, A., Tayfur, G., Gündüz, O., Howard, K., Friedel, M., & Chambel, A. (eds.), DOI 10.1007/978-94-007-1143-3_27. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Kim, J. H., Kim, R. H., Lee, J., & Chang, H. W. (2003). Hydrogeochemical characterization of major factors affecting the quality of shallow groundwater in the coastal area at Kimje in South Korea. *Environmental Geology*, 44(4), 478-489, DOI: 10.1007/s00254-003-0782-5.
- Kussmaul, S. (2002). *Descripciones petrográficas y consideraciones químicas de las muestras del Barva* (46 pp.). San José: Universidad de Costa Rica, Escuela Centroamericana de Geología, Sección de Petrología y Geoquímica.
- Losilla, M., Rodríguez, H. V., Foster, S., & Kitching, R. (1982). Estudio hidrogeológico para el desarrollo de los acuíferos Colima: aplicación del modelo matemático IGS-SENAS. Informe técnico elaborado para el Servicio Nacional de Aguas Subterráneas. San José, Costa Rica.
- Losilla, M., Rodríguez, H., Schosinsky, G., Stimson, J., & Bethune, D. (2001). *Los acuíferos volcánicos y el desarrollo sostenible en América Central* (205 pp.). San José, Costa Rica: Editorial de la Universidad de Costa Rica.
- Madrigal-Solís, H., Fonseca-Sánchez, A., Núñez-Solís, C., & Gómez-Cruz, A. (2014). Amenaza de contaminación del agua subterránea en el sector norte del acuífero Barva, Heredia, Costa Rica. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(6), 109-118.
- Mastrocicco, M., Colombani, N., Castaldelli, G., & Jovanovic, N. (2011). Monitoring and modeling nitrate persistence in a shallow aquifer. *Water, Air & Soil Pollution*, 217(1-4), 83-93, DOI: 10.1007/s11270-010-0569-8.
- Marchand, G., Ryan, M., Bethune, D., & Chu, A. (2002). *Groundwater-surface water interaction and nitrate origin in municipal water supply aquifers, San Jose, Costa Rica. Releva NX, innovation, sustainability, development. Calgary, Alberta*. Citation in Febrero, 2013. Recovered from <http://relevanx.com/web/guest/technology-articles/article/-/article/N2ze/21607/-1/1699/groundwater-surface-water-interaction-and-nitrate-origin-in-municipal-water-supply-aquifers-san-jose-costa-rica>.
- Méndez, J., & Hidalgo, P. (2004). Descripción geológica del depósito de *debris avalanche* El coyol, Formación Barva, Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*, 30, 199-202.
- Parisi, S., Paternoster, M., Perri, F., & Mongelli G. (2011). Source and mobility of minor and trace elements in a

- volcanic aquifer system: Mt. Vulture (southern Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 110, 233-244, DOI: 10.1016/j.gexplo.2011.06.010.
- Pérez, W. (2000). *Vulcanología y petroquímica del evento ignimbrítico del Pleistoceno Medio (0,33 Ma) del Valle Central de Costa Rica* (170 pp.). Tesis presentada a la Escuela de Geología como cumplimiento parcial de los requisitos para obtener el grado de Licenciatura en Geología. San José, Costa Rica: Universidad de Costa Rica.
- Protti, E. (1997). *Análisis de riesgo de contaminación de acuíferos del Valle Central, Costa Rica. Informe para el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados* (26 pp.). San José, Costa Rica: Geotest, S. A.
- Prasanna, M. V., Chidambaram, S., Shahul A., & Srinivasamoorthy, K. (2011). Hydrogeochemical analysis and evaluation of groundwater quality in the Gadilam River basin, Tamil Nadu, India. *Journal of Earth System Science*, 120(1), 85-98, DOI: 10.1007/s12040-011-0004-6.
- PRUGAM (2008). *Cartografía 1: 10 000, Uso de la Tierra Gran Área Metropolitana. Proyecto de Actualización Cartográfica de usos de la Tierra a escala 1:10.000 GAM de Costa Rica. Elaboración de cartografía digital y ortofotos*. San José, Costa Rica: Plan Regional Urbano del Gran Área Metropolitana de Costa Rica.
- Ramírez, R., & Alfaro, A. (2002). Mapa de vulnerabilidad hidrogeológica de una parte del Valle Central de Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*, 27, 53-60.
- Ramos, V. (2001). *Análisis de la vulnerabilidad a la contaminación de los recursos hídricos subterráneos de un sector al noreste del Valle Central, Costa Rica* (81 pp.). Tesis de Licenciatura. San José, Costa Rica: Escuela Centroamericana de Geología, Universidad de Costa Rica.
- Reynolds-Vargas, J. (1997). *Evaluación de los recursos hídricos en Costa Rica: disponibilidad y utilización. Informe final* (161 pp.). Centro Científico Tropical/Centro Internacional en Política Económica para el Desarrollo Sostenible. Heredia, Costa Rica.
- Reynolds-Vargas, J., Fraile-Merino, J., & Hirata, H. (2006). Trends in nitrate concentrations and determination of its origin using stable isotopes (^{18}O and ^{15}N) in Groundwater of the Western Central Valley, Costa Rica. *AMBIO*, 35(5), 229-236.
- Reynolds-Vargas, J. & Fraile, J. (2009). Utilización de isótopos estables en la precipitación para determinar zonas de recarga del acuífero Barva, Costa Rica (pp. 83-95). En: *Estudios de hidrología isotópica en América Latina*. Viena: Organismo Internacional de Energía Atómica, IAEA-TECDOC 1611.
- Rodríguez, H. (2002). *Características hidrogeológicas y físicas del acuífero Barva. Costa Rica. Informe preparado para el Laboratorio de Hidrología Ambiental* (14 pp.). Heredia, Costa Rica: Universidad Nacional.
- WHO (2011). *Guidelines for drinking-water quality* (541 pp.). Geneva: WHO Press, World Health Organization.

Dirección institucional de los autores

M.Sc. Helga Madrigal Solís
Lic. Alicia Fonseca Sánchez
Dra. Jenny Reynolds Vargas

Laboratorio de Hidrología Ambiental
Universidad Nacional de Costa Rica
Campus Omar Dengo, Heredia, COSTA RICA
Calle 9, Avenidas 0 y 1
Costa Rica 86-3000
Teléfono: (+506) 22602715, 22773494
helga.madrigal.solis@una.cr
alicia.fonseca.sanchez@una.cr
jennyrv@yahoo.com

Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico por consumo de agua en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México

• Ane Galdos-Balzategui* •
Fundación Cántaro Azul, A.C.

*Autor para correspondencia

• Jesús Carmona de la Torre • Héctor Javier Sánchez-Pérez •
• Juan Jesús Morales-López • Arturo Torres-Dosal • Sergio Gómez-Urbina •
El Colegio de la Frontera Sur, México

Resumen

Galdos-Balzategui, A., Carmona de la Torre, J., Sánchez-Pérez, H. J., Morales-López, J. J., Torres Dosal, A., & Gómez-Urbina, S. (enero-febrero, 2017). Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico por consumo de agua en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 133-153.

La ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, carece de información sobre la calidad microbiológica del agua del sistema municipal de distribución de agua potable. Se desconocen, por tanto, los riesgos derivados de su ingesta y el impacto que supone para la salud pública. El presente estudio evaluó el riesgo por contaminación microbiana de las fuentes de agua del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado Municipal (SAPAM) mediante la aplicación de una Evaluación Cuantitativa del Riesgo Microbiológico (ECRM). Se analizó la contaminación por *Escherichia coli* en muestras de agua de todas las fuentes. Para calcular la ECRM y la carga de enfermedad, se estimó la concentración de cuatro patógenos de referencia (*E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium*) utilizando datos publicados de la razón de éstos con *E. coli*. Todas las fuentes presentaron contaminación fecal. La probabilidad de infección anual fue mayor que el nivel de seguridad establecido por la EPA en todos los patógenos. La suma de la carga de enfermedad fue de 2.40×10^3 años de vida ajustados por discapacidad (AVAD) por persona/año, mucho más elevada que el nivel de referencia de la OMS. El riesgo no fue homogéneo para toda la población, se encontraron diferencias en la exposición y riesgo, según fuente de abastecimiento. Este estudio demuestra la necesidad de implementar mejoras en el sistema de distribución de agua potable que reduzcan el riesgo para la salud de la población.

Palabras clave: evaluación del riesgo, ECRM, AVAD, sistema de distribución de agua potable, desigualdad del riesgo, México.

Abstract

Galdos-Balzategui, A., Carmona de la Torre, J., Sánchez-Pérez, H. J., Morales-López, J. J., Torres Dosal, A., & Gómez-Urbina, S. (January-February, 2017). Quantitative microbial risk assessment of drinking water in San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 133-153.

The city of San Cristobal de Las Casas, Chiapas, Mexico lacks information on the microbiological quality of the municipal drinking water distribution system. Therefore, the risks associated with its intake and the impact it has on public health is unknown. This study assessed the risk of microbial contamination from the Potable Water and Sewerage Municipal (SAPAM) water sources, by conducting a Quantitative Microbiological Risk Assessment (QMRA). Samples from each source were analyzed for *Escherichia coli*. The QMRA and disease burden were calculated using estimates of the concentrations of four reference pathogens (*E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, rotavirus and *Cryptosporidium*) based on published ratios between *E. coli* and the indicated pathogens. All sources showed fecal contamination. The annual probability of infection was higher than the safety threshold set by the EPA on all previously indicated pathogens. The sum of the disease burden was 2.40×10^3 DALYs per person per year, much higher than WHO reference level. The risk was not uniform for the entire population, inequalities in the exposure and the risk were found according to the source of supply. This study demonstrates the need to implement improvements in drinking water distribution system to reduce the public health risk.

Keywords: Risk assessment, QMRA, DALY, drinking water distribution system, risk inequality, Mexico.

Recibido: 30/08/2014
Aceptado: 23/08/2016

Introducción

Los peligros microbianos derivados del consumo de agua tratada de manera no eficiente por parte de los sistemas municipales se encuentra ampliamente documentada (OMS, 2008). Los riesgos para la salud relacionados con el agua de consumo más comunes y extendidos son las enfermedades infecciosas ocasionadas por agentes patógenos como bacterias, virus y parásitos (como protozoos y helmintos). Las asociadas con su ingesta son de tipo gastrointestinal, como las diarreas, algunas de las cuales son incluso mortales (Westrell, 2004).

Las enfermedades gastrointestinales son uno de los principales problemas de salud en México (Hernández-Cortez, Aguilera-Arreola, & Castro-Escarpili, 2011). Si bien el país está experimentando una transición epidemiológica en algunas de sus entidades, la región sureste, donde se ubica el estado de Chiapas, mantiene tasas elevadas de morbilidad y mortalidad infantil causadas por enfermedades infecciosas, muchas de ellas de origen gastrointestinal. La mala calidad del agua se identifica como uno de los principales factores de riesgo de mortalidad infantil por enfermedades infecciosas, junto con la desnutrición (Stevens *et al.*, 2008). Según datos del Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica (Sinave, 2012), Chiapas presenta las tasas más altas de mortalidad infantil del país por enfermedad diarreica aguda (EDA) de 10.76/1 000 nacidos vivos, cifra tres veces más elevada que la media nacional de 2.9/1 000 nacidos vivos.

México continúa enfrentando en la actualidad diversos y severos problemas de abastecimiento de agua, como escasez y contaminación (Sánchez-Pérez, Vargas-Morales, & Mendez-Sánchez, 2000; Haro, Nubes, & Calderón, 2012). La protección y vigilancia de los riesgos para la salud derivados del consumo de agua entubada, competencia de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (Cofepris), en la mayoría de casos se reduce a la cloración de manera intermitente y al monitoreo de los niveles de cloro residual (Cofepris, 2008). No

obstante, el país carece de información confiable, producida de manera periódica, sobre la calidad del agua para consumo humano.

El estado de Chiapas se conforma administrativamente por 122 municipios y cuenta con 37 plantas (31 de tratamiento de aguas residuales y seis potabilizadoras) en operación, lo cual denota una gran falta en infraestructura para el manejo de las aguas residuales y para abastecer de servicios de agua potable a la población (Conagua, 2011). Además, una gran parte de las plantas registran numerosos problemas de funcionamiento. Según datos de 2011 de la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2011), de las 37 plantas en el estado, al menos 12 funcionan de manera deficiente por azolvamiento o por necesidad de reparación (en otras 19 de ellas no se especifica su estado).

San Cristóbal de Las Casas es una de las principales ciudades chiapanecas, pero carece, al igual que muchas localidades, tanto de planta de tratamiento de aguas residuales, como de planta de potabilización (INIFAP, 2012). El único tratamiento que recibe el agua entubada es desinfección con cloro en los sistemas de bombeo y conducción de los manantiales, específicamente en los tanques elevados de almacenamiento temporal que bombean el agua y en los cárcamos de bombeo. Esta práctica se lleva a cabo de manera irregular por falta de cloro; no se tratan todas las fuentes a diario y se estima que la cantidad de cloro es insuficiente en muchos casos (SAPAM, 2011). La calidad del agua potable de la ciudad se ve amenazada por falta de tratamiento, y por la contaminación en la red de distribución, debido a que opera a baja presión. Dado que el suministro de agua a través de la red es intermitente, todas las viviendas cuentan con uno o varios tanques de almacenamiento. La desconfianza de la calidad del agua de la llave por parte de la población ha provocado un cambio en el hábito hacia el consumo de agua envasada, de la cual hay también evidencias sobre mala calidad en buena parte de las marcas comerciales (Haro *et al.*, 2012).

Como puede observarse, el estado actual del sistema de agua entubada supone una potencial

amenaza para la salud de la población, en especial para los grupos más vulnerables (adultos mayores, embarazadas, y niños y niñas) (Westrell, 2004). Según fuentes oficiales (Haro *et al.*, 2012), está ampliamente aceptado que los problemas de mala calidad de agua son severos y aun así se desconoce la magnitud del riesgo que esto implica para la salud de la población.

La evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (ECRM) proporciona una herramienta para estimar la carga de enfermedad de microorganismos patógenos presentes en sistemas de agua potable. Mediante la ECRM es posible caracterizar el riesgo no sólo de los individuos sino de las comunidades y poblaciones para poder tomar decisiones sobre el manejo adecuado del sistema de abastecimiento del agua (Hass, Rose, & Gerba, 1999). La gran mayoría de las ECRM ha sido utilizada sólo en países desarrollados. Recientemente se han llevado a cabo estudios que han demostrado que la ECRM se puede emplear en países con escasez de datos, y que el resultado puede proporcionar información valiosa para la gestión del suministro de agua (Howard, Pedley y Tibatemwa, 2006; Mara, Sleigh, Blumenthall, & Carr, 2007; Hunter, Zmirou-Navier, & Hartemann, 2009; Labite *et al.*, 2010). El presente estudio se llevó a cabo con el objetivo de cuantificar el riesgo para la salud pública generado por el Sistema de Agua y Alcantarillado Municipal (SAPAM) de San Cristóbal de Las Casas mediante una evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico.

Material y métodos

Área de estudio

San Cristóbal de Las Casas, cabecera municipal y de la región de los Altos, es la tercera ciudad más grande del estado de Chiapas. Su población es de 158 027 habitantes, según el último Censo de Población y Vivienda del INEGI de 2010 y se considera como de media marginación socioeconómica (INEGI, 2010). Su clima es característico de los bosques de lluvia subtropicales, con una temperatura máxima anual promedio de 23 °C

(Bencala *et al.*, 2006) y una precipitación media anual de 1 100 mm (INIFAP, 2012).

La ECRM se realizó para el agua suministrada por el Sistema de Agua y Alcantarillado Municipal (SAPAM), el cual cuenta con 11 fuentes de abastecimiento de agua (diez manantiales y un pozo profundo), pero para efectos operativos trabaja con ocho fuentes, pues tres de los manantiales (Real del Monte, Campanario y Pedregal) se consideran como una sola fuente, al igual que otros dos (Navajuelos y María Auxiliadora) también son considerados como tal. Cada fuente tiene su propio sistema de bombeo, conducción, tanques de almacenamiento y redes de distribución; es decir, el sistema municipal es un conjunto de sistemas individuales con producción y cobertura variable que abastecen a diferentes sectores de la ciudad. De acuerdo con la evidencia empírica, el SAPAM cubre alrededor de 94% de los habitantes de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas. La población restante cubre sus necesidades a través de sistemas independientes de agua, los cuales provienen de la misma cuenca, por lo que se prevé que los resultados obtenidos en este estudio en dicha fracción poblacional sean similares.

Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (ECRM)

La evaluación del riesgo asociado con la ingesta de agua distribuida por el SAPAM se investigó a través de una ECRM. Los cuatro pasos para implementarla fueron identificación del peligro, evaluación de la exposición, análisis de la dosis-respuesta y caracterización del riesgo (Hass *et al.*, 1999).

1. Identificación del peligro

Se emplearon cuatro patógenos de referencia (OMS, 2008) para representar bacterias (*Escherichia coli* 0157:H7, *Campylobacter*), virus (rotavirus) y protozoos (*Cryptosporidium*). Estos patógenos fueron escogidos por encontrarse bien caracterizados en la literatura y por su importancia para la salud pública.

2. Evaluación de la exposición

Recolección y análisis de las muestras de agua

Los datos necesarios para evaluar la exposición microbiológica se obtuvieron del monitoreo de la calidad del agua de consumo humano realizado por los Laboratorios Institucionales (LI's) de la Unidad San Cristóbal de Las Casas, de El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), los cuales cuentan con la acreditación de la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA), representante a nivel internacional para la ISO/IEC-17025:2005.

La calidad bacteriológica del agua (CBA) se analizó según las ocho fuentes operativas, a partir de las muestras tomadas en los últimos puntos (tanques elevados y cárcamos de bombeo) que distribuyen el agua a las viviendas. Se analizaron los datos de 10 tanques de almacenamiento y tres cárcamos de bombeo, obteniendo de esta manera resultados de la CBA al cual se expone aproximadamente el 94% de las personas usuarias del SAPAM. Asimismo, se calculó la concentración media de coliformes totales y fecales de cada fuente para poder estimar la exposición de todas las personas usuarias del agua municipal.

Se recolectaron 206 muestras de agua. La recogida y análisis de éstas se hizo mediante monitoreo comunitario, según regula la Global Water Watch (GWW, 2010), técnica aprobada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (US EPA).

La toma de muestras de agua fue mensualmente entre junio de 2012 y mayo de 2013. Para la recolección se usaron pipetas estériles. Se colectaron dos repeticiones de un volumen de 5 ml para cada una de las muestras, las cuales se transportaron en frascos plásticos con medio de cultivo Coliscan EasyGel. Para su conservación se utilizaron hieleras de unicel (poliestireno expandido) con gel congelante a una temperatura inferior a los 10 °C. El tiempo desde la colecta hasta la preparación de las placas de Petri fue inferior a dos horas. Se emplearon dos indicadores para determinar la CBA: coliformes totales y coliformes fecales (*Escherichia coli*), cuya

identificación se llevó a cabo mediante cultivo en medio Coliscan EasyGel. La temperatura de incubación empleada fue de 37 °C de 24 a 48 horas. Para la lectura de resultados, las colonias con coloración rosa o rojo oscuro se consideraron bacterias coliformes, y las colonias con coloración azul o violeta, *E. coli* (GWW, 2010).

La *E. coli* enterohemorrágica (EHEC) es uno de los cinco grupos de *E. coli* patógenos para el ser humano (Hernández-Cortez et al., 2011; Hass et al., 1999), siendo *E. coli* O157:H7 la cepa más importante para la salud pública, por sus graves repercusiones para la salud (Westrell, 2004). Debido a que aproximadamente 8% del total de *E. coli* es patógeno (Haas et al., 1999), los resultados del monitoreo se multiplicaron por 0.08 y la evaluación del riesgo de todos los *E. coli* patógenos se calculó con base en el impacto esperado por *E. coli* O157:H7. Asimismo, para estimar la concentración del resto de organismos se recurrió a los datos publicados en la literatura sobre la razón *E. coli*: patógenos. Se asumió una razón de 1:0.52 (Smeets, 2008), 1:10⁻⁵ (Howard et al., 2007; Gortáres-Moroyoqui et al., 2011) y 1:10⁻⁶ (Howard et al., 2007) para *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium*, respectivamente. Se emplearon relaciones de agua cruda (sin tratamiento) para el *Campylobacter* y de aguas residuales para el resto de microorganismos, según la disponibilidad de los datos en la literatura consultada.

Se calculó la media de concentración para cada patógeno y fuente (Benke & Hamilton, 2007). Para estimar el límite superior (percentil 95) se hicieron simulaciones Monte Carlo, un enfoque utilizado para evaluar la incertidumbre asociada con las estimaciones llevadas a cabo con pequeñas bases de datos microbiológicos (Teunis, Medema, Kruidenier, & Havelaar, 1998).

Consumo de agua

En las Guías para la Calidad de Agua Potable de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2008) se asume que el volumen de agua ingerida sin hervir por persona corresponde a un litro

diario. Si bien es una cifra que sobrestima la ingesta en países desarrollados, puede subestimarla en países en vías de desarrollo. Varias ECRM realizadas en este tipo de países asumen una ingesta de 2.9 litros diarios por persona (Machdar, Van der Steen, Raschid-Sally, & Lens, 2013; Labite *et al.*, 2010), sugerido en las Guías de la OMS en relación con la necesidad de hidratación (OMS, 2003). En México, en un estudio epidemiológico de tres comunidades de Tlaxcala (Navarro, Maya, & Lucario, 2007), el volumen medio de ingesta diaria se determinó en 1.8 litros, con un rango de 0.4 a 3.4 l/día. En otra investigación en el estado de Sonora (Grijalva-Haro, Barba-Leyva, & Laborín-Alvarez, 2001) se encontraron cifras parecidas: una media de ingesta diaria de 1.9 l y un rango de 1 a 3 l/día. En el presente estudio se analizó el consumo de agua, asumiendo que la ingesta de la población se ajusta a una distribución triangular, con una media de 1.8 l/día y un rango de 1-2.9 l/día. La dosis de exposición para cada patógeno se calculó a partir del producto de la concentración de organismos en cada una de las fuentes analizadas y el volumen de agua ingerida.

La frecuencia de exposición corresponde al número de días al año que se consume el agua. En el presente estudio se calculó como el producto del porcentaje de muestras positivas a *E. coli* y los 365 días del año. Se asumió que las personas sólo estaban expuestas los meses para los cuales se encontró contaminación fecal. Se optó por esta aproximación, a fin de evitar que las muestras negativas para *E. coli* desviaran los resultados, subestimando el riesgo.

Población susceptible

La población susceptible se calculó a partir de una encuesta realizada por Carmona *et al.*, en el año 2013 (Ecosur, 2013), en la que se encuestaron 502 personas de 17 colonias de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas: se recogió información sobre hábitos relacionados con agua doméstica. El 53.4% reportó consumir agua de llave, aunque cabe resaltar que la diferencia entre algunos barrios en dicho consumo fue hasta de

60 puntos porcentuales (30 y 90%). Este hecho implica una notable desigualdad entre barrios en cuanto a la exposición. Entre las personas que reportaron consumir agua de llave, 10.4% no la hierve. En el presente estudio, con base en dichos hallazgos, se calculó el riesgo para cada una de las fuentes en dos escenarios: para 5.6%, correspondiente al porcentaje de población que consume agua de llave sin hervir (riesgo más “realista”), y para el total de la población de San Cristóbal de Las Casas usuaria del servicio del SAPAM (potencial riesgo).

El número de habitantes expuestos a cada fuente se estimó a partir de los usuarios beneficiarios de los servicios del SAPAM de 2011. La población resultante es superior al último censo de población y vivienda del INEGI de 2010. No obstante, se decidió utilizar la cifra del SAPAM debido a que se consideró una cifra más aproximada a la realidad, pues existe una gran cantidad de población no registrada por el INEGI (2010).

En cuanto a la susceptibilidad a los microorganismos, se asumió que toda la población era susceptible a la infección por *E. coli* O157:H7, *Campylobacter* y *Cryptosporidium*. Aunque es posible adquirir cierta inmunidad a estos patógenos, se asumió que ésta sería de corta duración (Howard *et al.*, 2006). Por otra parte, la fracción de población susceptible al rotavirus se ve influenciada por la inmunidad desarrollada. Se ha documentado que en los países en vías de desarrollo, los niños y niñas mayores de cinco años son inmunes al rotavirus, debido a una repetida exposición en los primeros años de vida (OMS, 2008). En San Cristóbal de Las Casas, los niños y niñas menores de cinco años, de acuerdo con la única fuente de información disponible (INEGI, 2010), representan alrededor de 10.4% de total de la población. Según cifras oficiales, la cobertura de vacunación de rotavirus en niños y niñas de uno y dos años en Chiapas para el año 2012 fue del 58.1% (SSA, 2012). La vacuna tiene una eficacia de 74% (Staat *et al.*, 2011); por lo tanto, la estimación final de población susceptible para el rotavirus utilizada fue la siguiente:

$$10.4\% \times 5.6\% \times (1 - (58.1\% \times 74\%)) = 0.33\%$$

de población susceptible.

3. Análisis dosis-respuesta

El riesgo se estimó utilizando funciones dosis-respuesta publicadas y recomendadas para cada patógeno (Hass, Rose, Weir, Gurian, & Mitchell, 2014). Se empleó un modelo exponencial para el *Cryptosporidium* (Messner, Chappell, & Okhuysen, 2001) y β -Poisson para el resto de organismos (Black, Levine, Clements, Hughes, & Blaser, 1998; DuPont et al., 1975; Ward et al., 1986), tal y como se muestra en el cuadro 1.

4. Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo se determinó utilizando tres indicadores de salud: probabilidad de infección anual, número de casos de gastroenteritis y años de vida ajustados por discapacidad (AVAD).

El riesgo de infección se calculó por medio de simulaciones Monte Carlo parciales, utilizando las estimaciones puntuales de mejor ajuste de infectividad (α , β) (cuadro 1), distribuciones log-normal para las concentraciones de patógenos y distribuciones triangulares para el volumen de ingesta diario. Se empleó el programa *Crystal Ball v.11.1.2.3.000*, aplicando 10 000 iteraciones. El riesgo de infección se expresó con el valor medio y el límite superior, percentil 50 y 95, respectivamente (Hunter et al., 2011).

Cálculo de la carga de enfermedad

La carga de enfermedad, expresada en años de vida ajustados por discapacidad (AVAD) se calculó siguiendo el método descrito en las Guías para la Calidad del Agua Potable de la OMS (OMS, 2008). Los AVAD constituyen un indicador que incluye los años de vida perdidos (AVP) por muerte prematura, y los años perdidos por enfermedad o discapacidad (APD). Para la estimación de los AVP se utilizó el promedio de esperanza de vida al nacer (EV) en Chiapas, que es de 72.3 años (INEGI, 2013). Con el fin de mantener una comparación consistente a través de los cuatro patógenos estudiados, la carga de enfermedad para cada uno se refirió únicamente a la asociada con enfermedades diarreicas y la muerte (Howard et al., 2006). Los datos sobre la duración, gravedad y probabilidad de presentar dichos efectos en la salud para cada patógeno se extrajeron de la literatura, tal como se especifica en el cuadro 2.

Con base en las estimaciones de Havelaar y Melse (2003), 47% de los casos de diarrea por infección de *E. coli* O157:H7 presenta sangre en las heces. Se ha estimado que la letalidad en países en vías de desarrollo es de 0.7% del total de casos (Howard et al., 2006). Para estimar el número de AVP por gastroenteritis se utilizó la distribución por edad de todas las muertes por gastroenteritis en Chiapas entre 1998 y 2012 (INEGI, 2012), obteniéndose una media de AVP por caso de 51.2 años. Este dato se empleó en

Cuadro 1. Funciones dosis-respuesta utilizadas en la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (ECRM) del estudio.

Patógeno	Modelo	Parámetros	Fuente
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 ^a	β -Poisson	$\alpha = 0.265$	DuPont et al. (1975)
		$\beta = 116.755$	
<i>Campylobacter</i>	β -Poisson	$\alpha = 0.144$	Black et al. (1998)
		$\beta = 7.285$	
rotavirus	β -Poisson	$\alpha = 0.253$	Ward et al. (1986)
		$\beta = 0.426$	
<i>Cryptosporidium</i>	Exponencial	$r = 0.0572$	Messner et al. (2001)

^a Se emplearon los parámetros del modelo dosis-respuesta de *Shigella*.

Cuadro 2. Cálculo de la carga de enfermedad por patógeno.

Efecto en la salud	Gravedad ^a	Duración ^b		Carga de enfermedad (AVAD) por caso ^c	Probabilidad del efecto ^d	AVAD por efecto en la salud ^e
		Días	Años			
<i>E. coli</i> O157:H7						
Diarrea acuosa	0.067	3.4	0.009	0.0006	53%	3.31 x 10 ⁻⁴
Diarrea con sangre	0.39	5.6	0.015	0.0060	47%	2.81 x 10 ⁻³
Muerte por diarrea	1		51	51	0.70%	3.58 x 10 ⁻¹
Total						3.62 x 10 ⁻¹
<i>Campylobacter</i>						
Gastroenteritis	0.067	5.1	0.014	0.0009	94%	8.82 x 10 ⁻⁴
Gastroenteritis severa	0.39	8.4	0.023	0.0090	6%	5.38 x 10 ⁻⁴
Muerte por gastroenteritis	1		51	51	0.10%	5.12 x 10 ⁻²
Total						5.26 x 10 ⁻²
Rotavirus						
Diarrea leve	0.1	7	0.02	0.0019	85.60%	1.64 x 10 ⁻³
Diarrea severa	0.23	7	0.02	0.0044	14.40%	6.35 x 10 ⁻⁴
Muerte por diarrea	1		71	71	0.60%	4.28 x 10 ⁻¹
Total						4.30 x 10 ⁻¹
<i>Cryptosporidium</i>						
Diarrea acuosa	0.067	7.2	0.02	0.0013	100%	1.32 x 10 ⁻³
Muerte	1		39	39	0.024%	9.45 x 10 ⁻³
Total						1.08 x 10 ⁻²

^a La gravedad y duración se extrajeron de Havelaar & Melse (2003).

^b Para calcular los años de vida perdidos por muerte (AVP), en el caso de *E. coli* O157:H7 y *Campylobacter*, se utilizó la distribución por edad de todas las muertes por gastroenteritis en Chiapas entre 1998 y 2012; para rotavirus se empleó la esperanza de vida al nacer de Chiapas- muerte con un año de edad (72 - 1 = 71 años); para *Cryptosporidium* se calculó en el grupo de personas con VIH/SIDA.

^c AVAD (años de vida ajustados por discapacidad) = gravedad x duración (años).

^d Fuente: Havelaar & Melse (2003) y Haas et al. (1999). La letalidad del *Cryptosporidium* se basó en 10% de la prevalencia de personas que viven con VIH/SIDA en México.

^e Carga de enfermedad por caso multiplicado por la probabilidad de cada efecto de salud.

el cálculo de la carga de mortalidad tanto de *E. coli* O157:H7 como de *Campylobacter*.

En el caso del *Campylobacter*, la carga de enfermedad se calculó para la gastroenteritis, estimando que 6% de los casos desarrolla diarrea grave, que necesitará de consulta médica. La tasa de letalidad utilizada para este patógeno fue de 0.1% (Havelaar & Melse, 2003).

Entre los daños a la salud que ocasiona la infección por rotavirus se encuentra la diarrea leve, diarrea grave y muerte. Se estima que 85.6% de los casos es de diarrea leve; 14.4%, diarrea grave, y letalidad de 0.60% (Havelaar & Melse, 2003; Howard et al., 2006). La gastroenteritis por rotavirus lo suficientemente grave como para

requerir hospitalización e incluso ocasionar la muerte se produce con mayor frecuencia en niños y niñas menores de dos años. Por esta razón, el cálculo de la carga de mortalidad se basó en la media de un año de edad (Havelaar & Melse, 2003).

Para el caso de la infección por *Cryptosporidium*, se tomó la diarrea acuosa como su principal efecto para la salud, con una duración media de 7.2 días (Havelaar & Melse, 2003). La muerte ocurre mayoritariamente en individuos inmunodeprimidos, como es el caso de las personas con VIH/SIDA (OMS, 2008), por lo que se utilizó este grupo para calcular la carga de mortalidad (Labite et al., 2010; Machdar et al.,

2013; Howard *et al.*, 2006). La prevalencia estimada de VIH/SIDA en México, según el Centro Nacional para la Prevención y Control del VIH/SIDA (CENSIDA, 2013) es de 0.24%. Dadas las dificultades y ausencia de información para estimar la tasa de letalidad por *Cryptosporidiosis* dentro de este grupo, se utilizó una estimación de dicha tasa de 10% dentro de la población con VIH/SIDA (Havelaar & Melse, 2003) (equivalente a 0.024% del total de la población). Los AVP para este grupo se estimaron a partir de la distribución por edad de la prevalencia de VIH/SIDA (CENSIDA, 2013), la cual se encontró dividida en 15 grupos etarios. La edad media de muerte para cada grupo se calculó bajo la asunción de que las personas con VIH/SIDA mueren 1.5 años después de haber contraído la infección por *Cryptosporidium* (Labite *et al.*, 2010; Machdar *et al.*, 2013). Con base en dichas consideraciones, la estimación de los AVP a causa del *Cryptosporidium* fue de 39.37 años.

Validación

Los resultados se validaron con datos epidemiológicos de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas. Se obtuvo el número de casos de enfermedades diarreicas agudas (EDA) atendidos por la Secretaría de Salud (SSA), el Instituto de Seguridad y Servicios Sociales de los Trabajadores del Estado (ISSSTE) y el Instituto Mexicano de Seguridad Social (IMSS)-Oportunidades en 2013, y se comparó con los cálculos obtenidos en la ECRM.

Resultados

Calidad microbiológica del agua

En el cuadro 3 se presentan los resultados del monitoreo sobre CBA del SAPAM realizado entre junio de 2012 y mayo de 2013. Los datos confirman la irregularidad en el proceso de

Cuadro 3. Calidad bacteriológica del agua del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado Municipal (SAPAM), según fuente (manantial). San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, año 2012-2013.

Fuente de abastecimiento	Número de muestras	Coliformes totales (UFC/100ml)				<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml)			
		Positivos (%)	Media ^a	Máx. ^b	Desviación estándar	Positivos (%)	Media	Máx.	Desviación estándar
Kisst	38	63	743.33	2 396.43	3 692.98	53	87.86	222.67	75.83
La Almolonga	28	54	163.33	483.68	212.07	32	78	246.08	103.29
La Hormiga	22	64	1 731.43	4778.4	1 630.03	23	423.33	1 278.87	523.12
Peje de Oro	15	80	407.14	1 402.44	653.31	53	272.5	869.35	391.98
Navajuelos y María Auxiliadora	47	47	462.14	1 486.98	614.69	15	275	752.31	262.48
Pozo Sta. María	22	55	112.86	309.85	110.25	9	50 ^c	-	-
San Juan de Los Lagos	17	94	1 671.11	5 650.62	2 427.51	53	76	194.62	63.32
Real del Monte, Pedregal y Campanario ^d	17	35	595	1 848.09	705.41	29	140	408.15	157.96
Global ^e	206	59	893.15	3 271.95	1 759.06	32	167.45	521.24	201.22

^a La media y la máx. se calcularon de las muestras positivas para cada indicador.

^b Representa el mayor valor esperado de la variabilidad de la concentración, el percentil 95.

^c El resultado fue positivo en una muestra en 5 ml y, por lo tanto, la concentración estimada es conservadora.

^d Los resultados del Campanario se emplearon también para Real del Monte y el Pedregal.

^e La concentración media de todas las fuentes tanto de coliformes totales como de *E. coli*.

desinfección, pues todas las fuentes presentaron contaminación fecal por lo menos en alguna de las muestras de agua. De las 206 muestras recolectadas, 59 y 32% resultaron positivas para coliformes totales y *E. coli*, respectivamente. La concentración media en las muestras analizadas fue de 893.15 UFC/100 ml coliformes totales y 167.45 UFC/100 ml *E. coli*, superando de forma considerable los niveles marcados por la Normativa Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 que señala como límite permisible para agua de buena calidad desde el punto de vista bacteriológico la ausencia tanto de coliformes totales como de coliformes fecales (es decir, 0 UFC/ml).

Los manantiales La Kisst, Peje de Oro y San Juan de Los Lagos, que atienden alrededor de 31, 16 y 1% de la población, respectivamente, fueron las fuentes con mayor porcentaje de

muestras con contaminación fecal: 53%. Se encontraron concentraciones diferentes de contaminación según fuente de abasto. Los datos revelan que el manantial de La Hormiga (el cual suministra agua a la periferia de la ciudad, aproximadamente 16% de la población) es la fuente con mayor concentración bacteriana (con una media de 1731.43 UFC/100 ml coliformes totales y 423.33 UFC/100 ml de *E. coli*). Por otra parte, la concentración de cada uno de los patógenos analizados, estimada a partir de la razón *E. coli*: patógenos, se muestra en el cuadro 4.

Evaluación del riesgo

Se estima que alrededor de 196 687 personas que viven en San Cristóbal de Las Casas (un 94% de su población) reciben agua del SAPAM. Los manantiales La Kisst y La Almolonga son las

Cuadro 4. Estimación de la población expuesta y días de exposición según fuente, y concentración media de los patógenos de referencia empleados en la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (ECRM). San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, año 2012-2013.

Fuente	Población expuesta (%) ^a	Días al año de exposición ^b	Concentración ^c							
			<i>Escherichia coli</i> O157:H7 (UFC/100 ml)		<i>Campylobacter</i> (UFC/100 ml)		Rotavirus (UFP/100 ml)		<i>Cryptosporidium</i> (oocistos/100 ml)	
			μ^d	δ^e	μ	δ	μ	δ	μ	δ
Kisst	60 015 (31%)	192	7.03	5.82	45.69	38.65	8.79×10^{-4}	7.55×10^{-4}	8.79×10^{-5}	7.62×10^{-5}
La Almolonga	42 947 (22%)	117	6.24	7.57	40.56	52.10	7.80×10^{-4}	1.05×10^{-3}	7.80×10^{-5}	9.55×10^{-5}
La Hormiga	32 220 (16%)	83	33.87	39.85	220.13	294.73	4.23×10^{-3}	5.18×10^{-3}	4.23×10^{-4}	5.62×10^{-4}
Peje de Oro	31 325 (16%)	195	21.80	28.41	141.70	193.93	2.73×10^{-3}	3.35×10^{-3}	2.73×10^{-4}	4.03×10^{-4}
Navajuelos y María Auxiliadora	18 755 (10%)	54	22.03	20.50	143.00	131.23	2.75×10^{-3}	2.66×10^{-3}	2.75×10^{-4}	2.55×10^{-4}
Pozo Sta. María	6 600 (3%)	33	4.00	-	26.00	-	5.00×10^{-4}	-	5.00×10^{-5}	-
San Juan de Los Lagos	2 775 (1%)	193	6.08	5.16	39.52	32.13	7.60×10^{-4}	6.03×10^{-4}	7.60×10^{-5}	6.35×10^{-5}
Real del Monte, Pedregal y Campanario	2 050 (1%)	107	11.20	12.46	72.80	85.77	1.40×10^{-3}	1.54×10^{-3}	1.40×10^{-4}	1.51×10^{-4}
Global ^f	196 687(100%)	115	12.39	16.96	80.53	108.95	1.55×10^{-3}	2.03×10^{-3}	1.55×10^{-4}	2.11×10^{-4}

^a Estimada a partir del número de usuarios del servicio de agua entubada del SAPAM. Según datos del SAPAM de 2011. No corresponde con la población susceptible al rotavirus, la cual se estimó mediante aproximaciones al número de niños y niñas menores de cinco años no vacunados (OMS, 2008).

^b Días al año de exposición = porcentaje de muestras positivas para *E. coli* x 365 días.

^c Basada en la razón *E. coli*: patógeno.

^d Media.

^e Desviación estándar.

^f La concentración media de todas las fuentes para cada patógeno.

fuentes más importantes, ya que entre ambas abastecen a más de la mitad de la población de San Cristóbal de Las Casas (31 y 22%, respectivamente) que dispone de servicio de agua entubada (cuadro 4).

Para el global de San Cristóbal de Las Casas se estimó que la frecuencia de exposición fue de 115 días al año. No obstante, dependiendo de la fuente de abastecimiento, los días de exposición variaron considerablemente, desde 33 días en el pozo profundo Santa María, hasta 195 en el manantial Peje de Oro, el cual abastece de agua a 16% de la población.

El cuadro 5 muestra la probabilidad de infección anual calculada a partir de los modelos de la ECRM (cuadro 1). Las bacterias fueron los patógenos para los cuales se estimó una mayor probabilidad de infección: *Campylobacter* (1.00), *E. coli* O157:H7 (2.98×10^{-1}). Para rotavirus y *Cryptosporidium* fue, respectivamente, 1.12×10^{-2} y 1.09×10^{-4} . Dichos resultados revelan que el riesgo de infección estimado es mayor que el nivel de seguridad establecido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) de 10^{-4} (CAMRA, 2013), para todos los patógenos y fuentes, excepto para *Cryptosporidium*

en el pozo profundo Santa María. En el caso de las bacterias, la probabilidad de infección anual varió como máximo en un orden de magnitud entre las fuentes analizadas, en tanto que el rotavirus y *Cryptosporidium* presentaron una variabilidad mayor.

El número de casos anuales de gastroenteritis se calculó a partir de la multiplicación del porcentaje de población expuesta a cada fuente y el riesgo de efecto en la salud anual (el cual, a su vez, es un producto entre la probabilidad de infección anual y la probabilidad de enfermar, habiéndose producido la infección). Entre 5.6% de población que consume agua de llave sin hervir se estimó un total de 4 345 (5 528, límite superior) casos anuales de gastroenteritis por *E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium*. El *Campylobacter* sería el responsable de 70% de los casos, y según fuente de abastecimiento, el manantial La Kisst sería la fuente responsable del mayor número de casos (1 324 casos, 30.5%). En el supuesto de que toda la población consumiera diariamente el agua que suministra el servicio municipal (escenario 2, cuadro 6), el número de casos ascendería a 77 588 por año.

Cuadro 5. Probabilidad de infección anual en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas de junio de 2012 a mayo de 2013, debido a *E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, rotavirus, *Cryptosporidium*, y según fuente.

Fuente	<i>E. coli</i> O157:H7		<i>Campylobacter</i>		Rotavirus		<i>Cryptosporidium</i>	
	Mediana	Límite superior ^a	Mediana	Límite superior	Mediana	Límite superior	Mediana	Límite superior
Kisst	3.51×10^{-1}	7.80×10^{-1}	1	1	2.24×10^{-3}	6.57×10^{-2}	2.08×10^{-4}	6.12×10^{-3}
La Almolonga	1.69×10^{-1}	6.20×10^{-1}	1	1	9.57×10^{-2}	1.36×10^{-1}	9.74×10^{-3}	1.41×10^{-2}
La Hormiga	5.29×10^{-1}	9.70×10^{-1}	1	1	2.40×10^{-2}	1.17×10^{-1}	2.32×10^{-4}	1.22×10^{-3}
Peje de Oro	6.47×10^{-1}	9.97×10^{-1}	1	1	3.39×10^{-2}	1.78×10^{-1}	3.35×10^{-4}	1.86×10^{-3}
Navajuelos y María Auxiliadora	3.03×10^{-1}	7.37×10^{-1}	1	1	1.17×10^{-2}	4.60×10^{-2}	1.49×10^{-3}	2.95×10^{-3}
Pozo Sta. María	5.48×10^{-2}	7.38×10^{-2}	9.12×10^{-1}	1	1.84×10^{-3}	2.52×10^{-3}	1.77×10^{-5}	2.43×10^{-5}
San Juan de Los Lagos	3.13×10^{-1}	7.32×10^{-1}	1	1	1.23×10^{-2}	4.13×10^{-2}	1.19×10^{-4}	4.19×10^{-4}
Real del Monte, Pedregal y Campanario	2.87×10^{-1}	7.76×10^{-1}	1	1	1.11×10^{-2}	4.86×10^{-2}	1.06×10^{-4}	4.84×10^{-4}
Global	2.98×10^{-1}	8.62×10^{-1}	1	1	1.12×10^{-2}	6.33×10^{-2}	1.09×10^{-4}	6.42×10^{-4}

^aRepresenta el mayor valor esperado, percentil 95.

Cuadro 6. Estimación del número de casos sintomáticos de gastroenteritis, en dos escenarios (fracción de población que declaró tomar agua de la llave sin hervir y total de la población), según fuente y patógeno, de junio de 2012 a mayo de 2013

Fuente	Población expuesta ^a	Casos sintomáticos de gastroenteritis				Total
		<i>E. coli</i> O157:H7	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus	<i>Cryptosporidium</i>	
Escenario 1^b						
Kisst	3414	299	1024	0	0	1324
La Almolonga	2423	102	727	4	17	850
La Hormiga	1762	233	529	1	0	763
Peje de Oro	1762	285	529	1	0	815
Navajuelos y María Auxiliadora	1101	83	330	0	1	415
Pozo Sta. María	330	5	90	0	0	95
San Juan de Los Lagos	110	9	33	0	0	42
Real del Monte, Pedregal y Campanario	110	8	33	0	0	41
Total	11014	1024	3296	6	19	4345
Escenario 2^c	196 687	18 286	58 851	114	337	77 588

^a Estimada a partir del número de usuarios del servicio de agua entubada del SAPAM y asumiendo que 5.6% de la población consume agua de llave y sin hervir.

^b Escenario 1: la población expuesta es sólo el 5.6% que declara tomar agua de llave sin hervir; los días de exposición corresponden al porcentaje de positivos para *E. coli*.

^c Escenario 2: asumiendo a toda la población como expuesta, los días de exposición corresponden al porcentaje de positivos para *E. coli*.

Según los registros, se calculó que en 2013 se atendieron en los servicios de salud públicos un total de 6 896 casos de diarrea en San Cristóbal de Las Casas. Según la Cofepris (2006). En México sólo se reporta uno de cada 19 casos de diarrea, de modo que en 2013 el número total de episodios pudiera considerarse de 131 024.

De acuerdo con la OMS (2004), una mejora del abastecimiento del agua reduce entre 6 y 21% la morbilidad por diarrea, y la mejora de la calidad del agua ingerida mediante el tratamiento del agua doméstica puede reducirla entre un 35 y 39%. Un estudio de Cofepris (2006) sostiene que no hay una estimación rigurosa al respecto en México, y basándose en investigaciones internacionales, propone que la fracción atribuible diarrea/agua sea de 50%. Este último dato puede estar sobreestimado para el caso de San Cristóbal de Las Casas, debido a que se trata de una estimación para todo el país, que incluye zonas urbanas y rurales. Según los resultados de este estudio, de 4 345 casos anuales de gastroenteritis, y la estimación de un total de

131 024 episodios en el año 2013, la fracción de casos de diarrea atribuidos al agua sería de 3.3% ($(131024 / 4345) * 100 = 3.3\%$).

El cuadro 7 resume la carga de enfermedad responsable del consumo del agua del SAPAM utilizando el valor medio (calculado con la probabilidad de infección anual mediana, cuadro 5) y el límite superior (percentil 95) del riesgo de infección del total de las fuentes (cuadro 4) en los dos escenarios. Para 5.6% de la población que reportó tomar agua de llave sin hervir, la carga de enfermedad en AVAD causada por *E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium* fue, respectivamente, 1.51×10^{-3} , 8.84×10^{-4} , 4.77×10^{-6} , 4.60×10^{-8} , AVAD por persona y año. La suma de la carga de enfermedad fue de 2.40×10^{-3} AVAD por persona y año. Según la OMS, un nivel de riesgo de 10^{-6} AVAD por persona y año es tolerable para el agua potable. Aplicando esta referencia, la carga de enfermedad del consumo del agua distribuida por el SAPAM supera el nivel establecido en varios órdenes de magnitud en el caso de *E. coli*

Cuadro 7. Evaluación del riesgo de E. coli O157:H7, Campylobacter, rotavirus y Cryptosporidium, en dos escenarios (fracción de población que declaró tomar agua de la llave y total de la población).

Riesgo	<i>E. coli</i> O157:H7	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus	<i>Cryptosporidium</i>
Calidad del agua bruta (C_R) ^a	1.24	8.05	1.55×10^{-4}	1.55×10^{-5}
Eficacia del tratamiento (P_T) ^b	0	0	0	0
Calidad del agua ingerida (C_D)	1.24	8.05	1.55×10^{-4}	1.55×10^{-5}
Consumo de agua no hervida (V) ^c	1.8 (1-2.9)	1.8 (1-2.9)	1.8 (1-2.9)	1.8 (1-2.9)
Exposición por agua ingerida, organismos por litro (E)	2.23	14.50	2.79×10^{-4}	2.79×10^{-5}
Riesgo de infección anual ($P_{inf,y}$) ^d	2.98×10^{-1}	1	1.12×10^{-2}	1.09×10^{-4}
Riesgo de enfermedad diarreica, habiéndose producido la infección ($P_{inf/ill}$) ^e	0.25	0.3	0.3	0.7
Riesgo de enfermedad diarreica (P_{ill})	7.45×10^{-2}	3×10^{-1}	3.39×10^{-3}	7.64×10^{-5}
Carga máxima de enfermedad (mdb)	3.62×10^{-1}	5.26×10^{-2}	4.30×10^{-1}	1.07×10^{-2}
Proporción de la población susceptible (f_s)	5.6%	5,6%	0.3% ^f	5.6%
Carga de enfermedad (AVAD)				
Escenario 1^g				
Valor medio ^h	1.51×10^{-3}	8.84×10^{-4}	4.77×10^{-6}	4.60×10^{-8}
Límite superior ⁱ	4.36×10^{-3}	8.84×10^{-4}	2.69×10^{-5}	2.71×10^{-7}
Escenario 2				
Valor medio	2.69×10^{-2}	1.58×10^{-2}	8.53×10^{-5}	8.21×10^{-7}
Límite superior	7.79×10^{-2}	1.58×10^{-2}	4.84×10^{-4}	4.83×10^{-6}

^a Microorganismos l⁻¹.^b Sin tratamiento.^c Media y rango de volumen de ingesta diaria de agua (l/día).^d Valor medio (percentil 50).^e *E. coli* O157:H7 (Howard et al., 2006); *Campylobacter* (OMS, 2012); rotavirus (Hernández et al., 2011); *Cryptosporidium* (Havelaar & Melse, 2003) (OMS, 2012).^f Población menor de cinco años.^g Escenario 1: la población expuesta es sólo de 5.6% que declara tomar agua de la llave sin hervir; los días de exposición corresponden al porcentaje de positivos para *E. coli*; Escenario 2: asumiendo a toda la población como expuesta, los días de exposición corresponden al porcentaje de positivos para *E. coli*.^h Calculado con la probabilidad de infección anual mediana (cuadro 5).ⁱ Calculado con el percentil 95 de la probabilidad de infección anual (cuadro 5).

O157:H7 y *Campylobacter*, y roza el límite en el caso del rotavirus. Si el 100% de la población consumiera el agua de llave sin hervir, el riesgo ascendería dos órdenes de magnitud en el caso del *Campylobacter* y un orden de magnitud en el resto de patógenos (*E. coli* O157:H7 2.69×10^{-2} ; *Campylobacter* 1.58×10^{-2} ; rotavirus 8.53×10^{-5} , y *Campylobacter* 8.21×10^{-7}). Esto supone una amenaza para la salud de la población de San Cristóbal de Las Casas y, por lo tanto, plantea la necesidad de reducir este riesgo.

Discusión

Calidad del agua del Sistema Municipal de Agua, SAPAM

El presente estudio ha demostrado que el agua distribuida por el SAPAM no es apta para consumo humano. Los hallazgos obtenidos revelan un nivel elevado de contaminación en todas las fuentes de abastecimiento. Dicha contaminación es destacable en tres aspectos:

frecuencia, magnitud y diferencias, tanto de frecuencia como de magnitud, según fuente de abastecimiento.

Entre los resultados obtenidos destaca que al menos una de las muestras de agua analizadas en todas las fuentes de la ciudad presentaba contaminación bacteriológica. El 59% de las muestras fue positiva para coliformes totales y 32% para *E. coli*. Esta cifra es coherente con la realidad del país, pues en la Ciudad de México, que quizá sea el lugar donde se realice un monitoreo más intenso del agua y el servicio sea más controlado, en 2002 se encontró que 29% del agua no cumplía con los parámetros microbiológicos (Marañón, 2008). Según las Guías para el Agua Potable de la OMS (2008), en una localidad de más de 100 000 habitantes, como es el caso de San Cristóbal de Las Casas, el agua de la red de distribución que presente más de 15% de las muestras positivas para *E. coli* en el monitoreo de sus aguas entra en la categoría de “calidad pobre”, la más baja.

Los niveles de contaminación son muy elevados para el agua destinada al consumo humano. Las concentraciones entre las que oscila la contaminación fecal están clasificadas por la OMS (2008) como de riesgo alto y muy alto para la salud (100-1000 UFC/100 ml riesgo alto, y > 1000 UFC/100 ml riesgo muy alto).

Las diferencias observadas de frecuencia y concentración de la CBA entre las distintas fuentes analizadas visibilizan la desigualdad en cuanto a la exposición microbiológica y, por consiguiente, al riesgo para la salud entre barrios y colonias de la ciudad. Aun con dichas diferencias, dos de las fuentes analizadas (La Kisst y Peje de Oro) que abastecen a 47% de la población, fueron las que tuvieron el mayor porcentaje de muestras con contaminación fecal.

Para garantizar la inocuidad microbiana del abastecimiento del agua de consumo humano es necesaria la implementación y aplicación de barreras múltiples desde la cuenca de captación y manantiales hasta las personas consumidoras que eviten la contaminación del agua de consumo o la reduzcan a niveles no perjudiciales para la salud (OMS, 2008). Tanto la infraestructura

como la gestión del SAPAM carecen de las barreras fisicoquímicas y capacidad necesarias para garantizar una buena calidad del agua que suministra.

En primer lugar, San Cristóbal de Las Casas se asienta en una cuenca endorreica, es decir, el agua no tiene salida fluvial hacia el océano y sólo puede abandonar el sistema por filtración o evaporación. Para el caso de San Cristóbal, además se cuenta con un túnel de avenamiento de 4.2 km de longitud para el drenaje de las aguas. La ciudad no cuenta con planta de tratamiento de aguas residuales, por lo que las descargas de este tipo de aguas, así como las pluviales, son vertidas directamente a los ríos. Al tratarse de un sistema de drenaje interno es más sensible a la contaminación y las fuentes no están lo suficientemente protegidas. En segundo lugar, el único tratamiento que se lleva a cabo es la desinfección química con cloro, y éste no se realiza de manera adecuada. Según fuentes del SAPAM (2011), no se cloran todos los tanques ni se cuenta con insumos suficientes para clorar todos los días. La contaminación bacteriana encontrada en el agua evidencia la irregularidad con la que se está realizando este tratamiento. En tercer lugar, la mala gestión del sistema de distribución (tuberías, tanques de almacenamiento y distribución por tandeo) supone un riesgo de recontaminación microbiológica del agua dentro de la red. En el monitoreo del agua del SAPAM (Ecosur, 2012), del cual se extrajeron los datos para este estudio, se tomaron muestras de agua tanto de los tanques y cárcamos de bombeo como de las fuentes (manantiales). En varios tanques se encontraron concentraciones de contaminación fecal más elevadas que las fuentes, lo cual es consistente con otros estudios (Oswald *et al.*, 2007; Quick *et al.*, 1999; Jersen *et al.*, 2002; Machdar *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2006, 2007), que afirman que este problema de contaminación después de la fuente se experimenta con frecuencia en los países que tienen sistemas de agua como las de San Cristóbal de Las Casas.

La frecuencia en el suministro del agua de manera intermitente es un problema extendido

en todo México, pues sólo 44.7% de la población del país cuenta con servicio continuo de agua entubada (Marañón, 2008). Ello también supone un riesgo, por dos motivos: por un lado, es necesario que cada vivienda cuente con algún tipo de sistema de almacenamiento de agua, lo que puede resultar ser una fuente de recontaminación por falta de mantenimiento de los tanques; por otro lado, una gran parte del tiempo las tuberías están vacías o medio llenas, lo que permite el crecimiento de *biofilms* (Szewzyk, Szewzyk, Manz, & Schleifer, 2000).

Evaluación del riesgo

La ECRM realizada en el presente estudio proporciona una primera estimación del riesgo para la salud de la población por contaminantes microbianos del agua distribuida por el SAPAM en San Cristóbal de Las Casas. No obstante, dada la limitación de datos, presenta ciertas limitaciones que deben mencionarse:

1. En ausencia de datos censales poblacionales que permitan el análisis del riesgo por fuente de abastecimiento se utilizaron los datos de personas usuarias del servicio de agua entubada del SAPAM. En teoría, el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) es el organismo encargado de llevar las estadísticas de población en todo el país a través de los censos de población (el más reciente de ellos llevado a cabo en 2010). Sin embargo, en el caso de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, hay colonias para las cuales el INEGI (2010) no tiene censada a persona alguna, por lo que los datos del SAPAM parecen acercarse más a la realidad. No obstante, éste tampoco recoge el total de la población, por lo cual se espera que el cálculo del número de casos de gastroenteritis pueda estar subestimado.
2. El riesgo de infección también puede haber sido subestimado debido a la asunción de que no existía exposición a ninguno de los patógenos en las muestras de agua que fueron negativas para *E. coli*. La ausencia

de este indicador no es garantía de la desaparición de agentes patógenos fecales (Van Lieverloo, Blokker, & Medema, 2007). Esto puede haber tenido más repercusión en los resultados del rotavirus y del *Cryptosporidium*, por presentar mayor resistencia a la desinfección con cloro, sobre todo en el caso de *Cryptosporidium* (Ashbolt, 2004; Machdar et al., 2013; Aström, Pettersson, Bergstedt, Pettersson, & Stenström, 2007; OMS, 2008). Hay estudios que demuestran que las bacterias pueden resistir a la desinfección mediante la protección dentro de los *biofilms* y células huésped resistentes (Berry, Xi, & Raskin, 2006), por lo que tampoco puede descartarse la subestimación del riesgo del *Campylobacter*.

3. El uso de razones *E. coli*: patógenos para estimar la concentración de los microorganismos podría sobreestimar o subestimar el riesgo, pues la relación puede ser diferente, dependiendo del tipo de agua y condiciones ambientales. En este estudio se utilizaron razones de aguas residuales para *Cryptosporidium* y rotavirus (Howard et al., 2007), y de agua cruda (agua potable antes de ser tratada) para *Campylobacter* (Smeets, 2008). Especialmente para *Campylobacter* estas proporciones son muy diferentes entre aguas residuales y agua potable (Machdar et al., 2013), pudiendo llegar hasta una diferencia de seis grados de magnitud (Pettersson, Signor, Ashbolt, & Roser, 2006). Ello demuestra la importancia de tener estimaciones fiables de estas razones para los diferentes tipos de agua, así como las limitaciones del enfoque (Pettersson et al., 2006; Van Lieverloo et al., 2007). La variabilidad de la relación entre *E. coli* y los patógenos se origina principalmente por la condición de salud del huésped que excreta, la persistencia en el medio ambiente y en la red de distribución, y el tipo de fuente de contaminación (Van Lieverloo et al., 2007). Desafortunadamente, no hay datos microbiológicos disponibles del área

estudiada. No obstante, a pesar de estas incertidumbres, los resultados de este estudio están en línea con Westrell (2004), quien calculó que el riesgo de infección por *Cryptosporidium* es menor en comparación con el rotavirus y *Campylobacter* para el agua potable en Suecia. Por otra parte, aunque la relación no puede predecir con exactitud el riesgo para la salud de cada patógeno en específico, debería proporcionar una estimación razonable de la carga global de enfermedad derivada de cada grupo de microorganismo al que representan (Howard et al., 2006).

4. El hecho de que la ECRM se haya realizado a partir de los datos del agua de los tanques de almacenamiento y no de muestras de agua intradomiciliaria (el último punto hasta las personas consumidoras) puede haber supuesto una subestimación del riesgo. Según Howard et al. (2006), la recontaminación del agua en los hogares puede llegar a incrementar en un orden de magnitud la carga de enfermedad y en dos la probabilidad de enfermar de diarrea.
5. Para el cálculo de los años de vida perdidos (AVP) por muerte prematura se utilizaron registros oficiales de morbilidad y mortalidad, los cuales se conoce que puedan estar subregistrados y/o contar con errores de registro. Las incertidumbres asociadas con estos datos influyen de manera directa en el cálculo de la carga de enfermedad (AVAD), por lo que los resultados pueden estar subestimados también por esta cuestión.

En ese sentido, los resultados estimados a partir de los datos epidemiológicos proporcionados por fuentes oficiales sugieren que el riesgo calculado en la presente ECRM puede estar subestimado.

A pesar de las limitaciones señaladas, este estudio evidencia la necesidad de inversiones futuras en la mejora del sistema de abastecimiento de agua, que se traduzcan en un beneficio para la salud de la población.

Los datos sobre probabilidad de infección muestran que la concentración de la contaminación tiene mayor influencia en el riesgo para la salud que la frecuencia con la que ocurre dicha contaminación. Los resultados de este estudio coinciden con los de Hunter et al. (2009), quienes demostraron que incluso un par de días de interrupción en el suministro de agua segura pueden ser suficientes para acabar con el beneficio para la salud pública que supone contar con provisión de agua potable. Debido a ello han sugerido que cualquier intervención no fiable al 100% no logrará los beneficios sanitarios esperados.

En San Cristóbal de Las Casas sólo se lleva a cabo la desinfección con cloro. En el supuesto de que ésta se realizara de forma adecuada (todos los días, en todas las fuentes y con la cantidad necesaria), teniendo en cuenta la eficacia del tratamiento marcado según Westrell (2004) y asumiendo el consumo de agua del SAPAM por parte de toda la población, se esperaría tener 3 313 casos de gastroenteritis al año. La probabilidad de infección anual descendería prácticamente hasta un nivel de 10^{-4} en todos los patógenos, excepto en el *Campylobacter* (*E. coli* O157:H7, 2.96×10^{-4} ; *Campylobacter*, 1.68×10^{-2} ; rotavirus, 3.02×10^{-4} ; y *Cryptosporidium*, 1.31×10^{-4}). La carga de enfermedad en AVAD sería de 2.68×10^{-5} para el *E. coli* O157:H7; 2.66×10^{-4} para el *Campylobacter*; 2.31×10^{-6} para el rotavirus, y 9.85×10^{-7} para el *Cryptosporidium* (tabla 8). Estos resultados confirman que la desinfección química, aun constituyendo una barrera eficaz para numerosos patógenos, no garantiza necesariamente la seguridad de la calidad en el suministro. Una gestión eficaz debería añadir barreras múltiples, como operaciones de tratamiento adecuadas y la protección del agua tanto en la fuente de origen como durante su almacenamiento y distribución (OMS, 2008). La estrategia recomendada es un sistema de gestión que haga hincapié en la prevención o reducción de la entrada de microorganismos a los recursos hídricos y que reduzca la dependencia en las operaciones de tratamiento para la eliminación

Cuadro 8. Evaluación del riesgo de *E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium* con tratamiento adecuado de cloración.

	<i>E. coli</i> O157:H7	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus	<i>Cryptosporidium</i>
Calidad del agua bruta (C_R) ^a	1.24	8.05	1.55×10^{-4}	1.55×10^{-5}
Eficacia del tratamiento (P_T) ^b	3.5 (2.5-5)	3.5 (2.5-5)	2 (1.5-3)	0.4 (0-1)
Calidad del agua ingerida (C_D)	3.92×10^{-4}	2.55×10^{-3}	1.55×10^{-6}	6.17×10^{-6}
Consumo de agua no hervida (V) ^c	1.8 (1-2.9)	1.8 (1-2.9)	1.8 (1-2.9)	1.8 (1-2.9)
Exposición por agua ingerida, organismos por litro (E)	7.05×10^{-4}	4.58×10^{-3}	2.79×10^{-6}	1.11×10^{-5}
Riesgo de infección anual ($P_{inf,y}$)	2.96×10^{-4}	1.68×10^{-2}	3.02×10^{-4}	1.31×10^{-4}
Riesgo de enfermedad diarreica habiéndose producido la infección ($P_{inf/ill}$) ^d	0.25	0.3	0.3	0.7
Riesgo de enfermedad diarreica (P_{ill})	7.41×10^{-5}	5.05×10^{-3}	9.06×10^{-5}	9.17×10^{-5}
Carga máxima de enfermedad (mdb)	3.62×10^{-1}	5.26×10^{-2}	4.30×10^{-1}	1.07×10^{-2}
Proporción de la población susceptible (f_s)	100%	100%	5.9% ^e	100%
Carga de enfermedad (AVAD)				
Valor medio ^f	2.68×10^{-5}	2.66×10^{-4}	2.31×10^{-6}	9.85×10^{-7}
Límite superior ^g	3.02×10^{-4}	2.65×10^{-3}	1.76×10^{-5}	6.44×10^{-6}

^a Microorganismos l⁻¹.

^b Mediana y rango de la eliminación en log10 de los microorganismos en el proceso de tratamiento de agua potable con cloro. Referente a los patógenos *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium*. Westrell (2004).

^c Media y rango de volumen de ingesta diaria de agua (l/día).

^d *E. coli* O157:H7 (Howard et al., 2006); *Campylobacter* (OMS 2012); rotavirus (Hernández-Cortez et al., 2011); *Cryptosporidium* (Havelaar & Melse, 2003) (OMS, 2012).

^e Población menor de cinco años.

^f Calculado con la probabilidad de infección anual mediana (cuadro 5).

^g Calculado con el percentil 95 de la probabilidad de infección anual (cuadro 5).

de patógenos. Se recomienda también monitoreo a lo largo de la red de distribución para detectar los puntos críticos de recontaminación del sistema y las oportunidades para reclarar el agua o aplicar algún otro tipo de desinfección complementaria.

La ECRM de este estudio indica la carga de enfermedad presente de cada patógeno de referencia. Estos datos pueden utilizarse en futuros estudios para calcular el rendimiento necesario del tratamiento del agua y el sistema de distribución, a fin de reducir la contaminación hasta niveles seguros para la salud de la población.

Desigualdad del riesgo

La evaluación cuantitativa del riesgo es una ciencia relativamente reciente, que apenas cuenta con tres décadas (NRC, 1983). Ha recibido

críticas por tener la limitación de no visibilizar todas las dimensiones del riesgo, entre ellas las ligadas con las desigualdades de exposición ambiental entre subgrupos de una población. Por tanto, y con intención de no agravar la situación de injusticia ambiental debido a al carácter conservador y simplista de esta técnica, se introdujo un análisis de la exposición y del riesgo según fuente de abasto (Kuehn, 1996).

La diferencia en la CBA y la heterogeneidad con la que se lleva a cabo la desinfección con cloro en las ocho fuentes se traduce en una desigualdad de la exposición microbiológica del agua entre las colonias de la ciudad (cuadro 3). La incertidumbre introducida por contar con escasos datos de monitoreo, en especial de medición de la frecuencia, dificulta cuantificar la magnitud de dicha desigualdad, en términos de riesgo para la salud. En consecuencia,

la diferencia de la probabilidad de infección anual entre las distintas fuentes analizadas podría estar subestimada. De todas maneras, es evidente que el riesgo no es homogéneo para toda la población. Estas diferencias serían más notables si se realizara un análisis más detallado por fuente, contando con variables como el porcentaje de población que consume agua sin hervir, volumen de ingesta diario y número de población susceptible, entre otros indicadores.

El presente estudio sólo evaluó el riesgo derivado del consumo de agua del SAPAM, por lo que parte de la población (alrededor de 6.12%) quedó fuera del análisis. Al abastecerse de fuentes de la misma cuenca, estimamos que los riesgos para esta población son parecidos a los obtenidos. Incluso así, se recomiendan futuras investigaciones que evalúen estos sistemas independientes de agua.

De acuerdo con la información disponible (Ecosur, 2013), es muy poca la población de San Cristóbal de Las Casas que consume agua de la llave sin hervir, 5,6%. Esta desconfianza ha propiciado, junto con otros factores, el incremento del consumo de agua embotellada (Haro *et al.*, 2012). Un estudio de mercado realizado por Consulta Mitofsky (2006) evidenció que la principal razón para el consumo de agua embotellada es la desconfianza en la calidad del agua de la llave, convirtiendo a México en el segundo país con mayor consumo de agua envasada per cápita en el mundo, según datos de la ONU de 2004 (Marañón, 2008). El consumo de agua embotellada incrementa considerablemente el gasto familiar, además de que no proporciona una seguridad para la salud. En México existen alrededor de 6 500 empresas productoras de agua, de las cuales 2 500 se consideran “informales”, es decir, que operan fuera de las normas sanitarias establecidas por el país (Haro *et al.*, 2012; Marañón, 2008), con los consecuentes riesgos que ello representa.

Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que el sistema de abastecimiento de agua de la ciudad

de San Cristóbal de Las Casas representa un serio peligro para la salud de sus habitantes. La probabilidad de infección anual está por encima del valor de referencia de la EPA para cada patógeno analizado, y la suma de la carga de enfermedad medida en AVAD por persona y año también se encuentra mucho más elevada que el nivel de referencia recomendado por la OMS. Se apreciaron desigualdades en el riesgo para la salud de la población según fuente de abastecimiento. Debido a todo ello, es necesario y urgente mejorar la calidad microbiológica del agua del SAPAM.

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en el marco de una tesis de Maestría de Salud Pública de la Universidad Pompeu Fabra de Barcelona, España; en colaboración con El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), México, y el Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental (CREAL), en España. Los autores agradecemos a: los Laboratorios Institucionales de la Unidad San Cristóbal de El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), por haber facilitado los datos de monitoreo de agua del SAPAM y la encuesta de hábitos del agua doméstica de la población de San Cristóbal de Las Casas; a la Secretaría de Salud (SSA), al Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS) y al Instituto de Seguridad y Servicios Sociales de los Trabajadores del Estado (ISSSTE), por la facilitación de los datos epidemiológicos que tenían disponibles requeridos para este estudio; a la doctora María Inés Navarro González, de la Universidad Nacional Autónoma de México, por sus invaluable comentarios en el enfoque de la metodología y estrategia de análisis llevados a cabo en este trabajo, y a la Dra. Cristina Villanueva, del CREAL, por su asesoramiento en el estado del arte de la problemática estudiada.

Referencias

- Ashbolt, N. J. (2004). Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. *Toxicology*, 198(1-3), 229-238, DOI: 10.1016/j.tox.2004.01.030.
- Aström, J., Pettersson, S., Bergstedt, O., Pettersson, T. J. R., & Stenström, T. (2007). Evaluation of the microbial risk reduction due to selective closure of the raw water intake before drinking water treatment. *Journal of Water and Health*, 5(1), 81-97, DOI: 10.2166/wh.2007.139.

- Bencala, K. et al. (2006). *Desarrollo de un plan de administración sostenible para la cuenca de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México*. Tesis de Maestría. Santa Bárbara, EUA: University of California.
- Benke, K. K., & Hamilton, A. J. (2007). Quantitative microbial risk assessment: Uncertainty and measures of central tendency for skewed distributions. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 22(4), 533-539, DOI: 10.1007/s00477-007-0171-9.
- Berry, D., Xi, C., & Raskin, L. (2006). Microbial ecology of drinking water distribution systems. *Current Opinion in Biotechnology*, 17(3), 297-302, DOI: 10.1016/j.copbio.2006.05.007.
- Black, R. E., Levine, M. M., Clements, M. L., Hughes, T. P., & Blaser, M. J. (1998). Experimental *Campylobacter jejuni* infection in humans. *The Journal of infectious diseases*, 157(3), 472-479. Recovered from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/3343522>.
- CAMRA (2013). *Theory and practice of quantitative microbial risk assessment: An introduction*. Center for Advancing Microbial Risk Assessment. Recovered from http://qmrwiki.msu.edu/images/6th_QMRA_Manual_2013.pdf.
- CENSIDA (2013). *Vigilancia epidemiológica de casos de VIH/SIDA en México. Registro Nacional de Casos de SIDA*. Centro Nacional para la Prevención y Control del SIDA. Recuperado de http://www.censida.salud.gob.mx/descargas/epidemiologia/RN_CIERRE_2013.pdf.
- Cofepris (2006). El subregistro en enfermedades diarreicas. *Revista Red*. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. Recuperado en http://189.254.115.246/RevistaRED/portada2006enero/num4_art_4.htm.
- Cofepris (2008). La prevención de daños evitables a la salud en México: una evaluación de la gestión del desempeño de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (Cofepris). Recuperado de http://portal.salud.gob.mx/codigos/columnas/evaluacion_programas/pdf/EXT08_COFEPRIS_IF.pdf.
- Conagua (2011). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. México, DF: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAPDS-INVENTARIO%202011%20FINAL.pdf>.
- Consulta Mitofsky (2006). *Consumo de agua. Estudio de opinión*. México, DF: Consulta Mitofsky.
- Dupont, H. L., Hornick, R. B., Snyder, M. J., Libonati, J. P., Formal, S. B., & Gangarosa, E. J. (1975). Immunity in shigellosis. II. Protection induced by oral live vaccine or primary infection. *The Journal of Infectious Diseases*, 125(1), 12-16, DOI: 10.1093/infdis/125.1.12.
- Ecosur (2013). *Base de datos de la encuesta "Agua doméstica en San Cristóbal de Las Casas"*. San Cristóbal de Las Casas, Méxco: El Colegio de la Frontera Sur.
- Ecosur (2012). *Base de datos del monitoreo del agua del SAPAM*. San Cristóbal de Las Casas, Méxco: El Colegio de la Frontera Sur.
- Gortáres-Moroyoqui, P., Castro-Espinoza, L., Navarro, J. E., Karpiscak, M. M., Freitas, R. J., & Gerba, G. P. (2011). Microbiological water quality in a large irrigation system: El Valle del Yaqui, Sonora México. *Journal of Environmental Science and Health*, 46(14), 1708-1712, DOI: 10.1080/10934529.2011.623968.
- Grijalva-Haro, M. I., Barba-Leyva, M. E., & Laborín-Alvarez, A. (2001). Ingestión y excreción de fluoruros en niños de Hermosillo, Sonora, México. *Salud Pública de México*, 43(2), 127-134. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/spm/v43n2/a08v43n2.pdf>.
- GWW (2010). *Manual de monitoreo comunitario del agua: monitoreo bacteriológico y físico químico* (90 pp.). Alabama: Global Water Watch.
- Haro, J. A., Nubes, G., & Calderón, J. R. (2012). Riesgos sanitarios en calidad bacteriológica del agua. Una evaluación en diez estados de la república mexicana. *Región y Sociedad*, 3, 257-288. Recuperado en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10223024008>.
- Hass, C. N., Rose, J. B., & Gerba, C. P. (1999). *Quantitative microbial risk assessment*. New York: Wiley.
- Hass, C., Rose, J., Weir, M. H., Gurian, P., & Mitchell, J. (2014). *Quantitative microbial risk assessment wiki*. Recovered from [http://qmrwiki.msu.edu/index.php?title=Quantitative_Microbial_Risk_Assessment_\(QMRA\)_Wiki](http://qmrwiki.msu.edu/index.php?title=Quantitative_Microbial_Risk_Assessment_(QMRA)_Wiki).
- Havelaar, A. H., & Melse, J. M. (2003). Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking water quality: A burden of disease approach. Recovered from http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/rivmrep.pdf?ua=1.
- Hernández-Cortez, C., Aguilera-Arreola, M. G., & Castro-Escarpili, G. (2011). Situación de las enfermedades gastrointestinales en México. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología*, 31(4), 137-151. Recuperado en http://www.amimc.org.mx/revista/2011/31_4/situacion.pdf.
- Howard, G., Feroze-Ahmed, M., Gaifura-Mahmud, S., Teunis, P., Davison, A., & Deere, D. (2007). Disease burden estimation to support policy decision-making and research prioritization for arsenic mitigation. *Journal of Water and Health*, 5(1), 67, DOI: 10.2166/wh.2006.056.
- Howard, G., Pedley, S., & Tibatemwa, S. (2006). Quantitative microbial risk assessment to estimate health risks attributable to water supply: Can the technique be applied in developing countries with limited data? *Journal of Water and Health*, 4, 49-64, DOI: 10.2166/wh.2005.058.
- Hunter, P. R., Zmirou-Navier, D., & Hartemann, P. (2009). Estimating the impact on health of poor reliability of drinking water interventions in developing countries. *The Science of the Total Environment*, 407(8), 2621-2624, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.01.018.

- Hunter, P. R., Anderle de Saylor, M., Risebro, H. L., Nichols, G. L., Kay, D., & Hartemann, P. (2011). Quantitative microbial risk assessment of *Cryptosporidiosis* and *Giardiasis* from very small private water supplies. *Risk Analysis*, 31(2), 228-236, DOI: 10.1111/j.1539-6924.2010.01499.x.
- INEGI (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/Default.aspx>.
- INEGI (2012). *Estadísticas de mortalidad*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/sistemas/olap/proyectos/bd/consulta.asp?p=mortgral&c=33465&s=est&cl=4#>.
- INEGI (2013). *Estadísticas a propósito del Día de Muertos, datos de Chiapas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/Contenidos/estadisticas/2013/muertos0.pdf>.
- INIFAP (2012). *Manejo sustentable de los recursos naturales en la cuenca de San Cristóbal de las Casas, Chiapas Manejo sustentable de los recursos naturales en la cuenca de San Cristóbal de las Casas, Chiapas* (180 pp.). México, DF: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias,
- Jersen, P. K., Ensink, J. H. J., Jayasinghe, G., Van der Hoek, W., Cairncross, S., & Dalsgaard, A. (2002). Domestic transmission routes of pathogens: The problem of in-house contamination of drinking water during storage in developing countries. *Tropical Medicine & International Health*, 7(7), 604-609. Recuperado en <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12100444>.
- Kuehn, R. R. (1996). The environmental justice implications of quantitative risk assessment. *University of Illinois Law Review*, 1996(103), 103-172. Recovered from <http://heinonline.org/HOL/LandingPage?handle=hein.journals/unillr1996&div=10&id=&page=>.
- Labite, H., Lunani, I., Van der Steen, P., Vairavamoorthy, K., Drechsel, P., & Lens, P. (2010). Quantitative microbial risk analysis to evaluate health effects of interventions in the urban water system of Accra, Ghana. *Journal of Water and Health*, 8(3), 417-430, DOI: 10.2166/wh.2010.021.
- Machdar, E., Van der Steen, N. P., Raschid-Sally, L., & Lens, P. N. L. (2013). Application of quantitative microbial risk assessment to analyze the public health risk from poor drinking water quality in a low income area in Accra, Ghana. *The Science of the Total Environment*, 449, 134-142, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.048.
- Mara, D. D., Sleigh, P. A., Blumenthal, U. J., & Carr, R. M. (2007). Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *Journal of Water and Health*, 5(1), 39, DOI: 10.2166/wh.2006.055.
- Marañón, B. (2008). *Los costos económicos en salud asociados al deficiente servicio de agua potable: el caso de las enfermedades diarreicas en México* (73 pp.). Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua. Recuperado de http://www.agua.org.mx/h2o/index.php?option=com_content&view=article&id=7040:costos-economicos-en-salud-asociados-al-deficiente-servicio-potable&catid=1290:enfermedades&Itemid=100148.
- Messner, M. J., Chappell, C. L., & Okhuysen, P. C. (2001). Risk assessment for *Cryptosporidium*: A hierarchical Bayesian analysis of human dose response data. *Water Research*, 35(1)6, 3934-3940. Recovered from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12230176>.
- Navarro, I., Maya, C., & Lucario, E. S. (September, 2007). *Assessment of potencial cancer risks from trihalomethanes in water supply at Mexican rural communities*. International Symposium on New Directions in Urban Water Management, Paris.
- NRC (1983). *Risk Assessment in the federal government: Managing the Process*. National Research Council. Recovered from <http://www.epa.gov/region9/science/seminars/2012/red-book.pdf>.
- OMS (2004). *Relación del agua, el saneamiento y la higiene con la salud*. Organización Mundial de la Salud. Recuperado de http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/facts2004/es/.
- OMS (2003). *Domestic water quantity, service level and health*. Recovered from http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/wsh0302/en/.
- OMS (2008). *Guidelines for drinking water quality*. Second addendum to third edition. Volume 1 Recommendations. Recovered from http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/secondaddendum20081119.pdf.
- OMS (2012) *Evaluación de métodos para el tratamiento doméstico del agua: metas sanitarias y especificaciones de eficiencia microbiológica*. Organización Mundial de la Salud. Recuperado de: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/household_water/es/
- Oswald, W. E., Lescano, A. G., Bern, C., Calderon, M. M., Cabrera, L., & Gilman, R. H. (2007). Fecal contamination of drinking water within peri-urban households, Lima, Peru. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 77(4),699-704. Recovered from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17978074>.
- Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N., & Roser, D. (2006). *QMRA methodology*. Recovered from http://www.microrisk.com/uploads/microrisk_qmra_methodology.pdf.
- Quick, R., Venczel, L., Mintz, E., Soletto, L., Aparicio, J., Gironaz, M., Hutwagner, L., Greene, K., Bopp, C., Maloney, K., Chavez, D., Sobsey, M., & Tauxe, R. (1999). Diarrhea prevention in Bolivia through point-of-use disinfection and safe storage: A promising new strategy. *Epidemiology and Infection*, 122, 83-90. Recovered from http://www.cdc.gov/safewater/publications_pages/1999/quick_1999.pdf.
- Sánchez-Pérez, H. J., Vargas-Morales, M. G., & Méndez-Sánchez, J. D. (2000). Calidad bacteriológica del agua

para consumo humano en zonas de alta marginación de Chiapas. *Salud Pública de México*, 42(5), 397-406. Recuperado en <http://www.scielosp.org/pdf/spm/v42n5/3990.pdf>.

SAPAM (2011). *Manantiales y sistemas de bombeo*. Documento interno del SAPAM. San Cristóbal de Las Casas, Méxco: Sistema de Agua Potable y Alcantarillado Municipal.

Sinave (2012). *Perfil epidemiológico de las enfermedades infecciosas intestinales* (90 pp.). México DF: Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica. Recuperado de http://epidemiologiatlax.files.wordpress.com/2012/10/infecciosas-intestinales_-junio12.pdf.

Smeets, P. (2008). Stochastic modeling of drinking water treatment in Quantitative Microbial Risk Assessment. Delf, Holanda: Water Management Academic Press. Recovered from http://www.citg.tudelft.nl/fileadmin/Faculteit/CiTG/Over_de_faculteit/Afdelingen/Afdeling_watermanagement/Secties/gezondheidstechniek/leerstoelen/Drinkwater/Research/Completed_PhD_projects/doc/PhD-Thesis_PWMH_Smeets.pdf.

SSA (2012). *Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2012 (ENSANUT). Vacunación en niños: hacia un mejor registro y la aplicación sin restricciones*. México, DF: Secretaría de Salud. Recuperado de <http://ensanut.insp.mx/doctos/analiticos/VacunacionNinos.pdf>.

Staat, M. A., Payne, D. C., Donauer, S., Weinberg, G., Edwards, K. M., Szilagyi, P.G. et al. (2011). Effectiveness of pentavalent rotavirus vaccine against severe disease. *Pediatrics*, 128(2), 267-275, DOI: 10.1542/peds.2010-3722.

Stevens, G. et al. (2008). Characterizing the epidemiological transition in Mexico: National and subnational burden of diseases, injuries, and risk factors. *PLoS Medicine*, 5(6), 125, DOI: 10.1371/journal.pmed.0050125.

Szewzyk, U., Szewzyk, R., Manz, W., & Schleifer, K. H. (2000). Microbial safety of drinking water. *Annual Rev. Microbiol.*, 54, 81-127.

Teunis, P. F. M., Medema, G. J., Kruidenier, L., & Havelaar, A. H. (1998). Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* or *Giardia* in drinking water from a surface water source. *Water Research*, 31(6), 1333-1346, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.01.018.

Van Lieverloo, J. H. M., Blokker, E. J. M., & Medema, G. (2007). Quantitative microbial risk assessment of distributed drinking water using faecal indicator incidence and concentrations. *Journal of Water and Health*, 5(1), 131-149, DOI: 10.2166/wh.2007.134.

Ward, R. L., Bernstein, D. I., Young, E. C., Sherwood, J. R., Knowlton, D. R., & Schiff, G. M. (1986). Human rotavirus studies in volunteers: Determination of infectious dose and serological response to infection. *J. Infect. Dis.*, 154(5), 871-880.

Westrell, T. (2004). *Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems* (84 pp.). Linköping, Switazarland: Linköping Studies in Arts

and Science, Linköping University. Recovered from <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:20794/FULLTEXT01.pdf>.

Dirección institucional de los autores

M.S.P. Ane Galdos-Balzategui

Fundación Cántaro Azul A.C.
Coordinación del área de Gestión del Conocimiento
Daniel Sarmiento 19-A, Los Alcanfores
29246 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 1391 026
ane@cantaroazul.org

Lic. Jesús Carmona de la Torre

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Unidad San Cristóbal de Las Casas
Laboratorios Institucionales
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 6749 000, ext. 1800
jcarmona@ecosur.mx

Dr. Héctor Javier Sánchez-Pérez

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Unidad de San Cristóbal de Las Casas
Departamento de Salud
Grupos de Investigación en Salud para América y África Latinas (GRAAL)
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 6749 000, ext. 1800
hsanchez@ecosur.mx

Lic. Juan Jesús Morales López

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Unidad San Cristóbal de Las Casas
Laboratorios Institucionales
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 6749 000, ext. 1800
jmorales@ecosur.mx

Dr. Arturo Torres Dosal

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Unidad de San Cristóbal de Las Casas
Departamento de Salud
Carretera Villahermosa-Reforma km. 15.5
86280 Villahermosa, Tabasco, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 6749 000, ext. 1800
atorres@ecosur.mx

Lic. Sergio Gómez Urbina

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)
Unidad de San Cristóbal de Las Casas
Laboratorios institucionales
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María
Auxiliadora
29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (967) 6749 000, ext. 1502
segurbina@cafe-z.org



"Labor Corazón de María y arroyo Albarrada", Barrio María Auxiliadora, zona sur de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

Foto: Archivo de El Colegio de la Frontera Sur.

Definición de tres épocas de crecientes utilizando estadísticos direccionales

• Daniel Francisco Campos-Aranda •

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí

*Autor para correspondencia

Resumen

Campos-Aranda, D. F. (enero-febrero, 2017). Definición de tres épocas de crecientes utilizando estadísticos direccionales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(1), 155-165.

El establecimiento de tres épocas o temporadas de las crecientes de un río, con base en las fechas de ocurrencia de sus magnitudes anuales, tiene diversas aplicaciones prácticas, como la estimación de los gastos de diseño estacionales, la operación óptima de los embalses y el manejo eficiente de sus sistemas hídricos asociados, entre ellos, las planicies de inundación generadas por su almacenamiento o descargas. Actualmente, los índices de estacionalidad o temporalidad de las crecientes anuales son un método común que permite estudiar de forma apropiada su comportamiento estacional. En este trabajo se describe con detalle un método basado en los estadísticos direccionales, el cual permite definir racional y objetivamente tres épocas de crecientes, la *previa*, la *principal* y la *posterior*, con base en la desviación estándar circular. El método se aplica a los registros de crecientes anuales de las estaciones hidrométricas *Guamúchil* y *Huites* de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa). El análisis de los resultados destaca la sencillez y exactitud del procedimiento cuando se estudia un río con gran temporalidad y se define una *época dominante* de crecientes, así como las dificultades para establecer las épocas de crecientes en un río con baja estacionalidad, que presenta dos temporadas de crecientes: la de invierno, con pocos eventos extremos, pero los de mayor magnitud, y viceversa en la de verano. Las conclusiones recomiendan la aplicación sistemática del método debido a que ayuda notablemente en la visualización y entendimiento del comportamiento estacional de las crecientes de un río.

Palabras clave: crecientes estacionales, estadísticos direccionales, índices de estacionalidad, desviación estándar circular, coordenadas ponderadas, estaciones hidrométricas *Guamúchil* y *Huites*.

Abstract

Campos-Aranda, D. F. (January-February, 2017). Definition of three flood seasons using directional statistics. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(1), 155-165.

Establishing three seasons or spells in river floods, based on the dates of occurrence of annual magnitudes, has several practical applications such as: estimating seasonal flows design, the optimal operation of reservoirs and the efficient management of associated water systems like floodplains generated by their storage or discharge. Nowadays, seasonality or temporality indices of annual floods are a common method to properly study their seasonal behavior. In this paper a method based on directional statistics is described in detail which allows the rational and objective definition of three flood season (FS), the pre-FS, the main-FS and the post-FS, based on circular standard deviation. The method is applied to records of annual floods of hydrometric stations *Guamúchil* and *Huites* of the Hydrological Region No. 10 (Sinaloa). The analysis of the results pointed out the simplicity and accuracy of the procedure when a river with great seasonality is studied and a flood dominant season can be defined. Accordingly, the difficulties to set the flood seasons in a river with low seasonality having two flood seasons (the winter with few extreme events but of greater magnitude and vice versa in the summer) are highlighted. Conclusions recommend the systematic application of the method, because it helps greatly on visualizing and understanding the seasonal behavior of floods in a river.

Keywords: Seasonal floods, directional statistics, seasonality indices, circular standard deviation, weighted coordinates, and *Guamúchil* and *Huites* hydrometric stations.

Recibido: 10/02/2015

Aceptado: 3/03/2016

Introducción

Las variaciones estacionales o por épocas que tienen las lluvias de una cuenca son el factor principal que origina la variabilidad de su escurrimiento tanto en el volumen mensual como en la magnitud de sus crecientes. Una definición adecuada de la *estacionalidad de las crecientes* es muy importante, pues tiene aplicaciones prácticas en ciertos diseños hidrológicos y en el manejo de los recursos hídricos, como lo han detallado Black y Werritty (1997); McCuen y Beightley (2003); Cunderlik, Ouarda y Bobée (2004); Chen, Guo, Yan, Liu y Fang (2010), y Campos-Aranda (2014b).

La segmentación de la ocurrencia de las crecientes en varias subestaciones, temporadas o épocas es útil en la planeación y manejo de los embalses de múltiples propósitos. En China, en la cuenca del río Yangtze, las crecientes anuales y las más grandes ocurridas se concentran sólo en una cierta época del año, y las crecientes medianas y pequeñas se presentan en el resto del tiempo (Liu *et al.*, 2015). Por ello, Chen *et al.* (2010); Liu, Guo, Xiong y Chen (2010), y Liu *et al.* (2015) sugieren dividir la estación de ocurrencia de las crecientes en tres épocas, la *previa*, la *principal* y la *posterior*, para usar diferentes niveles máximos en el embalse que dejen libre en cada temporada el volumen de control necesario según las crecientes máximas o de diseño de tal época. Este manejo del embalse puede aportar beneficios, sin un incremento del riesgo, en la generación de energía hidroeléctrica, en el uso de la capacidad útil, en la navegación y definición de las áreas libres de inundación en las inmediaciones del almacenamiento.

Existen básicamente tres enfoques para definir las épocas de crecientes: (1) el basado en el análisis probabilístico de los datos; (2) el que analiza los fenómenos meteorológicos y/o climatológicos que originan las crecientes, y (3) el que emplea ciertas características de temporalidad asociadas con las crecientes. Ejemplos del primer enfoque se pueden consultar en McCuen y Beightley (2003); Durrans, Eiffe, Thomas Jr., y

Goranflo (2003); Fang, Guo, Wang, Liu y Xiao (2007), y Campos-Aranda (2014b). Del segundo enfoque, en Black y Werritty (1997), y Singh, Wang y Zhang (2005). Del tercer enfoque, en Cunderlik *et al.* (2004), Chen *et al.* (2010); Koutroulis, Tsanis y Daliakopoulos (2010), y Köplin, Schädler, Viviroli & Weingartner (2014).

El objetivo de este trabajo consiste en exponer con detalle el método recientemente sugerido por Chen, Singh, Guo, Fang y Liu (2013), que pertenece al tercer enfoque, pues está basado en los estadísticos direccionales; además, se aplica tal criterio a los datos disponibles antes de la construcción de los embalses *Guamúchil* (Eustaquio Buelna) y *Huites* (Luis Donald Colosio) de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa), para establecer sus tres épocas de crecientes: previa, principal y posterior, bajo dos enfoques de uso de la información hidrométrica disponible.

Materiales y métodos

Estadísticos direccionales (índices de estacionalidad)

Cuando un dato no es escalar sino angular o direccional, tal valor puede ser representado como un *dato circular* y teniendo varios de ellos se pueden obtener sus *estadísticos direccionales* que los describen. La teoría que respalda tales estimaciones data de principios de la década de 1970 y constituye una herramienta simple para obtener medidas de similitud procedentes de las fechas de ocurrencia de los eventos extremos hidrológicos, como las crecientes o avenidas máximas. Existen diversas convenciones o formas de usar el círculo para estimar los estadísticos direccionales (Ramírez-Orozco, Gutiérrez-López, & Ruiz-Silva, 2009); en adelante se usará la empleada por Burn (1997), por su semejanza con los cuadrantes cartesianos. En tal esquema, el avance es contrario a las manecillas del reloj, iniciando en el eje de las abscisas; por ello, el 1 de enero y el 31 de diciembre coinciden en tal inicio. En cambio, Chen *et al.* (2013) ponen en tales fechas el inicio y el final de la temporada de crecientes.

Para establecer los *índices de estacionalidad* ($\bar{\alpha}$, DMC y \bar{r}) se comienza por transformar cada fecha de ocurrencia de las crecientes anuales a día juliano (D_i); es decir, de 0 a 365. Lo anterior implica no considerar los años bisiestos. Las fechas de enero quedan igual, pero a las de febrero se les suma 31, a las de marzo 59, a las de abril 90 y así sucesivamente hasta las de diciembre, que se les agrega 334, para obtener el día juliano. Enseguida se obtiene el ángulo α_i en radianes correspondiente a la fecha i de cada creciente (D_i), con la expresión siguiente:

$$\alpha_i = 2\pi \frac{D_i}{365} \quad (1)$$

en la cual, π es número pi, con 3.1415927 como valor aproximado. En seguida, las coordenadas x y y de las fechas de ocurrencia de las crecientes descritas por los ángulos α_i se estiman con base en los cosenos y senos, y se obtienen sus valores medios, según las ecuaciones siguientes:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \cos(\alpha_i) \quad (2)$$

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \sin(\alpha_i) \quad (3)$$

siendo n el número de fechas de crecientes anuales analizadas. Ahora, la dirección media ($\bar{\alpha}$) de la fecha promedio de las crecientes será:

$$\bar{\alpha} = \arctan \left(\frac{\bar{y}}{\bar{x}} \right) \quad (4)$$

La aplicación de la ecuación anterior se realiza obteniendo primero el arco tangente de \bar{y} entre \bar{x} , ambas con signo positivo, denominado α , en radianes; entonces, si \bar{x} y \bar{y} son positivas, $\bar{\alpha} = \alpha$; si $\bar{x} < 0$ y $\bar{y} > 0$ $\bar{\alpha} = \pi - \alpha$; si ambas son negativas, $\bar{\alpha} = \pi + \alpha$, y por último, si $\bar{x} > 0$ y $\bar{y} < 0$ $\bar{\alpha} = 2\pi - \alpha$. El valor de $\bar{\alpha}$ en día juliano, denominado *día medio de las crecientes* (DMC), se obtiene primero dividiendo entre 2π y después

multiplicando por 365. El índice DMC indica el tiempo promedio de ocurrencia de los gastos máximos anuales en una cuenca dada. Se puede esperar que cuencas con valores similares del DMC presenten semejanzas en otras características hidrológicas importantes. Lógicamente, el DMC estará relacionado con el tamaño de la cuenca y con su localización geográfica dentro de la región hidrológica estudiada.

Una medida de la variabilidad de las n fechas de ocurrencia de las crecientes, en relación con el DMC , se puede estimar calculando la resultante media, cuya expresión es:

$$\bar{r} = \sqrt{\bar{x}^2 + \bar{y}^2} \quad (5)$$

El *índice de estacionalidad* \bar{r} es una medida adimensional de la dispersión de los datos; toma valores entre cero y uno. Un valor unitario indica que todas las crecientes ocurren en la misma fecha; en cambio, un valor cercano a cero implica gran variabilidad de ocurrencias a lo largo de todo el año. Ramírez-Orozco *et al.* (2009) establecen los siguientes cinco grados de estacionalidad: (1) muy fuerte, cuando $\bar{r} > 0.90$; (2) fuerte, cuando \bar{r} fluctúa entre 0.70 y 0.90; (3) media, cuando \bar{r} varía de 0.50 a 0.70; (4) baja, cuando \bar{r} cambia de 0.10 a 0.50, y (5) muy baja o débil, cuando $\bar{r} < 0.10$. Chen *et al.* (2013) indican que si \bar{r} es cercano a la unidad, se puede esperar que una sola temporada o época de crecientes sea dominante.

Estadísticos direccionales aplicados (primer método)

Chen *et al.* (2013) proponen utilizar la desviación estándar circular (σ) para dividir la temporada de crecientes en tres épocas. Tal estadístico está relacionado con la desviación circular (S), según la expresión siguiente:

$$1 - S = e^{-\frac{1}{2}\sigma^2} \quad (6)$$

S es un estadístico de dispersión común definido en términos de la longitud del vector resultante estandarizado, es decir:

$$S = 1 - \bar{r} \quad \text{con} \quad 0 \leq S \leq 1 \quad (7)$$

Combinando las ecuaciones (5) y (6) se obtiene la desviación estándar circular:

$$\sigma = \sqrt{-2 \ln \bar{r}} \quad (8)$$

Finalmente, los días de inicio (*DIC*) y terminación (*DTC*) de la temporada o *época principal de crecientes*, en día juliano, serán (Chen *et al.*, 2013):

$$DIC = \frac{365 \cdot (\bar{\alpha} - \sigma)}{2\pi} \quad (9)$$

$$DTC = \frac{365 \cdot (\bar{\alpha} + \sigma)}{2\pi} \quad (10)$$

Las tres temporadas o épocas de crecientes se definen de la manera siguiente: (1) la *previa* abarca del primero de enero hasta el *DIC*; (2) la *principal* comprende del *DIC* hasta el *DTC*, y (3) la *posterior* se desarrolla del *DTC* hasta el 31 de diciembre. Chen *et al.* (2013) definen inicialmente, con base en los datos, el inicio y fin de temporada de crecientes y le llaman *T*, valor que usan en lugar de 365 en las ecuaciones (1), (9) y (10).

Estadísticos direccionales aplicados (segundo método)

Chen *et al.* (2013) sugieren *ponderar* las coordenadas *x* y *y* de cada ángulo α_i por los valores del gasto máximo anual (q_i) de cada creciente. Las nuevas resultantes del ángulo medio ($\bar{\alpha}$) serán:

$$\bar{x}_p = \frac{1}{Q} \sum_{i=1}^n q_i \cdot \cos(\alpha_i) \quad (11)$$

$$\bar{y}_p = \frac{1}{Q} \sum_{i=1}^n q_i \cdot \sen(\alpha_i) \quad (12)$$

en las cuales *Q* es la variable que permite la ponderación con la media de cada gasto q_i . Su expresión es:

$$Q = \sum_{i=1}^n q_i \quad (13)$$

Después se repite la aplicación de las ecuaciones (4) a (10). Lógicamente, este enfoque debe aumentar la dispersión en el índice de estacionalidad (\bar{r}), pues ahora las longitudes de cada radio relativo a una fecha de creciente no son unitarias, sino que tiene una dimensión igual a $q_i/(Q/n)$.

Chen *et al.* (2013) concluyen que ambos métodos de uso de los estadísticos direccionales para definir las tres épocas de crecientes son confiables y objetivos, mejorando su desempeño conforme el registro disponible de fechas de ocurrencia de crecientes aumenta. Lo anterior se demostró con base en una experimentación con datos sintéticos y verificado con datos reales del embalse Geheyan sobre el río Qing, afluente del Yangtze y del embalse Baishan en el río Songhua, el tercero más grande de China. Estos embalses, uno al sur y el otro al norte de China, han sido recientemente estudiados por Chen *et al.* (2015), con un enfoque similar al de este trabajo.

Crecientes y sus fechas de ocurrencia en las estaciones hidrométricas Guamúchil y Huites

La estación de aforos *Guamúchil* sobre el río Mocerito de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa) tiene por clave la 10031 en el sistema *BANDAS* (IMTA, 2003), su área drenada es de 1 645 km² y su registro abarca de 1940 a 1971 ($n = 32$), en que comenzó la construcción de la presa Eustaquio Buelna (Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía & Ortega, 2006). La cuenca de esta estación se ubica al centro de la región hidrológica, colindando al noreste con la cuenca del río Badiraguato, que drena a la presa Adolfo López Mateos. La estación hidrométrica y la presa Eustaquio Buelna se localizan en la planicie

costera de la región hidrológica. Del CD-1 del sistema BANDAS se obtuvo la información de gastos máximos anuales, que incluye gasto, año, mes, día, hora y lectura de escala. En el cuadro 1 se han concentrado los datos de

gastos y fechas de ocurrencia en sus primeras cinco columnas.

La estación de aforos *Huites* sobre el río Fuerte de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa) tiene por clave la 10037 en el sistema

Cuadro 1. Crecientes anuales y sus fechas de ocurrencia en la estación hidrométrica *Guamúchil*, así como su procesamiento para obtener los índices de estacionalidad ($\bar{\alpha}$, DMC y \bar{r})

Núm.	Año	Gasto (m ³ /s)	Mes	Día	Día juliano	α_i (grados)	x_i	y_i
1	1940	255	Ago	4	216	213.04	-0.8383	-0.5452
2	1941	65	Sep	22	265	261.37	-0.1501	-0.9887
3	1942	445	Oct	2	275	271.23	0.0215	-0.9998
4	1943	1 550	Sep	26	269	265.32	-0.0817	-0.9967
5	1944	392	Ago	30	242	238.68	-0.5197	-0.8543
6	1945	916	Oct	8	281	277.15	0.1245	-0.9922
7	1946	241	Ago	10	222	218.96	-0.7776	-0.6288
8	1947	530	Ago	12	224	220.93	-0.7555	-0.6552
9	1948	648	Jul	23	204	201.21	-0.9323	-0.3617
10	1949	375	Ene	22	22	21.70	0.9291	0.3697
11	1950	272	Ago	16	228	224.88	-0.7086	-0.7056
12	1951	422	Sep	7	250	246.58	-0.3975	-0.9176
13	1952	377	Ago	5	217	214.03	-0.8288	-0.5596
14	1953	1 173	Sep	17	260	256.44	-0.2345	-0.9721
15	1954	219	Jul	10	191	188.38	-0.9893	-0.1458
16	1955	3 507	Sep	23	266	262.36	-0.1330	-0.9911
17	1956	165	Jun	27	178	175.56	-0.9970	0.0774
18	1957	526	Ago	18	230	226.85	-0.6939	-0.7296
19	1958	1 014	Sep	20	263	259.40	-0.1840	-0.9829
20	1959	1 610	Ago	2	214	211.07	-0.8566	-0.5161
21	1960	1 373	Ene	13	13	12.82	0.9751	0.2219
22	1961	525	Ago	1	213	210.08	-0.8653	-0.5012
23	1962	985	Oct	4	277	273.21	0.0559	-0.9984
24	1963	460	Jul	26	207	204.16	-0.9124	-0.4094
25	1964	390	Ago	26	238	234.74	-0.5773	-0.8165
26	1965	449	Jul	27	208	205.15	-0.9052	-0.4250
27	1966	794	Jul	27	208	205.15	-0.9052	-0.4250
28	1967	720	Ago	22	234	230.79	-0.6321	-0.7749
29	1968	200	Feb	10	41	40.44	0.7611	0.6486
30	1969	312	Sep	9	252	248.55	-0.3657	-0.9307
31	1970	520	Sep	15	258	254.47	-0.2678	-0.9635
32	1971	1 045	Ago	15	227	223.89	-0.7207	-0.6933
Suma		22 475.0	-	-	-	-	-13.35277	-19.16315
Promedio		702.3	-	-	-	-	-0.41727	-0.59885
Índices de Estacionalidad		$\alpha = 55.1^\circ$	$\bar{\alpha} = 235.1^\circ$		$DMC = 238.4$ (Agosto 26)		$\bar{r} = 0.7299$	

BANDAS (IMTA, 2003); su área drenada es de 26 057 km² y su registro abarca de 1942 a 1992 ($n = 51$), en que comenzó la construcción de la presa Luis Donaldo Colosio (Aldama *et al.*, 2006). El río Fuerte está formado por dos colectores principales: el río Chinipas y el río San Miguel; este último tiene un colector importante, que es el río Urique, cuya cuenca colinda con la Región Hidrológica 24-1 del río Conchos. La cuenca del río Chinipas es la más septentrional de la región y colinda con

la región Hidrológica 9 del río Yaqui. Esta cuenca es montañosa y como han indicado Aldama *et al.* (2006), sus crecientes anuales definen dos temporadas: la del verano, de principios de junio a mediados de septiembre, y la de invierno, de mediados de diciembre a principios de marzo. También del CD-1 del sistema *BANDAS* se obtuvo la información de gastos máximos anuales y sus fechas de ocurrencia, la cual se tiene en las primeras cinco columnas del cuadro 2.

Cuadro 2. Crecientes anuales y sus fechas de ocurrencia en la estación hidrométrica *Huütes*, así como su procesamiento para obtener los índices de estacionalidad ($\bar{\alpha}$, DMC y $\bar{\gamma}$).

Núm.	Año	Gasto (m ³ /s)	Mes	Día	Día juliano	α_i (grados)	x_i	y_i
1	1942	2 531	Ago	19	231	227.84	-0.6713	-0.7412
2	1943	14 376	Dic	9	343	338.30	0.9291	-0.3697
3	1944	2 580	Feb	27	58	57.21	0.5416	0.8406
4	1945	1 499	Jul	30	211	208.11	-0.8820	-0.4712
5	1946	1 165	Ago	30	242	238.68	-0.5197	-0.8543
6	1947	1 127	Ago	29	241	237.70	-0.5344	-0.8452
7	1948	3 215	Feb	5	36	35.51	0.8140	0.5808
8	1949	10 000	Ene	15	15	14.79	0.9668	0.2554
9	1950	3 229	Ene	13	13	12.82	0.9751	0.2219
10	1951	677	Dic	14	348	343.23	0.9575	-0.2885
11	1952	1 266	Ago	14	226	222.90	-0.7325	-0.6808
12	1953	1 025	Jul	22	203	200.22	-0.9384	-0.3456
13	1954	955	Ago	19	231	227.84	-0.6713	-0.7412
14	1955	4 780	Ene	15	15	14.79	0.9668	0.2554
15	1956	696	Ago	23	235	231.78	-0.6187	-0.7857
16	1957	593	Oct	5	278	274.19	0.0731	-0.9973
17	1958	3 010	Sep	21	264	260.38	-0.1670	-0.9859
18	1959	1 908	Oct	3	276	272.22	0.0387	-0.9993
19	1960	15 000	Ene	12	12	11.84	0.9787	0.2051
20	1961	1 396	Ene	24	24	23.67	0.9159	0.4015
21	1962	1 620	Oct	5	278	274.19	0.0731	-0.9973
22	1963	2 702	Dic	12	346	341.26	0.9470	-0.3213
23	1964	1 319	Ago	1	213	210.08	-0.8653	-0.5012
24	1965	1 944	Dic	23	357	352.11	0.9905	-0.1373
25	1966	2 420	Ago	19	231	227.84	-0.6713	-0.7412
26	1967	2 506	Dic	16	350	345.21	0.9668	-0.2554
27	1968	1 534	Ago	1	213	210.08	-0.8653	-0.5012
28	1969	1 508	Jul	17	198	195.29	-0.9646	-0.2637
29	1970	1 558	Ago	13	225	221.92	-0.7441	-0.6681
30	1971	2 200	Oct	26	299	294.90	0.4211	-0.9070
31	1972	2 225	Nov	24	328	323.51	0.8039	-0.5947

Cuadro 2 (continuación). Crecientes anuales y sus fechas de ocurrencia en la estación hidrométrica *Huites*, así como su procesamiento para obtener los índices de estacionalidad ($\bar{\alpha}$, DMC y \bar{r}).

32	1973	7 960	Feb	22	53	52.27	0.6119	0.7909
33	1974	3 790	Sep	24	267	263.34	-0.1159	-0.9933
34	1975	1 095	Sep	5	248	244.60	-0.4289	-0.9034
35	1976	2 677	Oct	24	297	292.93	0.3896	-0.9210
36	1977	1 135	Sep	1	244	240.66	-0.4900	-0.8717
37	1978	4 790	Sep	27	270	266.30	-0.0645	-0.9979
38	1979	6 860	Ene	25	25	24.66	0.9088	0.4172
39	1980	1 496	Sep	7	250	246.58	-0.3975	-0.9176
40	1981	4 828	Oct	9	282	278.14	0.1415	-0.9899
41	1982	2 450	Oct	1	274	270.25	0.0043	-0.9999
42	1983	8 275	Mar	4	63	62.14	0.4674	0.8841
43	1984	5 580	Dic	15	349	344.22	0.9623	-0.2720
44	1985	3 585	Ene	25	25	24.66	0.9088	0.4172
45	1986	1 349	Jul	17	198	195.29	-0.9646	-0.2637
46	1987	1 429	Jul	31	212	209.10	-0.8738	-0.4863
47	1988	1 866	Jul	11	192	189.37	-0.9867	-0.1628
48	1989	1 869	Feb	2	33	32.55	0.8429	0.5380
49	1990	11 559	Dic	29	363	358.03	0.9994	-0.0344
50	1991	2 563	Dic	21	355	350.14	0.9852	-0.1713
51	1992	2 025	Ene	12	12	11.84	0.9787	0.2051
Suma		169 745	-	-	-	-	6.39314	-17.96632
Promedio		3 328.3	-	-	-	-	0.12536	-0.35228
Índices de estacionalidad		$\alpha = 70.4^\circ$	$\bar{\alpha} = 289.6^\circ$	$DMC = 293.6$ (octubre 21)			$\bar{r} = 0.3739$	

Resultados y discusión

Cálculo de los índices de estacionalidad

Aplicando las ecuaciones (1) a (5) a los datos de la sexta columna de los cuadros 1 y 2 se obtienen los índices de estacionalidad que se muestran al final de cada tabulación. Los resultados de la ecuación (1) se tienen en radianes, pero conviene expresar cada ángulo α_i en grados para facilidad de construcción de los gráficos de fechas de ocurrencia de las crecientes, mostrados en las figuras 1 y 2. Lo anterior, con sólo multiplicar por 57.29578, que es la equivalencia de un radián a grados. Los ejes x , y de las figuras 1 y 2 muestran las dos simbologías comúnmente usadas en estos gráficos: la de día con mes respectivo y la de grados de la circunferencia.

Las crecientes anuales en la estación hidrométrica *Guamúchil* son bastante estacionales, definiendo prácticamente una sola época, que va del 27 de junio al 8 de octubre; la primera fecha procede de la creciente número 17 de 1956 y la segunda de la creciente 6 de 1945, ambas del cuadro 1. Ocurrieron sólo tres crecientes invernales, como se muestra en la figura 1, en 1960, 1949 y 1968. Dicha estacionalidad o temporalidad se ve reflejada en el índice \bar{r} , con un valor aproximado de 0.730, que la define como *fuerte*. El día medio de las crecientes (DMC) ocurre en el tercer cuadrante y le corresponde la fecha del 26 de agosto. En la figura 1 es el radio más grueso, cuya extensión es \bar{r} y después sigue punteado.

Por el contrario, las crecientes de la estación hidrométrica *Huites* presentan mucha

dispersión, como se observa en la figura 2. Según datos del cuadro 2, la temporada invernal llega hasta el 4 de marzo, fecha en que ocurrió la creciente más tardía en el año de 1983. De la temporada de verano y otoño, la creciente más temprana se presentó el 11 de julio de 1988 y la más tardía el 29 de diciembre de 1990. Esta gran dispersión se ve reflejada en el índice \bar{r} , cuyo valor aproximado de 0.374 la define como estacionalidad *baja*. Su DMC se presenta en el cuarto cuadrante y ocurre el 21 de octubre, es el radio más grueso con aproximadamente dos terceras partes punteadas. Campos-Aranda (2014a) expone los índices estacionales de otras 19 estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa), en relación con un *análisis de regional* de frecuencias de crecientes.

Definición de las épocas de crecientes

En la estación de aforos *Guamúchil*, la dirección media ($\bar{\alpha}$) resultó de 4.1038 radianes y la

desviación estándar circular de 0.7936, según la ecuación (8). Con base en estos resultados, las ecuaciones (9) y (10) definen los siguientes días julianos: $DIC = 192.3$ y $DTC = 284.5$, cuya fechas son, respectivamente, 11 de julio y 12 de octubre, indicadas con líneas punteadas en la figura 1. Para la estación hidrométrica *Huites* se obtuvieron $\bar{\alpha} = 5.0543$ radianes, $\sigma = 1.4027$, $DIC = 212.1$ (31 de julio) y $DTC = 375.1$ (10 de enero), también mostradas con radios punteados en la figura 2. En el cuadro 3 se tienen definidas las fechas de cada una de las tres épocas de crecientes en ambas estaciones hidrométricas de acuerdo con el llamado *Primer método*.

Al trabajar con las ecuaciones (11) y (12) para obtener las coordenadas x y y , que están ponderadas con base en la magnitud del gasto máximo anual, se obtienen en la estación hidrométrica *Guamúchil* $\bar{x}_p = -0.31745$ y $\bar{y}_p = -0.69361$, las cuales conducen a los valores de $\bar{\alpha}$, \bar{r} y σ , mostrados en el cuadro 3, así como a los respectivos valores de DIC y DTC , además de las nuevas fechas de

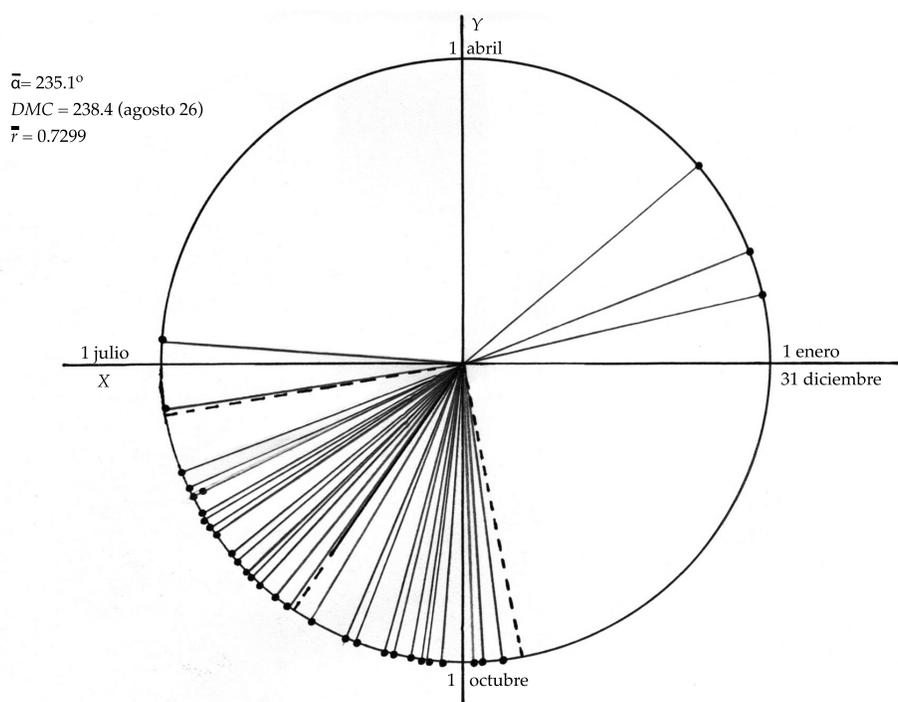


Figura 1. Representación de las fechas de ocurrencia y de los índices de estacionalidad de las crecientes anuales de la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa).

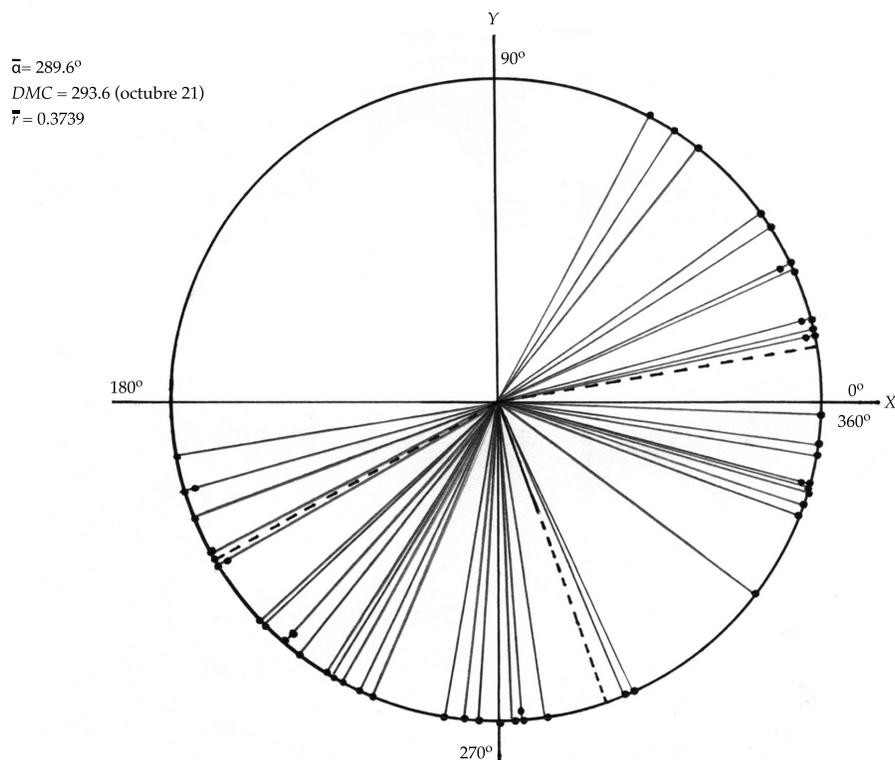


Figura 2. Representación de las fechas de ocurrencia y de los índices de estacionalidad de las crecientes anuales de la estación hidrométrica Huites de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa).

Cuadro 3. Definición de las tres épocas de crecientes en las estaciones hidrométricas Guamúchil y Huites de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa).

$\bar{\alpha}$	\bar{r}	σ	DIC	DMC	DTC	Previa	Principal	Posterior
Guamúchil (primer método)								
4.1038	0.7299	0.7936	192.3 11 de julio	238.4 26 de agosto	284.5 12 de octubre	1 de enero a 10 de julio	11 de julio a 12 de octubre	13 de octubre a 31 de diciembre
Guamúchil (segundo método)								
4.2832	0.7628	0.7359	206.1 25 de julio	248.8 6 de septiembre	291.6 19 de octubre	1° de enero a 24 julio	25 de julio a 19 octubre	20 de octubre a 31 de diciembre
Huites (primer método)								
5.0543	0.3739	1.4027	212.1 31 de julio	293.6 21 de octubre	375.1 10 de enero	11 de enero a 30 de julio	31 de julio a 10 de enero	No existe
Huites (segundo método)								
6.0121	0.5080	1.1638	281.6 9 de octubre	349.3 15 de diciembre	416.9 21 de febrero	22 de febrero a 8 de octubre	9 de octubre a 21 de febrero	No existe

inicio y final de cada época de crecientes. En la estación de aforos Huites, los respectivos valores ponderados de las coordenadas fueron

$\bar{x}_p = 0.48949$ y $\bar{y}_p = -0.13605$, con las cuales se obtienen los valores de $\bar{\alpha}$, \bar{r} y σ mostrados en el cuadro 3, además de los valores de DIC y DTC,

con las nuevas fechas de inicio y fin de cada época de crecientes de acuerdo con el *Segundo método*.

Análisis de los resultados

Con fines de comparación de los resultados entre los dos métodos desarrollados por Chen *et al.* (2013), estos autores consideran más exacto su *Segundo método*, ya que con respecto a tal criterio evalúan los errores relativos entre ambos enfoques; lo anterior, respaldado por el hecho de usar la información hidrométrica. En la estación hidrométrica *Guamúchil*, los resultados de los dos métodos son bastante similares al definir el inicio y fin de la temporada o *época principal* de crecientes, según se observa en el cuadro 3. Lo anterior se debe a que la mayoría de las grandes crecientes anuales ocurren en los meses de agosto y septiembre; es decir, dentro de la temporada o época de crecientes (ver cuadro 1). En la estación *Guamúchil*, en su *época previa* de crecientes ocurrieron tres eventos invernales y dos de aparición temprana el 27 de junio de 1956 y el 10 de julio de 1954. En su *época posterior* de crecientes no ocurren eventos, como se observa en la figura 1.

En la estación de aforos *Huites*, la dispersión de sus crecientes es tan grande que no se puede definir una época posterior (ver figura 2 y cuadro 3). Lo anterior se acrecienta aún más en el segundo método debido a dos causas: (1) los gastos máximos anuales de este registro fluctúan notablemente, por ejemplo, en los primeros 20 años ocurren tres eventos muy reducidos en 1957, 1951 y 1956, con valores de 593, 677 y 696 m³/s, respectivamente (ver cuadro 2); en cambio, en 1960, 1943 y 1949 se presentan los tres eventos más extraordinarios, con 15 000, 14 376 y 10 000 m³/s; (2) la mayoría de los grandes gastos anuales, al menos los superiores a la crecienta media (3 328.3 m³/s), suceden principalmente en la temporada invernal, por ejemplo, en 1943, 1949, 1955, 1960, 1973, 1979, 1983-1985 y 1990; sólo 1974 y 1978 tienen eventos importantes en septiembre.

Conclusiones

La definición de las tres épocas de crecientes (*previa, principal y posterior*) con base en los índices estacionales o de temporalidad, y en sus estadísticos direccionales es un procedimiento racional y objetivo, verificado estadística y prácticamente por sus autores (Chen *et al.*, 2013).

En la primera aplicación numérica, en la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa), se pudo comprobar la utilidad del método, para definir de una manera objetiva las tres épocas de crecientes; esto, debido a la gran estacionalidad que presentan sus gastos máximos anuales, los cuales incluso definen una *época posterior* sin eventos.

Por el contrario, en la segunda aplicación numérica en la estación de aforos *Huites*, también de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa), la gran dispersión que presentan sus crecientes anuales no permite establecer una época posterior y se termina definiendo una *época sin crecientes* de la segunda quincena de marzo hasta principios de julio, de manera que todo el resto de año es *época principal* de crecientes; en realidad, desde la segunda quincena de julio hasta la primera de marzo, con escasez de eventos en noviembre (ver figura 2 y cuadro 3).

El método expuesto para el establecimiento racional y objetivo de las tres épocas de crecientes de un río es bastante simple y por ello se recomienda su aplicación sistemática en los estudios tendientes a estimar las crecientes estacionales o por temporadas.

Agradecimientos

Se agradece a los tres árbitros anónimos sus observaciones y correcciones, las cuales permitieron volver más explícito el trabajo y ampliar sus antecedentes.

Referencias

- Aldama, A. A., Ramírez, A. I., Aparicio, J., Mejía, R., & Ortega, G. E. (2006). Capítulo 3: Aplicación y Resultados. Presa Eustaquio Buelna, Guamúchil, Sinaloa (pp. 118-125) y presa Luis Donaldo Colosio, Huites, Sinaloa (pp. 134-143). En: *Seguridad hidrológica de las presas en México*.

- Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Black, A. R., & Werritty, A. (1997). Seasonality of flooding: A case study of North Britain. *Journal of Hydrology*, 195(1-4), 1-25.
- Burn, D. H. (1997). Catchment similarity for regional flood frequency analysis using seasonality measures. *Journal of Hydrology*, 202(1-4), 212-230.
- Campos-Aranda, D. F. (2014a). Análisis regional de frecuencia de crecientes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. 1: índices de estacionalidad y regiones de influencia. *Agrociencia*, 48(2), 147-158.
- Campos-Aranda, D. F. (2014b). Estimación probabilística de crecientes estacionales con base en registros mensuales de gasto máximo. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(6), 177-187.
- Cunderlik, J. M., Ouarda, T. B. M. J., & Bobée, B. (2004). Determination of flood seasonality from hydrological records. *Hydrological Sciences Journal*, 49(3), 511-526.
- Chen, L., Guo, S., Yan, B., Liu, P., & Fang, B. (2010). A new seasonal design flood method based on bivariate joint distribution of flood magnitude and date of occurrence. *Hydrological Sciences Journal*, 55(8), 1264-1280.
- Chen, L., Singh, V. P., Guo, S., Fang, B., & Liu, P. (2013). A new method for identification of flood seasons using directional statistics. *Hydrological Sciences Journal*, 58(1), 28-40.
- Chen, L., Singh, V. P., Guo, S., Zhou, J., Zhang, J., & Liu, P. (2015). An objective method for partitioning the entire flood season into multiple sub-seasons. *Journal of Hydrology*, 528, 621-630.
- Durrans, S. R., Eiffe, M. A., Thomas Jr, W. O., & Goranflo, H. M. (2003). Joint Seasonal/Annual Flood Frequency Analysis. *Journal of Hydrologic Engineering*, 8(4), 181-189.
- Fang, B., Guo, S., Wang, S., Liu, P., & Xiao, Y. (2007). Non-identical models for seasonal flood frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 974-991.
- IMTA (2003). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. 8 CD's. Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Köplin, N., Schädler, B., Viviroli, D., & Weingartner, R. (2014). Seasonality and magnitude of floods in Switzerland under future climatic change. *Hydrological Processes*, 28(4), 2567-2578.
- Koutroulis, A. G., Tsanis, L. K., & Daliakopoulos, L. N. (2010). Seasonality of floods and their hydrometeorology characteristics in the island of Crete. *Journal of Hydrology*, 394(1-2), 90-100.
- Liu, P., Guo, S., Xiong, L., & Chen, L. (2010). Flood season segmentation based on the probability change-point analysis technique. *Hydrological Sciences Journal*, 55(4), 540-554.
- Liu, P., Li, L., Guo, S., Xiong, L., Zhang, W., Zhang, J., & Xu, C-Y. (2015). Optimal design of seasonal flood limited water levels and its application for the Three Gorges Reservoir. *Journal of Hydrology*, 527, 1045-1053.
- McCuen, R. H., & Beightley, R. E. (2003). Seasonal flow frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 279(1-4), 43-56.
- Ramírez-Orozco, A. I., Gutiérrez-López, A., & Ruiz-Silva, H. L. (2009). Análisis de la ocurrencia en el tiempo de los gastos máximos en México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 24(1), 115-124.
- Singh, V. P., Wang, S. X., & Zhang, L. (2005). Frequency analysis of nonidentically distributed hydrologic data. *Journal of Hydrology*, 307(1-4), 175-195.

Dirección institucional del autor

Dr. Daniel Francisco Campos Aranda

Profesor jubilado
Universidad Autónoma de San Luis Potosí
campos_aranda@hotmail.com



Arroyo La Estanzuela, Nuevo León, México.

Foto: Mario G. Manzano.

DISCUSIÓN

Las notas o artículos técnicos se encuentran abiertos a discusión de acuerdo con los siguientes lineamientos:

- La discusión se escribirá en tercera persona.
- El redactor de la discusión deberá usar el término polemista cuando se refiera a él mismo y el término autor cuando se trate del responsable de la nota o artículo técnicos.
- La discusión deberá remitirse durante los doce meses posteriores al último día del trimestre en que se publicó el artículo o la nota técnicos.
- El periodo de discusión puede ser extendido mediante la solicitud por escrito del polemista.
- La discusión se presentará conforme a la *Guía para colaboradores* publicada en esta misma revista (se hará caso omiso de los datos referentes a la extensión, resumen y *abstract*). Además, contará con la cita bibliográfica de las notas o artículos técnicos aludidos.
- La extensión de la discusión ocupará como máximo cuatro páginas de la revista (aproximadamente diez cuartillas, incluyendo figuras y cuadros).
- Las figuras y los cuadros presentados por el polemista deberán marcarse progresivamente con números romanos y cuando se citen los realizados por el autor se habrá de respetar la numeración original.
- Los editores suprimirán los datos ajenos al objeto de la discusión.
- La discusión se rechazará si contiene temas tratados en otras fuentes, promueve intereses personales, está descuidadamente preparada, pone en controversia hechos ya establecidos, es puramente especulativa o es ajena a los propósitos de la revista.
- La discusión se publicará junto con los comentarios del autor o autores aludidos.
- La discusión se dirigirá al editor en jefe.



Rebalse de un manantial en la zona de mayor elevación del acuífero Barva, San José de la Montaña, Heredia, Costa Rica.

Foto: Alicia Fonseca Sánchez.

GUÍA PARA COLABORADORES

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua* invita a los especialistas a colaborar con artículos o notas técnicas inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones originales y se desarrollen dentro de la hidrología, hidráulica, gestión del agua, agua y energía, calidad del agua, ciencias físicas, biológicas y químicas, así como ciencias políticas y sociales, entre otras disciplinas, conforme a las normas que se enunciarán a continuación.

PREPARACIÓN DEL ARTÍCULO

FORMATO

TIPO DE LETRA: Palatino en todo el documento (cuerpo del texto, cuadros e ilustraciones).

TAMAÑO DE LETRA: el documento se presentará en ocho, nueve, diez y veinte puntos de acuerdo con el siguiente cuadro:

8 PUNTOS (PALATINO)	9 PUNTOS (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuadros.• Figuras.• Agradecimientos.	<ul style="list-style-type: none">• Nombre de los autores.• Institución de los autores.• Resumen.• <i>Abstract</i> y <i>keywords</i>.• Dirección institucional de los autores.
10 PUNTOS (PALATINO)	20 PUNTOS VERSALES (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuerpo del texto.• Título del trabajo en inglés.	<ul style="list-style-type: none">• Título del trabajo en español.

INTERLINEADO: doble espacio.

NUMERACIÓN DE PÁGINAS: todas las páginas deben ir numeradas.

EXTENSIÓN

Artículo técnico: treinta páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

Nota técnica: diez páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

CONTENIDO

CONTENIDO

El artículo deberá presentar aportes significativos al conocimiento científico y tecnológico dentro de la especialidad; se basará en trabajos terminados o que hayan cumplido un ciclo en su desarrollo; mostrará resultados de una serie de experiencias de un año o más de investigación y estará respaldado por una revisión bibliográfica adecuada. **La estructura básica del texto deberá contener una introducción, el desarrollo y las conclusiones.** De preferencia, seguir el esquema clásico: resumen (abstract), introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias.

TÍTULO

El título, redactado en español e inglés, deberá ser informativo, sin que exceda de 12 palabras.

RESUMEN

El resumen, redactado en español e inglés (*abstract*), deberá ser conciso y proporcionar un amplio panorama de la investigación (objetivo, método, resultados y conclusiones), sin que sobrepase las 250 palabras.

PALABRAS CLAVE

Se debe proporcionar una relación de ocho palabras o frases clave (máximo) redactadas en español e inglés (*keywords*), que faciliten la recuperación de la información.

PIES DE PÁGINA

No se admiten. Deberán incorporarse al texto.

AGRADECIMIENTOS

Se incluirán después del texto y antes de las referencias.

CUADROS

- Deberá usarse una página para cada cuadro.
- Después de las referencias se presentará la lista de todos los cuadros que se citen.

FIGURAS

- Deberá usarse una página para cada figura.
- Todos los nombres de las figuras deberán incluirse después de los cuadros.
- Deberán tener alta resolución (300 dpi).

Nota: cuando el artículo se apruebe para publicación, el autor deberá remitir cada figura en archivo JPG, en alta resolución (300 dpi).

REFERENCIAS

- Toda la bibliografía debe estar referenciada en el cuerpo principal del documento.
- En el caso del abordaje de temas del dominio común en el ámbito científico y tecnológico, deberán citarse trabajos que denoten el conocimiento de los autores sobre el estado del arte.
- En la medida de lo posible, evitar las autocitas.
- Se tomará como base el formato APA de citación.

Algunos ejemplos con base en el formato APA:

Libros completos

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Ciudad de edición: Editorial.

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Recuperado de <http://www.xxxxx>

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. doi:xxxxx

Apellido, A. A. (Ed.). (año). Ciudad de edición: Editorial.

Capítulos de libros

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Apellido, B. Apellido & C. Apellido (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Lugar: Editorial.

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Editor & B. Editor (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Recuperado de <http://www.xxxxxxx>

Artículo o nota de publicación periódica recuperado de la web

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, volumen(número), pp. Recuperado de [http:// www.xxxxxx](http://www.xxxxxx)

Esto es: Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 1(2), 5-17. Recuperado de <http:// www.xxxxxx>

Artículo o nota de publicación periódica impresa

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82.

Artículo de publicación periódica con DOI

Apellido, A. A., Apellido, B. B., & Apellido, C. C. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82, doi:xxxxxx

Congresos y simposia

Colaborador, A. A., Colaborador, B. B., Colaborador, C. C., & Colaborador, D. D. (Mes, año). Título de la colaboración. En E. E. Presidente (Presidencia), Título del simposio. Simposio llevado a cabo en la conferencia de Nombre de la Organización, Lugar.

IDIOMA

Español o inglés.

Citas dentro del cuerpo del texto

Tipo de cita	Primera cita en el texto	Citas subsecuentes en el texto	Formato entre paréntesis, primera cita en el texto	Formato entre paréntesis, citas subsecuentes en el texto
Un trabajo por un solo autor	Apellido (Año)	Apellido (Año)	(Apellido, año)	(Apellido, año)
Un trabajo por dos autores	Apellido y Apellido (Año)	Apellido y Apellido (Año)	(Apellido & Apellido, Año)	(Apellido & Apellido, Año)
Un trabajo por tres autores	Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cuatro autores	Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cinco autores	Apellido, Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , 2008)
Una obra por seis o más autores	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Grupos (identificados fácilmente a través de abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (Siglas, año)	Siglas (Año)	(Nombre completo de la institución [siglas], año)	(Institución, año)
Grupos (sin abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (año)	Nombre completo de la institución (año)	(Nombre completo de la institución, año)	

SEPARACIÓN DE NÚMEROS Y USO DE PUNTO DECIMAL

En *Tecnología y Ciencias del Agua* se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; mientras que para separar los números enteros de sus fracciones, cuando las haya, se usará el punto.

Al respecto, se retoma lo que indica el *Diccionario panhispánico de dudas*, editado por la Real Academia Española y la Asociación de Academias de la Lengua Española, en 2005, sobre las expresiones numéricas: “**se acepta el uso anglosajón del punto, normal en algunos países hispanoamericanos...: $\pi = 3.1416$.**”.

ENVÍO DEL ARTÍCULO

Enviar el artículo en *Word* con nombre de autores y dirección institucional a revista.tyca@gmail.com, con copia a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

INFORMACIÓN GENERAL

Una vez recibido el material, comenzará un proceso de revisión, durante el cual es posible que el manuscrito se rechace; si el texto es susceptible de ser dictaminado, pues cumple a cabalidad con la Política Editorial y así lo considera el Consejo Editorial, pasará a la etapa de arbitraje.

De acuerdo con el proceso de arbitraje, el texto puede ser aceptado sin cambios, con cambios menores, cambios mayores o ser rechazado.

Al ser publicado un trabajo, el autor principal tiene derecho, en forma gratuita a dos revistas y diez sobretiros.

En caso de cualquier duda, escribir a la licenciada Helena Rivas López, hrrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Política Editorial

Misión

Difundir el conocimiento y los avances científicos y tecnológicos en materia de agua, a través de la publicación de artículos y notas técnicas inéditas, que brinden aportaciones originales.

Nuestros principios

- Imparcialidad.
- Objetividad.
- Honestidad.

Nuestros valores

- Conocimiento.
- Experiencia.
- Autoridad temática.

Contenido

Interdisciplinario, conformado por aportaciones plasmadas en artículos y notas inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones o innovaciones científicas y tecnológicas originales, que se desarrollen dentro del campo del conocimiento de diversas disciplinas.

Cobertura temática

Interdisciplinaria, relacionada con agua, con prioridad temática en los siguientes ámbitos del conocimiento:

- Agua y energía.
- Calidad del agua.
- Ciencias físicas, biológicas y químicas.
- Ciencias hidroagrícolas.
- Ciencias políticas y sociales.
- Desarrollo e innovación científica y tecnológica.
- Gestión del agua.
- Hidrología.
- Hidráulica.

Tipo de contribuciones

Artículo: documento científico que trata y comunica por primera vez los resultados de una investigación o innovación exitosa, cuyas contribuciones aportan e incrementan el conocimiento actual en materia hídrica.

Nota: texto inédito que trata avances principalmente en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje como artículo pueden terminar publicándose como notas o viceversa. Esto se hará bajo propuesta y un proceso de mutuo acuerdo entre los autores y el editor por tema responsable. Ambas contribuciones tienen prácticamente la misma estructura (resumen, introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones, referencias).

Proceso de arbitraje

La revista se rige por un riguroso proceso de arbitraje, el cual establece que cada trabajo debe ser analizado separadamente por tres revisores, quienes recomiendan su aceptación, su aceptación con cambios menores, su aceptación con cambios mayores, su rechazo o su aceptación como nota técnica con los cambios necesarios. Con base en estas recomendaciones, el editor temático responsable emite el dictamen final.

Se buscará que al menos uno de los revisores sea de alguna institución del extranjero.

Los revisores no podrán pertenecer a la misma institución de los autores que proponen el artículo o nota para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, el editor temático correspondiente podrá dictaminar, o solicitar la intervención de otros revisores o de algún miembro(s) del Consejo Editorial.

En los casos que lo amerite, el editor temático podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo o nota con el dictamen de dos revisores, más su propia opinión como editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Todo artículo o nota rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará bajo la modalidad de arbitraje “doble ciego”, de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte, a fin de mantener la imparcialidad del proceso.

Toda documentación asociada con el proceso de arbitraje se clasifica como confidencial; esto incluye nombre de los árbitros, dictámenes, para mantener la imparcialidad del proceso, y de los datos personales, a fin de cumplir con las leyes de la materia.

El proceso de arbitraje lo llevan a cabo especialistas y expertos de alto nivel, de reconocido prestigio nacional e internacional en su ámbito profesional, con la capacidad para evaluar, de manera confiable y expedita, tanto la calidad como las aportaciones originales como el grado de innovación científica y tecnológica del material que se somete a dictamen para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que es realizada de manera honorífica.

Para la elaboración de su dictamen, los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor".

Dictamen final

El dictamen que se emita, derivado del proceso de arbitraje, es inapelable.

Tecnología y Ciencias del Agua está registrada en los siguientes índices y resúmenes (abstracts) nacionales e internacionales:

• Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • *Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica* del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (2013-2018) • Sistema de Información Científica Redalyc (Red de Revistas Científicas de América Latina y El Caribe, España y Portugal), Universidad Autónoma del Estado de México • EBSCO (Fuente Académica Premier NISC; Geosystems, como Marine, Oceanographic and Freshwater Resources) • ProQuest (Cambridge Scientific Abstracts) • Elsevier (Fluid Abstracts: Process Engineering; Fluid Abstracts: Civil Engineering) • CAB Abstracts, CAB International • Latindex (Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal), Universidad Nacional Autónoma de México • Periódica (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias), Universidad Nacional Autónoma de México • Catálogo Hela (Hemeroteca Latinoamericana), Universidad Nacional Autónoma de México • Actualidad Iberoamericana, CIT-III, Instituto Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología.

Otras fuentes

También puede encontrarse su acervo en *Google académico*.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad, que presenten sus contribuciones en español o inglés.

A fin de promover la diversidad de autores y su procedencia, un mismo autor o coautor no podrá publicar en la revista **Tecnología y Ciencias del Agua** más de dos trabajos al año, con excepción de artículos o notas publicadas en ediciones especiales y números extraordinarios.

Una vez que se acepta un artículo o nota para ser publicado, los autores firman un permiso para publicar, en donde ceden los derechos patrimoniales en exclusiva al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, titular de la revista **Tecnología y Ciencias del Agua**.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete al autor o autores a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo o nota sea entregado a otro medio para su eventual publicación, los autores se comprometen a hacerlo del conocimiento de la Coordinación Editorial, que suspenderá el proceso de arbitraje e informará al Consejo Editorial sobre la decisión tomada por los autores; esta misma suspensión tendrá efecto si la revista **Tecnología y Ciencias del Agua** identifica y corrobora una situación similar.

La responsabilidad del contenido, originalidad y autenticidad de los artículos o notas corresponde a los autores.

Los autores son responsables de la calidad del español e inglés que utilicen. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. La revista **Tecnología y Ciencias del Agua** sólo se hará cargo del cuidado editorial.

Los autores se comprometen a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo o nota será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

Los autores deberán estar atentos para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Los autores deberán aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Los autores de la revista aceptan formar parte del grupo de árbitros de la revista **Tecnología y Ciencias del Agua**, con la responsabilidad que ello implica.

Los autores deben basarse en la “Guía para colaboradores” para remitir sus artículos o notas.

Una vez que reciban la carta de aceptación para publicar su artículo o nota, los autores no podrán incluir a ningún otro autor.

Los autores sólo podrán eliminar a un autor del artículo o nota en proceso mediante oficio dirigido a la revista **Tecnología y Ciencias del Agua**. Dicho oficio debe ir firmado (en papel) tanto por el autor principal como por el autor a quien se pretende eliminar y quien da su consentimiento expreso.

El porcentaje de autocitas en un artículo no podrá ser superior al 20%.

Lectores

Académicos, investigadores, especialistas y profesionales interesados en el análisis, investigación y búsqueda del conocimiento y soluciones de problemas relacionados con el agua.

Recepción de trabajos

La recepción de artículos y notas es permanente.

Periodicidad

Edición bimestral.

Se tendrá una versión *preprint* de los artículos y notas aprobados para ser publicados; esto, sin esperar a integrar un número completo.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

La revista **Tecnología y Ciencias del Agua** permite consultar en su versión digital todo el material publicado sin costo, incluyendo el de las revistas que la precedieron: *Irrigación en México*; *Ingeniería hidráulica en México*, primera época; *Recursos hidráulicos*; e *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época.

Ediciones especiales y números extraordinarios

La revista **Tecnología y Ciencias del Agua** podrá publicar números especiales por sí misma o en colaboración con otras revistas, asociaciones profesionales o casas editoriales de reconocido prestigio relacionadas con el recurso agua. En este caso, todos los trabajos deberán pasar por el proceso de arbitraje establecido en esta Política Editorial.

Asimismo, la revista **Tecnología y Ciencias del Agua** podrá publicar artículos por invitación, en reconocimiento a la trayectoria profesional de destacados investigadores.

En ambos casos se cuidará la calidad de los contenidos técnicos y las aportaciones científicas.

Código de ética

El quehacer de la revista **Tecnología y Ciencias del Agua** se basa en principios de imparcialidad, objetividad y honestidad.



Artículos técnicos

Consumidores y usuarios del servicio del agua en Argentina.
Enfoques jurídicos
Clara María Minaverry

Suministro de agua potable en México: más allá del crecimiento poblacional
José Luis Montesillo-Cedillo

Análisis de sequías meteorológicas en la cuenca del río Fuerte, México
Mónica Castillo-Castillo
Laura A. Ibáñez-Castillo
Juan B. Valdés
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario A. Vázquez-Peña

Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas
Norma Pérez
Alex Schwarz
Homero Urrutia

Gobierno y administración local del agua potable en la Ciénega de Chapala, Michoacán, México
América Cervantes
Martha Velázquez
José Luis Pimentel

Remoción de nitrógeno amoniacal total en un biofiltro: percolador-columna de arena
Iván Gallego-Alarcón
Dauray García-Pulido

Sistema de monitoreo satelital para el seguimiento y desarrollo de cultivos del Distrito de Riego 038
José Luis Espinosa-Espinosa
Enrique Palacios-Vélez
Leonardo Tijerina-Chávez
Héctor Flores-Magdalen
Abel Quevedo-Nolasco

Disponibilidad hídrica bajo escenarios de cambio climático en el Valle de Galeana, Nuevo León, México
Thania G. López-García
Mario G. Manzano
Aldo I. Ramírez

Caracterización hidrogeoquímica de los acuíferos volcánicos Barva y Colima en el Valle Central de Costa Rica
Helga Madrigal-Solís
Alicia Fonseca-Sánchez
Jenny Reynolds-Vargas

Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico por consumo de agua en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México
Ane Galdos-Balzategui
Jesús Carmona de la Torre
Héctor Javier Sánchez-Pérez
Juan Jesús Morales-López
Arturo Torres-Dosal
Sergio Gómez-Urbina

Nota técnica

Definición de tres épocas de crecientes utilizando estadísticos direccionales
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión
Guía para colaboradores

Technical articles

Consumers and users water service in Argentina. Legal outputs 5
Clara María Minaverry

Drinking water supply in Mexico: Beyond the population growth 21
José Luis Montesillo-Cedillo

Analysis of meteorological drought in the Fuerte River Basin, Mexico 35
Mónica Castillo-Castillo
Laura A. Ibáñez-Castillo
Juan B. Valdés
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario A. Vázquez-Peña

Treatment of acid mine drainage: Study of sulphate reduction in organic mixtures 53
Norma Pérez
Alex Schwarz
Homero Urrutia

Government and local administration of drinking water in the Ciénega de Chapala, Michoacan, Mexico 65
América Cervantes
Martha Velázquez
José Luis Pimentel

Total ammonia nitrogen removal in a bio filter: Trickling filter-sand column 81
Iván Gallego-Alarcón
Dauray García-Pulido

Satellite system for monitoring crop development in the Irrigation District 038 95
José Luis Espinosa-Espinosa
Enrique Palacios-Vélez
Leonardo Tijerina-Chávez
Héctor Flores-Magdalen
Abel Quevedo-Nolasco

Water availability under climate change scenarios in the Valle de Galeana, Nuevo Leon, Mexico 105
Thania G. López-García
Mario G. Manzano
Aldo I. Ramírez

Hydrogeochemical characterization of Barva and Colima aquifers in the Central Valley of Costa Rica 115
Helga Madrigal-Solís
Alicia Fonseca-Sánchez
Jenny Reynolds-Vargas

Quantitative microbial risk assessment of drinking water in San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, Mexico 133
Ane Galdos-Balzategui
Jesús Carmona de la Torre
Héctor Javier Sánchez-Pérez
Juan Jesús Morales-López
Arturo Torres-Dosal
Sergio Gómez-Urbina

Technical note

Definition of three flood seasons using directional statistics 155
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discussion 167
Contributor's guide 169