

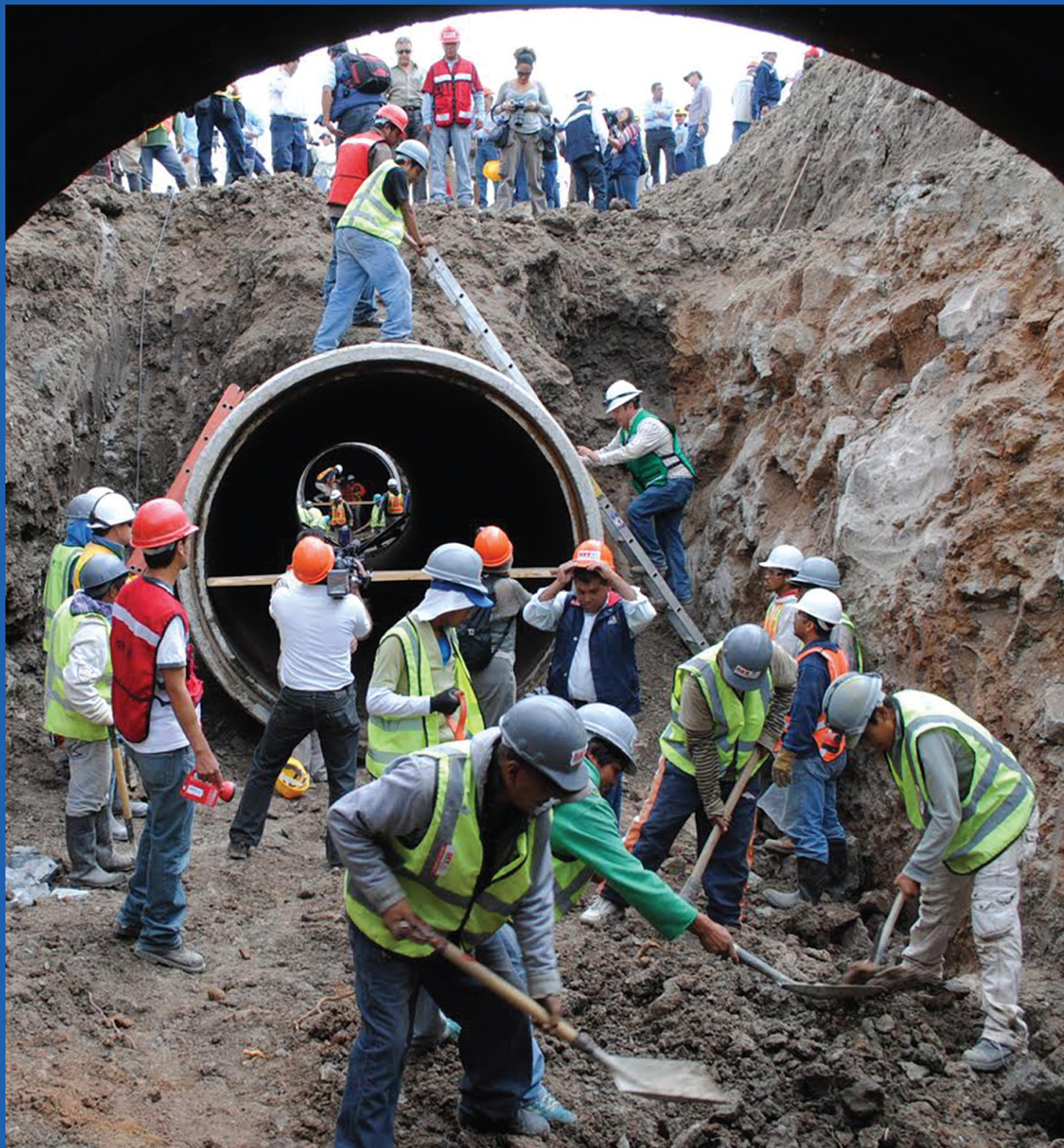


ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del 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



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. Óscar 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 Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for Economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos 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 Vitorio 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 Schneir**, 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 Buelna**, Centre de Recherche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **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 Escontría**, 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. VII, núm. 6, noviembre-diciembre de 2016, 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, 15 de diciembre de 2016.

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.

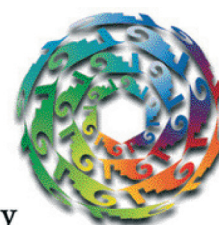
Tecnología y Ciencias del Agua constituye la continuidad de las revistas *Irrigación en México* (1930-1946); *Ingeniería hidráulica en México* (1947-1971); *Recursos hidráulicos* (1972-1978), e *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009); *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería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



Para comentarios a la Coordinación Editorial, dé clic aquí



Para suscripciones, dé clic aquí

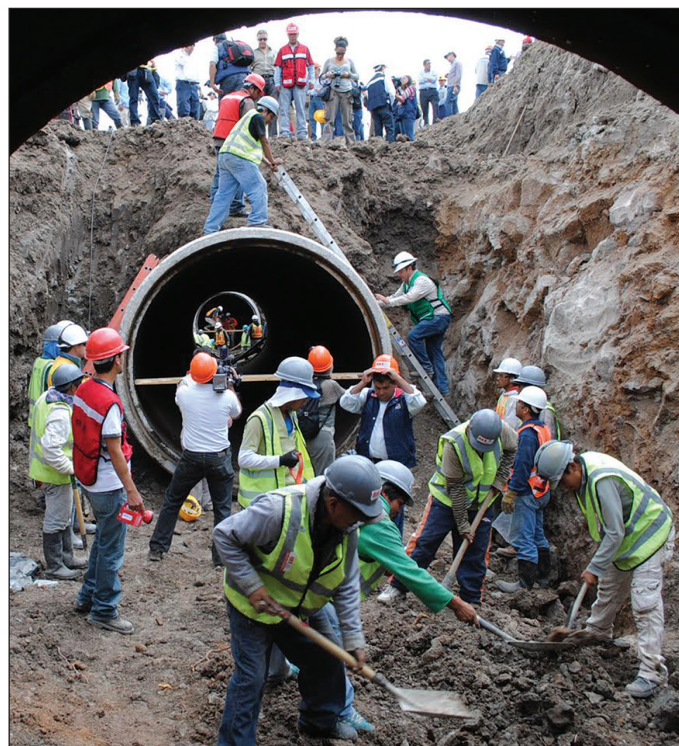


Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. VII, núm. 6, noviembre-diciembre de 2016

Portada: mantenimiento del Sistema Cutzamala. Para que una población tenga un desarrollo propicio es indispensable su acceso al agua potable. Sin embargo, los servicios de agua potable y saneamiento de los países en desarrollo enfrentan graves problemas. Dependiendo del continente en cuestión, entre 10 y 30% de la población carece de estos servicios. En México, los niveles de cobertura, calidad del servicio y eficiencia física son inferiores a lo que se esperaría para un país de su nivel de desarrollo. En el caso de la Ciudad de México, si bien las condiciones generales del servicio son superiores a las del promedio nacional, existen severas deficiencias en la provisión del mismo. Cerca de 66 metros cúbicos de agua potable son provistos a la ciudad cada segundo, de los cuales 68% proviene de fuentes locales y el resto del Sistema Lerma-Cutzamala. El sistema incluye más de 12 mil kilómetros de redes secundarias, una red primaria de más de mil kilómetros, 275 tanques de abastecimiento y 182 plantas de bombeo. Con el objetivo de conocer la percepción de los habitantes de esta urbe sobre la calidad del servicio de agua potable, así como su disposición a pagar una mayor tarifa y sus hábitos de consumo, se aplicó una encuesta en las 16 delegaciones. Ver el artículo “Percepciones, actitudes y conductas respecto al servicio de agua potable en la Ciudad de México” de Fernando González-Villarreal, Ramón Aguirre-Díaz y Cecilia Lartigue (pp. 41-57).

Foto: Felipe de Jesús González.





Alrededores de Monte Alegre, Ajusco, México.

Foto: María Perevochtchikova.

Artículos técnicos

Monitoreo comunitario participativo de la calidad del agua: caso Ajusco, México

María Perevochtchikova
Nidya Aponte Hernández
Verhonica Zamudio-Santos
Gabriel Eduardo Sandoval-Romero

Pago por servicios ambientales en el sector del agua: el Fondo para la Protección del Agua

Pablo Chafía
Pamela Cerón

Percepciones, actitudes y conductas respecto al servicio de agua potable en la Ciudad de México

Fernando González-Villarreal
Ramón Aguirre-Díaz
Cecilia Lartigue

El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad

Carlos Andrés Peña-Guzmán
Joaquín Melgarejo
Daniel Prats

Visión panorámica de las precipitaciones pluviales combinadas por los efectos de los ciclones tropicales

Ingrid-Manuel
Michel Rosengaus-Moshinsky
Felipe I. Arreguín-Cortés
David Korenfeld-Federman
Horacio Rubio-Gutiérrez

Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae)

Jhan Carlos Charris
Aracelly Caselles-Osorio

Requerimientos de riego y predicción del rendimiento en el cultivo de banano mediante un modelo de simulación en el Urabá antioqueño, Colombia

Ana María Toro-Trujillo
Ramón Arteaga-Ramírez
M. Alberto Vázquez-Peña
L. Alicia Ibáñez-Castillo

Desarrollo de indicadores ambientales e índice de calidad de lagos someros pampeanos de Argentina con alta intervención antrópica

Asunción Romanelli
Héctor Enrique Massone

Technical articles

Community Participatory Monitoring of Water Quality: Case Ajusco, Mexico

María Perevochtchikova
Nidya Aponte Hernández
Verhonica Zamudio-Santos
Gabriel Eduardo Sandoval-Romero

5

Payment for Environmental Services in Water Sector: The Water Conservation Found

Pablo Chafía
Pamela Cerón

25

Perceptions, Attitudes, and Behaviors towards the Water Supply System of the Mexico City

Fernando González-Villarreal
Ramón Aguirre-Díaz
Cecilia Lartigue

41

The Urban Water Cycle in Bogotá, Colombia: Current Status and Challenges for Sustainability

Carlos Andrés Peña-Guzmán
Joaquín Melgarejo
Daniel Prats

57

Panoramic Vision of the Rainfall Generated by the Combined Effects of the Tropical Cyclones

Ingrid-Manuel
Michel Rosengaus-Moshinsky
Felipe I. Arreguín-Cortés
David Korenfeld-Federman
Horacio Rubio-Gutiérrez

73

Contaminant Removal Efficiency from Domestic Wastewater Using Experimental Constructed Wetlands Planted with *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) and *Echinochloa colonum* (Poaceae)

Jhan Carlos Charris
Aracelly Caselles-Osorio

93

Irrigation Requirements and Yield Prediction of Bananas Growing through a Simulation Model in Urabá Antioqueño

Ana María Toro-Trujillo
Ramón Arteaga-Ramírez
M. Alberto Vázquez-Peña
L. Alicia Ibáñez-Castillo

105

Environmental Indicators and Quality Index Development in Pampean Shallow Lakes (Argentina) under Anthropogenic Impact

Asunción Romanelli
Héctor Enrique Massone

123

Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura

Alma Delia López-García
Héctor Manuel Ortega-Escobar
Carlos Ramírez-Ayala
Edgar Iván Sánchez-Bernal
Álvaro Can-Chulim
Domingo José Gómez-Meléndez
Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado

Physico-Chemical Characterization of Urban and Industrial Wastewater and its Importance in Agriculture

Alma Delia López-García
Héctor Manuel Ortega-Escobar
Carlos Ramírez-Ayala
Edgar Iván Sánchez-Bernal
Álvaro Can-Chulim
Domingo José Gómez-Meléndez
Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado

139

Composite Roughness in Hydraulic Models

Humberto Marengo-Mogollón
Alvaro Aldama-Rodríguez
Ignacio Romero-Castro

Rugosidad compuesta en modelos hidráulicos

Humberto Marengo-Mogollón
Alvaro Aldama-Rodríguez
Ignacio Romero-Castro

159

Nota técnica

Cuantificación microlisimétrica del consumo de agua residual tratada en la nochebuena (*Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch)

Pedro Pacheco-Hernández
Víctor López-Martínez
María Andrade-Rodríguez
Iran Alia-Tejagal
Manuel de Jesús Sainz-Aispuro
Oscar Gabriel Villegas-Torres
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario Alberto Vázquez-Peña

Technical note

Treated Waste Water Consumption Microlysimetric Quantification in Poinsettia (Euphorbia pulcherrima Willd. ex Klotzsch)

Pedro Pacheco-Hernández
Víctor López-Martínez
María Andrade-Rodríguez
Iran Alia-Tejagal
Manuel de Jesús Sainz-Aispuro
Oscar Gabriel Villegas-Torres
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario Alberto Vázquez-Peña

179

Discusión

Guía para colaboradores

Discussion

Contributor's guide

187

189

Monitoreo comunitario participativo de la calidad del agua: caso Ajusco, México

• María Perevochtchikova* •
El Colegio de México, A.C.

Autor para correspondencia

• Nidya Aponte Hernández •
Universidad Nacional Autónoma de México

• Verhonica Zamudio-Santos •
El Colegio de México, A.C.

• Gabriel Eduardo Sandoval-Romero •
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

Perevochtchikova, M., Aponte-Hernández, N., Zamudio-Santos, V., & Sandoval-Romero, G. E. (noviembre-diciembre, 2016). Monitoreo comunitario participativo de la calidad del agua: caso Ajusco, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 5-23.

En este trabajo se presenta la experiencia de la implementación de esquema de monitoreo comunitario participativo (MCP) de la calidad del agua en una comunidad forestal, ubicada en la periferia de la Ciudad de México (antes Distrito Federal). Este esquema fue impulsado bajo el supuesto de que al utilizar las técnicas sencillas de observación de recursos hídricos se puede estimular la participación de la comunidad en el proceso de la generación y apropiación del conocimiento, que permita fomentar la toma de decisiones al interior y exterior de la comunidad. La metodología aplicada incluyó la capacitación en el MCP de la calidad del agua, monitoreo en 2015, análisis de los resultados obtenidos, y complemento de la información con las muestras para el laboratorio y los datos históricos para los sitios predeterminados en el taller de capacitación. Los resultados muestran la buena calidad fisicoquímica del agua en los tres manantiales, con preocupación por las concentraciones de bacterias fecales que rebasan las normas oficiales mexicanas en uno de los sitios. Al final se hacen reflexiones acerca de los avances y las limitaciones del MCP, y la continuación del monitoreo a mediano y largo plazos.

Palabras clave: socio-ecosistemas forestales, monitoreo comunitario participativo, calidad del agua, México.

Abstract

Perevochtchikova, M., Aponte-Hernández, N., Zamudio-Santos, V., & Sandoval-Romero, G. E. (November-December, 2016). Community Participatory Monitoring of Water Quality: Case Ajusco, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 5-23.

In this work, we present the experience of implementing of Community Participatory Monitoring scheme (CPM) of water quality in a forest community, located on the periphery of Mexico City. This scheme has driven under the assumption that by using the simple techniques of observation of water resources its can encourage community participation in the process of generation and dissemination of knowledge to promote decision making inside and outside community. The methodology included training in the CPM of water quality, the implementation of monitoring in 2015, the analysis of the results, and the complement of the information for laboratory samples and historical data for the pre-determined sites in the training workshop. The results show good physical-chemical water quality in the three springs with preoccupation by fecal bacteria concentrations that exceed the Official Mexican Norms in one of the sites. At the end, we reflect about the advances and the limitations of CPM and the continuation of monitoring on medium and long term.

Keywords: Socio-forest ecosystems, participatory community monitoring, water quality, Mexico.

Recibido: 27/11/2015
Aceptado: 16/05/2016

Introducción

México forma parte de 17 países megadiversos que albergan cerca de un 70% de toda la biodiversidad en el mundo (Conabio, 2009). De acuerdo con el Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009 (Conafor, 2009), 33% del país aún posee bosques y selvas; 29% cuenta con matorrales xerófilos, y 8% tiene otras áreas forestales. En éstas se resalta la importancia de los bosques templados (Galicía & Zarco-Arista, 2014), ricos en biodiversidad, que representan cerca de 50% del total mundial y ocupan la mayor superficie forestal en México, con 17% del territorio nacional (Conabio, 2009). Por su parte, los recursos forestales en México tienen una distribución espacial heterogénea, que se relaciona de forma directa con las condiciones climáticas regionales y su orografía (zonas montañosas). A la vez, coinciden con áreas de baja densidad poblacional, predominio de población indígena, altos índices de marginalidad, y propiedad comunal o ejidal de tierra (Barton-Bray *et al.*, 2003).

Por su parte, las comunidades que habitan las zonas forestales poseen diferentes prácticas de uso y aprovechamiento de sus recursos naturales, las cuales están influenciadas por factores internos (organización social y gobernanza) y externos (económicos, institucionales y políticos), con profundas implicaciones territoriales (Moran & Ostrom, 2005; Martín-López, Gómez-Baggethun, & Montes, 2009). Por lo tanto, los bosques pueden considerarse como “sistemas socio-ecológicos adaptativos y complejos, donde los agentes sociales y biofísicos interactúan en diferentes escalas temporales y espaciales” (Ostrom, 2009), definiendo su nivel de resiliencia (Fernandez-Gimenez, Ballard, & Sturtevant, 2008).

Para el estudio de la compleja realidad de socioecosistemas (SES) forestales se requiere de un enfoque multidisciplinario, con base en un constante intercambio de información científica y tradicional. En particular, la colaboración social en la construcción del conocimiento resulta fundamental desde la perspectiva del diseño e

implementación de prácticas socialmente aprobadas para la conservación ambiental (Shirk *et al.*, 2012).

Partiendo de ello, en este trabajo se presenta la experiencia de la participación comunitaria en la obtención de datos sobre calidad del agua en las fuentes de abastecimiento de una comunidad forestal mexicana. La hipótesis es que con sencillas técnicas de observación de recursos naturales (en particular, hídricos) se puede fomentar la participación de la comunidad en el proceso de la generación y apropiación de la información para la toma de decisiones al interior y exterior de la misma, sobre todo enfocado a la preservación de los servicios ecosistémicos hídricos (MEA, 2005), lo que aportaría al fortalecimiento de su resiliencia.

De este modo, el objetivo del trabajo consiste en la presentación de los primeros resultados del proceso de la implementación del esquema de monitoreo comunitario participativo para un caso de estudio mexicano, con el análisis de los datos obtenidos de la calidad del agua, y finalmente una reflexión acerca de la problemática que enfrenta este tipo de monitoreo, planteando retos para su mejoramiento.

Monitoreo participativo de la calidad del agua

En virtud del objetivo, y comprendiendo las comunidades forestales como socioecosistemas complejos (Rincón-Ruiz *et al.*, 2014), se buscó el apoyo en el marco conceptual del monitoreo comunitario participativo (MCP), con especial énfasis al MCP de la calidad del agua. El monitoreo comunitario participativo en inglés se denomina como *community based monitoring*, *participatory monitoring* y *colaborative monitoring*; y en español, monitoreo comunitario, monitoreo basado en la comunidad, monitoreo participativo y monitoreo comunitario participativo (www.wikiensuma.mx/contenido/Monitoreo_comunitario_participativo#cite_note-r04-3). En específico, la definición de MCP se refiere al “proceso en el que colaboran diferentes sectores de una comunidad (ciudadanos interesados;

grupos comunitarios; instituciones de gobierno, industria y academia) para monitorear, dar seguimiento y responder a asuntos de interés público” en materia ambiental (Deutsch, Ruiz-Córdova, & Duncan, 2010a).

Este proceso implica diferente nivel de participación de la comunidad, que va desde el apoyo en la recolección de datos para la investigación científica hasta el involucramiento completo (individual y comunitario) en la determinación del problema, y la adecuación de esquemas de monitoreo en virtud de las necesidades identificadas, recursos disponibles y conocimiento formado (Fernandez-Gimenez *et al.*, 2008; Flores-Díaz *et al.*, 2013). De esta forma, el MCP contribuye a la formación del vínculo entre sociedad y academia para comprensión de diversas problemáticas socioecológicas (Shirk *et al.*, 2012). También mejora la información y hace que se disminuye la vulnerabilidad social en las comunidades forestales (Soares & Murillo-Licea, 2013).

Dentro del marco de MCP se pueden identificar cuatro etapas consecutivas de desarrollo del proceso (Evans & Guarigata, 2008; Gilfus,

2009; Shirk *et al.*, 2012; Burgos, Páez, Carmona, & Rivas, 2013), reflejadas en la figura 1:

- Problema: determinación del problema y de la estructura del monitoreo apropiado.
- Monitoreo: capacitación y realización del monitoreo comunitario participativo.
- Datos: recopilación y comunicación de datos obtenidos; formación y acceso de base de datos.
- Conocimiento: análisis de la información obtenida y desarrollo de acciones para la atención del problema (educación, gestión local, apoyo gubernamental, acciones aplicadas).

Cabe señalar que el marco del MCP ha sido promovido en los últimos años a través de la creación de diversos programas internacionales; sin embargo, aún faltan trabajos académicos sobre sus resultados, alcances y limitantes enfrentados (Fernandez-Gimenez *et al.*, 2008), sobre todo en relación con el análisis de la información obtenida y su uso en distintos ámbitos (social, político, económico).

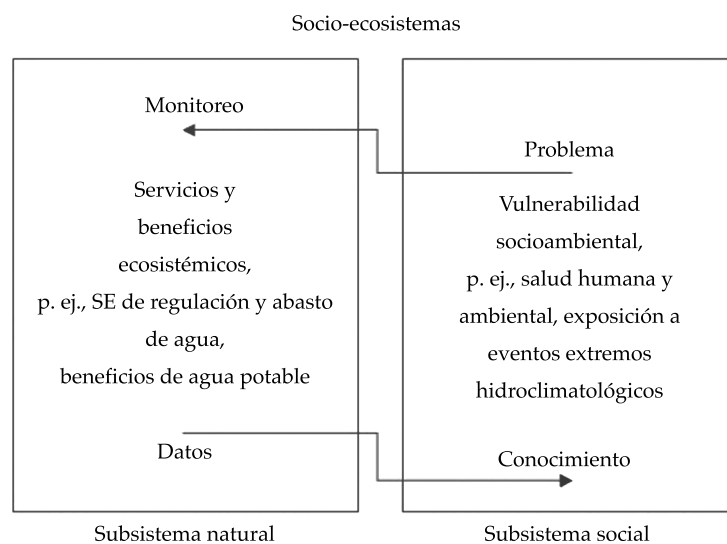


Figura 1. El esquema del marco conceptual y etapas de monitoreo comunitario participativo. Fuente: elaborado con base en Shirk *et al.*, 2012; Burgos *et al.*, 2013; Rincón-Ruiz *et al.*, 2014.

Entre los programas internacionales resaltan las siguientes experiencias:

- Programa de monitoreo voluntario “Adopta tu cuenca” de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (EUA) (<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/>).
- Programa voluntario de Alabama Water Watch en EUA (www.alabamawaterwatch.org), que incluso ahora forma parte de la amplia red de Global Water Watch de la Universidad de Auburn, Alabama (<http://www.globalwaterwatch.org/>).
- Monitoreo comunitario participativo en Canadá, que tiene apoyo gubernamental (<http://www.enr.gov.nt.ca/programs/water-resources/community-based-monitoring>).
- Programa de monitoreo comunitario de la calidad del agua en Australia (<http://www.seqcatchments.com.au/programs/community-based-ambientwater-water-quality-monitoring-and-rainfall-event-monitoring>).

A su vez, en América Latina se han presenciado las experiencias de la colaboración científica y social en el monitoreo de recursos naturales en países como Brasil (Garcia dos Santos *et al.*, 2011); Colombia (Loaiza-Cerón, Reyes-Trujillo, & Carvajal-Escobar, 2011); Costa Rica (Geilfus, 2009), y México (Burgos *et al.*, 2013; Flores-Díaz *et al.*, 2013), donde se destaca el papel que ha tenido la organización Global Water Watch en el apoyo conceptual y metodológico para la implementación y certificación de las redes de monitoreo comunitario en Argentina, Brasil, Ecuador, México y Perú, además de influenciar en el mismo proceso en Filipinas, Tailandia y Kenia (<http://www.globalwaterwatch.org/>).

En México, las experiencias más importantes han sido de los estados de Veracruz y Michoacán, donde se han formado las redes de monitoreo participativo en el formato de colaboración científico-social (Aranda *et al.*, 2008; Páez-

Bistrain, Burgos-Tornadu, Carmona-Jiménez, & Rivas-Solórzano 2011; Burgos, Carmona, Páez, & Rivas, 2012; Burgos *et al.*, 2013). Así, el programa de monitoreo de agua con participación comunitaria inició en 2005 como una iniciativa de los habitantes de las ciudades Xalapa y Coatepec, Veracruz, con el fin de obtener información sobre los recursos hídricos que abastecen la región (<http://mexico.globalwaterwatch.org/>). En la ciudad de Morelia, Michoacán, el programa de monitoreo comunitario de la calidad del agua empezó en 2010 y sigue su desarrollo en la sección baja de la cuenca del río Balsas, donde el agua es escasa, por lo que es esencial su preservación para el desarrollo local (<http://lasa.ciga.unam.mx/monitoreo/>).

Todas estas iniciativas confirman el interés e importancia de llevar a cabo el monitoreo comunitario (Cortina-Segovia & Saldaña-Espejel, 2014) para una mejor comprensión de la situación de recursos hídricos, y para que las comunidades se apropien de las técnicas sencillas de observación y utilicen la información generada (a la par con el conocimiento local existente) para sus necesidades. Por otro lado, se observa que hace falta su implementación en otras partes del país, donde se presencian múltiples problemáticas vinculadas con el recurso hídrico y forestal, que implican sobre todo la contaminación y abatimiento de las fuentes de abastecimiento de agua potable, entendido el último como uno de los más importantes beneficios ecosistémicos para la sociedad (Perevochtchikova, Rojo-Negrete, Martínez, & Fuentes-Mariles, 2015).

Método

Zona de estudio

La zona de estudio corresponde a los bienes comunales (en adelante, la comunidad) de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, ubicada al suroeste del Distrito Federal (DF), la capital mexicana (ahora Ciudad de México), a la cual se integró en la década de 1970 en la subdelimitación de la

delegación de Tlalpan. Geográficamente, forma parte del límite suroeste de la cuenca de México, formación hidrográficamente cerrada, a la altura de 3 200 a 3 900 msnm (figura 2).

El territorio de la comunidad se encuentra enmarcado en el denominado suelo de conservación (SC), que posee altos índices de biodiversidad y contribuye al mantenimiento de la calidad de vida de los habitantes de la ciudad, pues su existencia perpetúa procesos y funciones ecológicas que dan sustento a diversos servicios ecosistémicos (PAOT, 2012). Es importante mencionar que 90% del SC se encuentra bajo el régimen de propiedad comunal de la tierra (comunidades y ejidos), que presenta una diversidad de problemáticas socioeconómicas, históricas y culturales, en el contexto de una

fuerte presión urbana (Aguilar & Santos, 2011; Pérez-Campuzano, Perevochtchikova, & Avila-Foucat, 2011).

La comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco (desde su fundación en 1531 compuesta por dos barrios) cuenta con 7 619.2 ha y 604 comuneros reconocidos por el Registro Agrario Nacional (DOF, 1975). A lo largo de su historia ha tenido momentos de disminución e incluso exilio de la población, pero ha crecido de forma considerable durante las últimas décadas, desde 2 751 habitantes en 1960 a 12 173 en 1990, y 29 781 en 2010 (Almaraz-Vázquez, 2014). Lo que conlleva cada vez más a una mayor demanda de diversos bienes y servicios, incluyendo el abasto de agua. Por otro lado, posee un 45% de cobertura forestal, correspondiente a bosque de

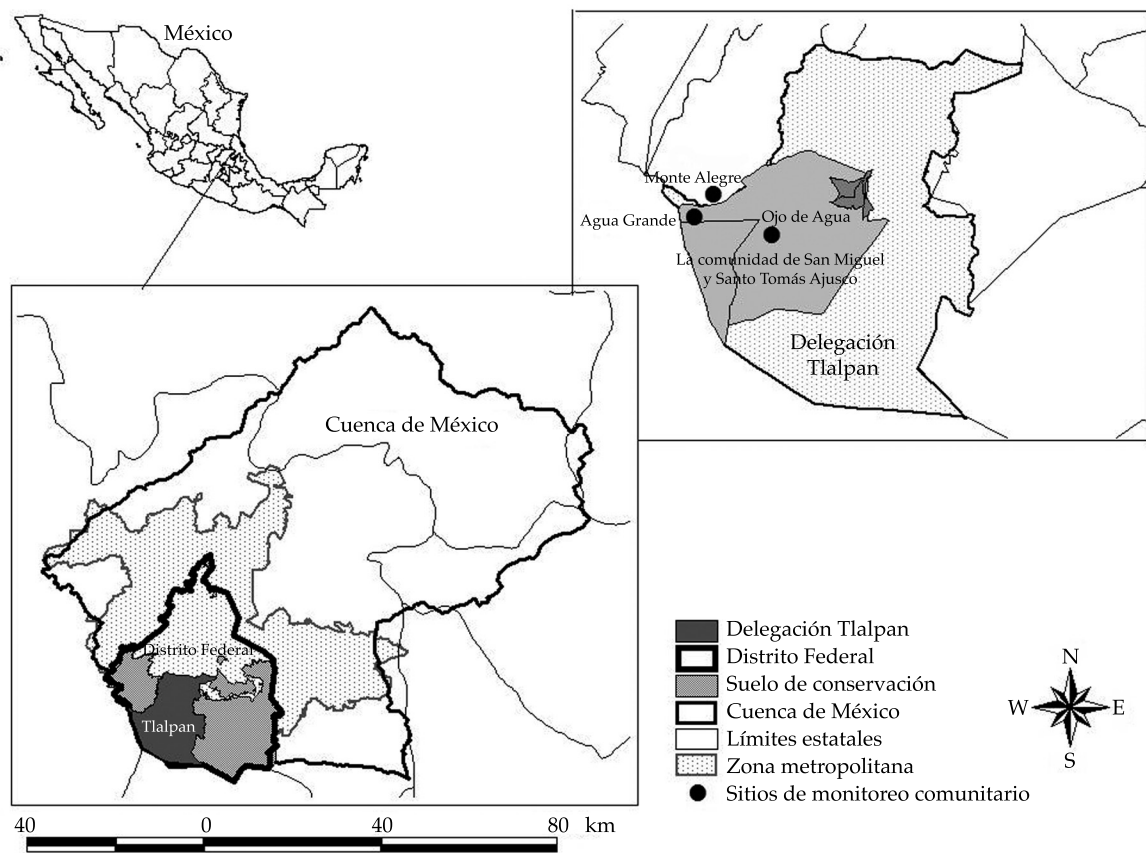


Figura 2. Ubicación de la comunidad San Miguel y Santo Tomás Ajusco, y los sitios de muestreo comunitario. Fuente: elaboración propia.

pino, encino y oyamel, y otros usos de tierra en su territorio: agrícola (15%), pastizal (20%), urbano (15%) y bosque mixto (5%) (Perevochtchikova *et al.*, 2015).

En términos hídricos, la comunidad se abastece mediante la distribución por tandeo con el agua proveniente de varios manantiales del denominado Sistema Pueblos, donde el consumo actual es de 0.026 m³/s; en cuanto la demanda, lo duplica: 0.060 m³/s (DGCOH-GDF, 1999). El Sistema Pueblos "...está integrado por una red que provee por gravedad a los poblados de San Andrés, Santo Tomás Ajusco, Magdalena Petlacalco, San Miguel Xicalco, San Miguel Topilejo, Tlalpuente y María Esther Zuno de Echeverría..., cuenta además con un pozo profundo que abastece a casi todo el poblado de San Miguel Topilejo y parte de su caudal se almacena en los tanques existentes" (SACM-GDF, 2009:25). Por su parte, el Sistema Pueblos se alimenta por gravedad de los manantiales ubicados cuenca arriba en la parte forestal de la zona, tales como: Monte Alegre, con caudal de 15 l/s; Viborillas, con 33 l/s; Potrero Chico y La Saucedá, con 10.6 l/s en conjunto (SACM-GDF, 2003). En total, en la delegación Tlalpan se cuenta con el registro oficial de ocho manantiales con importantes caudales y el agua de los cuales se distribuye no sólo para las comunidades cercanas, sino también abastece algunas colonias del Distrito Federal (SACM-GDF, 2009). De aquí la importancia de mantener las fuentes de abastecimiento de agua potable (manantiales y arroyos) en buen estado, para lo cual es indispensable contar con un sistema continuo de observación de sus características naturales de manera participativa.

Método y etapas del estudio

Con base en los antecedentes bibliográficos en el tema de monitoreo comunitario participativo (MCP) del agua y en específico con la experiencia documentada en México (Aranda *et al.*, 2008; Deutsch, Romagnoli, & Ruiz-Córdova, 2010b; Páez *et al.*, 2011; Burgos *et al.*, 2012, 2013;

Flores-Díaz *et al.*, 2013), se determinaron varias etapas en el desarrollo del estudio, donde en la primera fase se acudió al apoyo de la organización de Global Water Watch (GWW), con sede en México, que es una expansión del programa Alabama Water Watch de EUA. Este programa ofrece las capacitaciones certificadas para el monitoreo voluntario participativo de la calidad del agua, con base en el uso de técnicas sencillas y de bajo costo, pero con metodología científicamente comprobada (<http://mexico.globalwaterwatch.org/>).

Bajo el proceso de capacitación financiado por dos proyectos de investigación científica (el monitoreo comunitario participativo tuvo su inicio con el apoyo del proyecto 155039 de Ciencia Básica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, 2012-2015, y la continuación actual ya con el proyecto 246947 de Problemas Nacionales, 2015-2017), y realizado por la GWW en enero de 2015, se buscó la formación de monitores de la calidad del agua provenientes desde dos ámbitos: comunidad y academia. Para esto, mediante el proceso de la presentación de una solicitud abierta a la comunidad (comunicada en aquel entonces al Comisariado de Bienes Comunales y técnicos comunitarios), se obtuvo la lista de los posibles candidatos para la certificación. Los criterios para la determinación final fueron los siguientes: presupuesto disponible; acuerdo sobre la voluntariedad del monitoreo (sin compensación económica); posibilidad de invertir parte de su tiempo en la capacitación, y realización del monitoreo mensual en los próximos 1 a 3 años. De esta manera quedaron cuatro participantes: tres hombres y una mujer (que posteriormente, por la carga doméstica y laboral, no pudo seguir con las actividades de monitoreo). Desde la academia se aprobó la certificación de cuatro personas (tres alumnos de posgrado relacionados con el tema de la calidad del agua y el coordinador técnico de los proyectos).

Como siguiente paso se desarrolló un taller para la determinación de los sitios de interés prioritario para la comunidad para el futuro monitoreo de la calidad del agua, donde se

plasmó en forma de mapeo participativo el conocimiento local sobre el territorio, con la ubicación de los recursos forestales e hídricos de la comunidad, y la problemática sobre contaminación, deterioro de los recursos, abasto y zonas de conservación forestal. Con estos insumos se identificaron dos manantiales y un arroyo como fuentes de abastecimiento de agua potable para la comunidad y sus vecinos, que requerirían ser monitoreados (figura 2).

Dentro de las características de medición de la calidad del agua se eligieron (dado el presupuesto, conocimiento previo de la zona y necesidades comunitarias determinadas en el taller): a) los parámetros fisicoquímicos (temperatura de aire y agua, potencial de hidrógeno, dureza, alcalinidad, oxígeno disuelto y turbidez), y b) bacteriológicos (bacterias *Escherichia coli*). El proceso consideró la enseñanza y valoración de los avances de aprendizaje (en aula y campo) sobre las técnicas de medición directa de parámetros *in situ*, cultivo de bacterias con tres réplicas por sitio, con su posterior incubación (Astorga et al., 1998), y la interpretación de resultados (Deutsch et al., 2010b). Para eso se habilitó a los participantes en el uso del maletín “Water Quality Test Kit”, que no requiere de alguna calibración previa y sólo se basa en el uso de las sustancias químicas preparadas en concentraciones listas para ser usadas dentro del cumplimiento de un protocolo establecido para medición de cada parámetro. Por otro lado, se construyó una incubadora portátil (con hielera, lámpara y cable); se adquirieron los medios de cultivo Coliscan EasyGel, y las placas Petri pretratadas para la medición de bacterias *E. coli* (anexo 1).

El trabajo de aprendizaje también incluyó la parte del llenado de hojas de registro de campo de parámetros de la calidad del agua (anexo 2) y su incorporación a la base de datos de GWW *online*, con la edición de tablas y gráficas. Por otro lado, se colaboró capacitando a los participantes en la medición de la cantidad del agua (caudal) con el uso de medidor automático de flujo “Global Water”, bajo la disponibilidad de las herramientas de los proyectos de investigación.

Además, se llevaron a cabo dos muestreos de la calidad del agua en época seca (abril) y húmeda (septiembre) de 2015, con el propósito de corroborar los parámetros medidos con el de maletín, y ampliar la información de la calidad del agua de los manantiales con otros parámetros fisicoquímicos, en particular aniones y cationes, y metales traza. Los parámetros medidos fueron los siguientes: a) pH, T °C, conductividad μS , alcalinidad CaCO_3 ; b) F-, Cl-, Br-, NO_3^- , PO_4^- , SO_4^- ; c) Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Tl, V, Zn, lo que puede ser considerado como uno de los aportes más importantes del estudio en términos de la información sobre la calidad del agua en las fuentes de abastecimientos de las comunidades rurales. Se tomaron muestras del agua (filtradas y acidificadas) y se analizaron en el Laboratorio de Calidad Ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Campus Juriquilla. Para complementar el estudio, se efectuó una búsqueda de datos históricos de la calidad el agua de los tres sitios en el archivo del Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACM-GDF, 2003; SACM-GDF, 2009).

Con toda la información obtenida se procedió de la siguiente manera para la presentación de los resultados del estudio:

- a) La exposición de la experiencia de monitoreo comunitario participativo en 2015, con datos del primer año de observación, su exposición gráfica, análisis de variabilidad estacional y algunos comentarios acerca del proceso de MCP.
- b) La presentación de datos fisicoquímicos complementarios, con base en los resultados de dos muestreos de 2015 y de la búsqueda de información histórica de la calidad del agua, con la revisión y análisis del cumplimiento de la normatividad mexicana para los parámetros observados.

Al final del texto se agregó una reflexión integrada acerca de los alcances y limitantes observados en el proceso de MCP para el caso de estudio.

Resultados

Experiencia de monitoreo comunitario participativo de la calidad del agua

Después de la capacitación de enero de 2015 a febrero de 2016 se realizaron 12 salidas de campo con mediciones mensuales de la calidad del agua en tres sitios predeterminados: dos manantiales y un arroyo que abastecen de agua potable a la comunidad. El monitoreo se desarrolló de forma colaborativa entre los representantes de la comunidad y la academia, con base en la participación voluntaria y el respaldo de dos proyectos de investigación. Antes de cada salida se gestionaban lugar, fecha y hora del encuentro para el desarrollo conjunto del monitoreo. Cabe señalar que los participantes de monitoreo variaban dependiendo de las actividades (académicas y/o productivas) que debían atender, por lo que salían en cada monitoreo de 3 a 6 personas, apoyando y turnándose en la aplicación de técnicas de monitoreo en cada sitio y el llenado de hojas de campo.

A continuación se presentan los resultados obtenidos, los cuales se agrupan de la siguiente manera para los tres sitios monitoreados (cuadro 1, figura 3):

- a) Características fisicoquímicas: temperatura de aire y agua (T , $^{\circ}\text{C}$), potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD , ppm), saturación de oxígeno (Sat , $\%$), alcalinidad (en mg/l), dureza (en mg/l), turbidez (en NTU , unidad nefelométrica de turbidez).
- b) Caracterización bacteriológica: cantidad de colonias de bacterias coliformes en 100 ml de *Escherichia coli* o *E. coli*; y la cantidad del agua (caudal, Q , m^3/s).

A partir del cuadro 1 (donde además se presentan los valores promedio de los parámetros medidos y la desviación estándar) y la figura 3 se pueden observar las tendencias de preservación de buena calidad del agua en los tres sitios de monitoreo, con excepción de las concentraciones de las bacterias *E. coli* (en sitio de

Monte Alegre), que aumentan su concentración en época de lluvia y se relacionan de manera directa con las crecidas de caudal y el arrastre de materia orgánica de las riberas hacia fuentes de agua. Es visible y también preocupante por las concentraciones que no disminuyen en este sitio, donde a los lados del escurrimiento se encuentran los campos de cultivo de avena y se hace el pastoreo libre de vacas.

Entre las observaciones más específicas se determinaron los rangos óptimos (buenos) del comportamiento de características observadas en relación con la función ecosistémica, exceptuando bacterias que incluso sobrepasan los límites establecidos para agua potable, y actividades de recreación, como natación (cuadro 2).

Es importante comentar que los resultados obtenidos pasaron por un reciente proceso de consulta y revisión por parte de GWW, por lo que después de la recapitación de los monitores a un año de la iniciativa (realizado en enero de 2016) se puso la información en la base de datos de su página web (<http://mexico.globalwaterwatch.org/datos-de-agua/ver-datos/>). Sin embargo, por conflicto interno de la comunidad en relación con la sustitución del Comisariado anterior mediante un proceso judicial, no se han podido presentar aún estos datos a la Asamblea Comunitaria, que es su órgano de máxima autoridad y poder decisivo, por lo que se propuso presentar primero estos datos a los integrantes del Comité de Agua para la discusión de posibles escenarios de acción en cuanto a las altas concentraciones de *E. coli*, sobre todo por involucrar en la problemática detectada a una comunidad vecina, que requeriría de una sinergia en actividades de control de uso de agroquímicos y pastoreo de ganado a las riberas de los arroyos y manantiales.

Datos fisicoquímicos complementarios y el cumplimiento de la normatividad mexicana

Con el propósito de corroborar y ampliar los datos de la calidad del agua medidos en el MCP se implementaron dos muestreos complementarios

Cuadro 1. Los parámetros de la calidad del agua en tres manantiales de la zona de estudio obtenidos mediante el MCP
(Fuente: datos de trabajo de campo, 2015).

Nombre	Fecha	T° aire	T° agua	pH	OD	Sat O3	Alcalinidad	Dureza	Turbidez	E. coli	Otras	Q	Observaciones	
Ojo de agua 2015		°C	°C		ppm	%	mg/l	mg/l	NTU	colonias	coliformes	m³/s		
	7-2	6.5	9	7	7	60	35	20	2	0	66		Caudal bajo, excremento	
	7-3	8	9	7	6.9	59	45	20	2	0	0	0.0005	Caudal bajo	
	1-4	12.5	9.5	7	6.85	60	35	20	2	0	0	0.0016	Caudal bajo	
	4-5	11	9.5	7	6.9	60	50	20	2	0	66	0.0016	Flores de adorno	
	6-6	12.5	10	7	6.7	58	40	20	2	0	100	0.0017	Flores secas	
	4-7	14.5	9.5	7	6.7	58	40	30	2	0	0	0.0055	nd	
	7-8	10	9	7	6.8	58	40	20	2	0	266	0.0016	Lluvias previas	
	5-9	10	9	7	7	60	45	40	2	0	2533	0.003	Lluvias abundantes	
	6-10	8	9.5	7	6.7	58	35	20	2	nd	nd	0.0076	nd	
2016	7-11	10	9.5	7	6.8	59	40	30	2	0	33	0.0023	Menos caudal	
	13-1	2	9	7	6.8	59	35	20	2	0	0	0.00275	Nieve cayendo	
	6-2	10	9.5	7	7	60	45	10	2	nd	nd	0.0054	Más caudal, excremento	
	Media	9.58	9.3	7	6.8	59.1	40.4	22.5	2	0	306.4	0.0031		
	Desv. estándar	3.25	0.33	0.0	0.12	0.90	4.98	7.54	0.0	0.0	786.5	0.00		
	Fecha	T° aire	T° agua	pH	OD	Sat O3	Alcalinidad	Dureza	Turbidez	E.coli	Otras	Q	Observaciones	
	2015		°C	°C		ppm	%	mg/l	mg/l	ITU	colonias	coliformes	m³/s	
		7-2	11	9	7	6.8	58	40	30	2	0	0		Caudal bajo
		7-3	13	9	7	6.7	57	45	30	2	0	0	0.0024	Caudal bajo
		1-4	16	9.5	7	6.8	59	45	30	2	0	33	0.0028	Caudal bajo
4-5		11	9.5	7	6.6	56	40	30	2	0	0	0.0042	Flores de adorno, basura	
6-6		14	9.5	7	6.5	56	50	20	2	0	0	0.0034	Basura	
4-7		10	9.5	7	6.8	59	45	30	2	0	0	0.0065	nd	
7-8		12	9.5	7	6.6	56	45	20	2	0	0	0.0054	Lluvias previas	
5-9		12	9.5	7	6.7	58	45	30	2	0	0	0.0108	Lluvias abundantes	
6-10		15	9.5	7	6.7	58	45	30	2	nd	nd	0.0132	nd	
2016	7-11	15	10	7	6.4	55	45	30	2	0	33	0.0034	Menos caudal	
	13-1	3	9	7	6.8	59	45	20	2	0	0	0.003	Nieve de 8-10 cm	
	6-2	12	9.5	7	7	60	50	30	2	nd	nd	0.0018	Basura	
	Media	12	9.4	7	6.7	57.6	45.0	27.5	2	0	6.60	0.005		
	Desv. estándar	3.38	0.29	0.0	0.16	1.56	3.02	4.52	0.0	0.0	13.91	0.00		

Cuadro 1 (continuación). Los parámetros de la calidad del agua en tres manantiales de la zona de estudio obtenidos mediante el MCP (Fuente: datos de trabajo de campo, 2015).

Monte Alegre	Fecha	T° aire	T° agua	pH	OD	Sat O ₂	Alcalinidad	Dureza	Turbidez	E. coli	Otras	Q	Observaciones
2015	7-2	14	12	7	6.8	62	40	30	2	33	366	m ³ /s	Caudal bajo, excremento
	7-3	17	17	7	6.2	64	40	30	2	0	0	0.024	Caudal bajo, excremento
	1-4	15	15	7	6.3	61	45	20	2	0	500	0.0081	Caudal bajo, excremento
	4-5	17	15	7.5	6.6	64	40	20	2	133	733	0.0148	Excremento vaca
	6-6	12.5	13	7	6.2	58	35	20	2	33	233	0.0792	Excremento vaca
	4-7	12	10.5	7	6.8	60	35	30	2	0	100	0.0325	Excremento vaca
	7-8	16	12	7	6.6	60	30	20	2	100	633	0.078	Lluvias previas
	5-9	15	12	7	6.8	62	30	20	2	33	1 066	0.326	Lluvias abundantes
	6-10	17.5	13.5	7	6.7	63	30	20	2	nd	nd	0.0931	nd
	7-11	15	12.5	7.5	6.4	59	35	20	2	0	1100	0.0675	Menos caudal
2016	13-1	4	7	7	7.5	65	35	20	5	250	600	0.04875	Poca nieve, agua turbia
	6-2	11.5	12.5	7	6.7	60	40	20	2	nd	nd	0.0446	Menos caudal, basura
	Media	13.9	12.7	7	6.6	61.5	36.3	22.5	2	58	533.1	0.074	
	Desv. estándar	3.69	2.50	0.2	0.36	2.20	4.83	4.52	0.87	81.4	372.8	0.09	

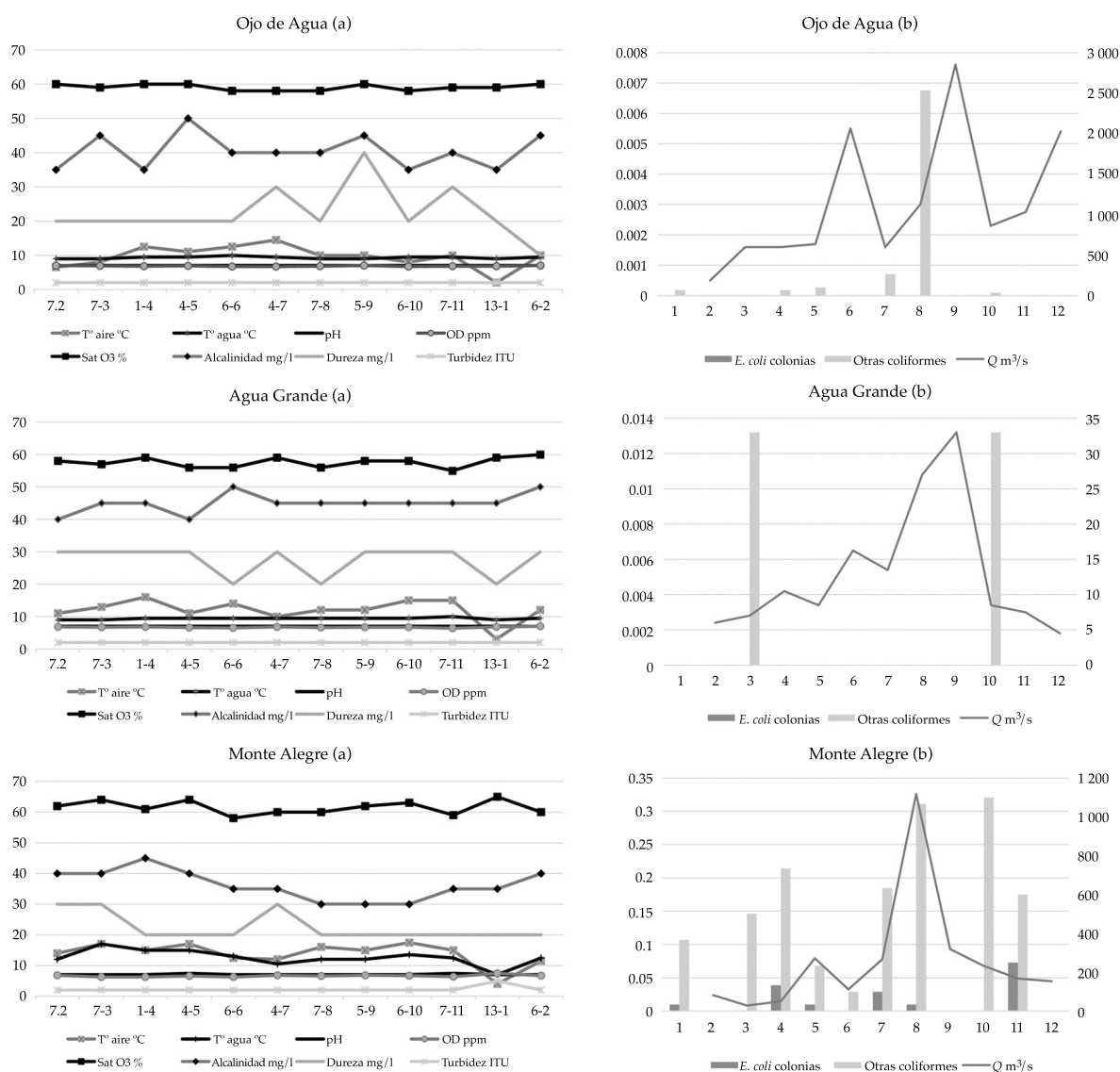


Figura 3. Los resultados del monitoreo comunitario participativo: fisicoquímico, bacteriológico y caudal. Fuente: elaborado con base en datos de trabajo de campo, 2015.

con toma de muestras de agua para el análisis de laboratorio, donde se midieron los mismos parámetros fisicoquímicos *in situ* (para su comparación directa), además de otros componentes (características fisicoquímicas, principales aniones y cationes, y metales traza). Asimismo, se buscó la información histórica de la calidad del agua de los manantiales de la zona de estudio en el archivo del Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACM).

Al respecto de los resultados obtenidos a partir del procesamiento de las muestras en laboratorio (anexo 3), se puede constatar que prácticamente no se observan cambios estacionales entre la época de lluvia y seca en cuanto a las concentraciones de los elementos medidos (que en general son muy bajas), como K = 1-2 mg/l; Mg = 2-3 mg/l; Na = 4-5 mg/l; Si = 11-22 mg/l; Cl = 0.9-1.11 mg/l; NO_3^- = 1 mg/l; SO_4^{2-} = 4-5 mg/l. Tampoco en relación con el

Cuadro 2. Los rangos de parámetros de la calidad del agua en tres manantiales de la zona de estudio y su caracterización para vida acuática y uso humano (Fuente: datos de trabajo de campo, 2015 y Deutsch *et al.*, 2010b).

Característica medida	Rango observado	Determinación cualitativa	Caracterización para vida acuática y uso humano
Temperatura de agua	9 y 13.5 °C	Baja	Óptimo para vida acuática (menos de 32 °C); corresponde a saturación de oxígeno de 10-11 mg/l
pH	7-7.5	Neutral	Óptimo para vida acuática (pH = 6.5-8.5); calidad de agua destilada
Dureza (Ca, Mg)	20-40 mg/l	Suave y moderadamente suave	Suave (0-20 mg/l), moderadamente suave (20-60 mg/l); calidad óptima
Alcalinidad (CaCO ₃)	30-50 mg/l	Sistemas estables	Buen sistema amortiguador (20-80 mg/l); ambiente estable para vida acuática
Oxígeno disuelto	6.2-7 ppm	Bueno	Bueno (4-7 ppm) para la mayoría de animales acuáticos; bueno para peces tropicales; bajo para peces de aguas frías
Saturación de oxígeno	55-64%	Pobre o aceptable	Menos de 60% es agua pobre (caliente o bacterias usando oxígeno); 60-79% aceptable para la mayoría de la vida animal en agua
Turbidez	2 NTU	Sin sedimento	Óptimo para vida acuática; permite la penetración de luz
<i>E. coli</i>	0-250	De potable a recreación	0 (agua potable); 250-600 (recreación)

Nota: la determinación de rangos se basó en el manual de monitoreo de Deutsch *et al.* (2010b).

pH = 7.3-7.5; conductividad eléctrica = 56-115 uS, entre otros (que indican promedios cercanos a los parámetros del cuadro 1), y temperatura $T = 19$ a 21 °C (sólo más alta por la transportación de las muestras).

Sólo se detecta la diferencia en la medición de azufre (en abril, $S = 1$ mg/l y en septiembre, $S = 2.7$ - 3.4 mg/l); también alcalinidad (Ca CO_3), que en abril varía entre 37 y 49 mg/l (muy parecido a lo medido en campo de 35 a 45 mg/l), en septiembre refleja valores de 175 a 255 mg/l (muy elevado en comparación con la medición *in situ*, y a la cual aún no se ha podido encontrar explicación). Por otro lado, en las muestras de septiembre (en comparación con las de abril) se han detectado elementos como Ca, Li, Ni, P, Sr y F, aunque en muy bajas concentraciones, cercanas a los límites de detección.

En cuanto a los datos históricos de la calidad del agua, se recopiló la información del informe SACM-GDF (2012), de donde se observa la dinámica de preservación de la buena calidad del agua durante el periodo 1990-2012 (con

pocas variaciones entre años y sitios), a lo cual se apegan los datos de medición realizada actualmente, con excepción de la alcalinidad de septiembre de 2015. En la figura 4 se presentan los resultados para las mediciones de pH, turbidez, alcalinidad y dureza, resaltando que el manantial llamado Ojo de Agua en registros oficiales se nombra como La Saucedá.

Por otro lado, es de llamar la atención la presencia de bacterias fecales en las fuentes de abastecimiento de agua de la comunidad, pues son organismos patógenos y representan el principal riesgo sanitario en el agua. En los datos históricos se observan altas concentraciones de coliformes estreptococos (*C. est.*), que varían entre 1 y 6 500 colonias por 100 ml de agua; en cuando los coliformes totales (*Col. t.*), son de 1-100 colonias, y coliformes fecales (*Col. f.*) son de una colonia por 100 ml. Lo último resta de los datos obtenidos en el campo con monitoreo comunitario que determinó la concentración de *E. coli* de 0 a 250 colonias por 100 ml (quizá dada la precisión y mayor frecuencia de mediciones).

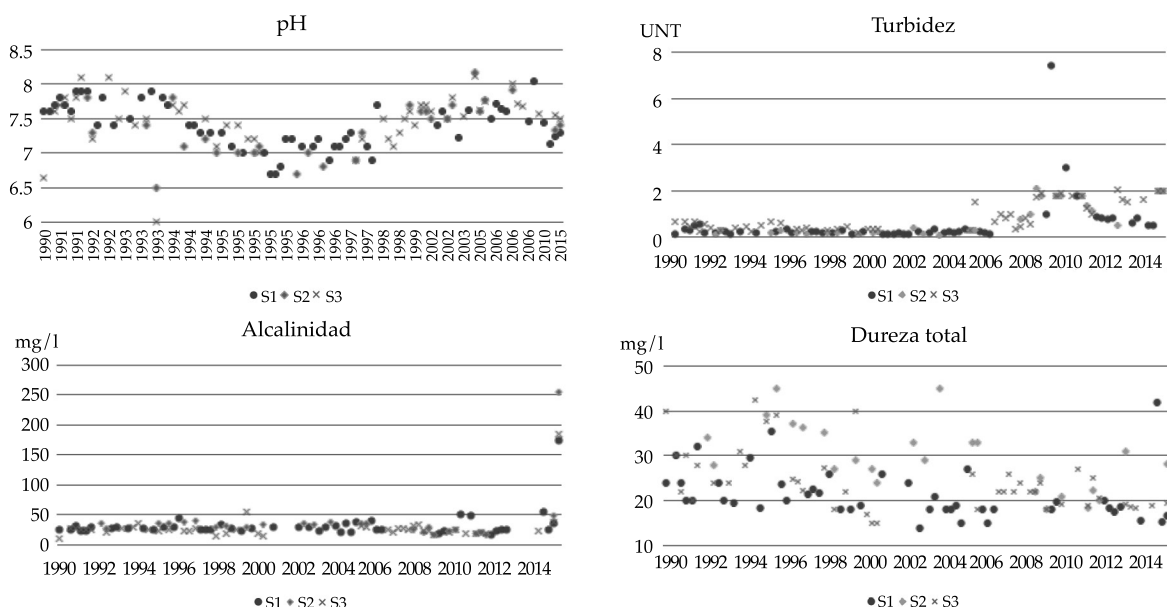


Figura 4. Los datos históricos de calidad fisicoquímica del agua, donde los sitios son S1-La Sauceda (Ojo de Agua); S2-Agua Grande; S3-Monte Alegre. Fuente: elaborado con base en SACM-GDF, 2012.

Lo interesante aquí es poder determinar la naturaleza de las coliformes presentes en el agua de la comunidad, para lo cual se debe calcular la relación entre C. est./Col. t. Como en el caso de estudio es en general menor a 0.7, esto significa que el origen de bacterias es animal y no humano, como lo proponen Rivera, De los Ríos y Contreras (2010). En relación con los coliformes, se puede decir que existen indicadores de contaminación fecal, que son materia orgánica, cloruros Cl^- , nitratos NO_3^- , nitritos NO_2^- y amonio NH_4^+ (Larrea-Murrell, Rojas-Badía, Romeu-Álvarez, Rojas-Hernández, & Heydrich-Pérez, 2013). En este sentido, sólo se puede comentar que en el monitoreo se ha detectado la baja concentración de Cl^- , que puede estar relacionada con la orina animal, y nitratos que se vinculan con el uso de abono agrícola (evidente en el caso observado).

Como ya se presentó, el monitoreo participativo ha permitido detectar los niveles de concentración de bacterias y las características fisicoquímicas del agua en la zona de estudio,

que han sido contrastados con lo dispuesto por la NOM-127-SSA1-1994 y DOF (2000), la norma mexicana que estipula los límites permisibles de la calidad del agua potable. En cuanto a los parámetros obtenidos de la calidad del agua en 2015, se observa que la turbidez se ha mantenido por debajo de las cinco unidades que marcan el límite permisible, y la dureza total está por debajo de 500 mg/l de CaCO_3 ; mientras que el pH, en promedio, es de siete unidades, siendo el rango permisible entre 6.5 y 8.5. En cuanto a los niveles de sodio (Na), aluminio (Al) y bario (Ba), se han detectado valores muy inferiores a los límites establecidos de 200, 0.20 y 0.70 mg/l, respectivamente; de igual manera, en cloruro (Cl) es menor a 250 mg/l, sulfato (SO_4) menor a 400 mg/l y fluoruro (F) menor a 1.50 mg/l, lo que remarca la buena calidad fisicoquímica del agua en la zona.

Esto no sucede en relación con la determinación de las bacterias. Resulta que sólo los sitios Ojo de Agua y Agua Grande sí cumplen con el límite dispuesto en la NOM-127-SSA1-1994 de

la bacteria *E. coli*. En particular, la norma mexicana señala que el agua para el abastecimiento humano no debe contener dicha bacteria. Con base en el método de UFM (unidades formadoras de colonias), se han calculado hasta 250 colonias de *E. coli* en Monte Alegre (estando en concentraciones por encima del cero de manera constante). Así, se recomendaría que el agua extraída de este sitio sea previamente tratada para uso y consumo humano. Incluso los niveles de microorganismos fecales detectados en el monitoreo rebasan el límite permisible del agua, incluso para uso recreativo, como albercas, según la NOM-245-SSA1-2010. Esta norma establece como máximo un rango < 40 NMP (número más probable) de colonias por 100 ml de agua, para evitar enfermedades gastrointestinales y de la piel.

Observaciones finales

Como se ha demostrado, los sistemas de monitoreo comunitario participativo (MCP) sirven para la construcción de una mejor comprensión de los recursos naturales y sus potenciales servicios ecosistémicos (Flores-Díaz *et al.*, 2013), donde se busca apoyar a las comunidades con el uso de técnicas sencillas que complementan la experiencia y el conocimiento local.

En este sentido, como lo comentan Fernández-Giménez *et al.* (2008), este proceso implica diferentes niveles de participación comunitaria, que va desde una simple obtención de datos hasta el involucramiento completo de la comunidad, que le permite determinar nuevos problemas y actuar en virtud de las necesidades identificadas (Shirk *et al.*, 2012). A partir del monitoreo realizado en 2015-2016 en la comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, se pudo confirmar que el involucramiento de los monitores comunitarios ha cambiado durante este corto periodo desde el aprendizaje de las técnicas de medición en un inicio hasta posterior discusión de los resultados, ahora con la determinación de otra necesidad de conocer la calidad del agua en el trayecto de la distribución y los puntos de entrega del agua en la comunidad (que

podría ser un futuro proyecto de colaboración comunidad-academia).

Por otro lado, es importante resaltar que en términos técnicos se ha determinado que el agua en las fuentes de abastecimiento de la comunidad es de buena calidad fisicoquímica, lo que se confirma con los registros históricos de los últimos 20 años (SACM-GDF, 2012). Es interesante notar que incluso no se presentan variaciones estacionales significantes en las características fisicoquímicas medidas, tampoco en gran parte de parámetros correspondientes a las muestras que se procesaron en el laboratorio. Sin embargo, se visualiza una fuerte preocupación por las bacterias fecales encontradas en un sitio observado, por lo cual se deberían tomar las medidas de aviso a la Asamblea y comunidades vecinas, y autoridades locales y del Distrito Federal para la eliminación de coliformes antes de que el agua entre al sistema de distribución.

Con esta experiencia es factible entonces comentar sobre los siguientes avances del proceso de MCP en la comunidad del Ajusco:

- Se certificaron ocho monitores. Se aplicó el monitoreo y se obtuvieron los resultados del primer año de observaciones para tres puntos preidentificados, incluyendo la formación de la base de datos y construcción de gráficas de calidad del agua.
- Se aseguró la continuidad del monitoreo a partir de la capacitación de los mismos monitores, además de obtener el apoyo de otro proyecto de investigación para el desarrollo de cuestiones logísticas.
- Por parte de monitores comunitarios, se determinó otra necesidad de medición de la calidad del agua en los puntos de entrega del sistema de abastecimiento (actividad desarrollada en julio de 2016).
- Se discutió la propuesta y se presentó la información obtenida y verificada de la calidad del agua al Comité del Agua, lo que se hará posteriormente a la Asamblea de la comunidad para la toma de acciones para la eliminación y control de *E. coli*.

- Se notó el interés por parte de otras comunidades y ejidos de la zona en conocer la experiencia del MCP realizado, lo que permitiría aplicar la red de observaciones a una escala mayor, mejorar la comunicación de sus resultados y tener sinergia en acciones de control de contaminación bacteriológica.

Sin embargo, también se identificaron ciertas problemáticas y limitaciones, como:

- El proceso de aprendizaje inicial requirió de ayuda financiera para la formación inicial y la capacitación certificada de los monitores (que podría ser solucionado con la participación de la academia u otros actores sin intereses de lucro).
- El MCP *per se* requiere del compromiso a mediano o incluso largo plazo por parte de los monitores, en términos de tiempo y esfuerzo invertido, lo que resulta uno de los puntos más difíciles de seguir, dado que el monitoreo se basa en principios voluntarios de participación, por lo que presenta a la larga una pérdida de interés por parte de los participantes que invierten su tiempo en una actividad que no les ofrece beneficios económicos directos, pero que sin embargo fortalece el conocimiento sobre sus recursos naturales e impulsa el cambio en la conciencia ambiental.
- El proceso de capacitación, en particular, demostró también un olvido de las técnicas

de medición durante el año de trabajo y un cierto desinterés por el monitoreo, que se pudo solucionar mediante las discusiones en grupo sobre las prioridades y necesidades de la comunidad (donde se determinó el problema de la calidad del agua potable en sus puntos de entrega).

- Por otro lado, haría falta presentar los resultados a la Asamblea de la comunidad para poder tomar las decisiones en relación con *E. coli*.

Por último, es indispensable comentar sobre la necesidad de incentivar el trabajo de monitores comunitarios de forma autosuficiente, para que lo puedan efectuar de manera independiente de la participación de la academia, y así apropiarse por completo de las técnicas, igual que del uso del maletín de medición y de la información obtenida. Aquí también hay que considerar los posibles problemas que puedan presentarse en relación con reposición de los químicos, la compra y el retraso en entrega del material de maletín.

En este sentido, se propone llevar a cabo alianzas entre comunidades y universidades para que haya viabilidad de recursos (físicos, humanos y económicos) que permitan la continuidad del monitoreo comunitario, además de analizar los vínculos para el compartimiento de los datos obtenidos con las comunidades vecinas para la toma de decisiones comunes, y el establecimiento de mecanismos de apoyo por parte de las autoridades regionales e incluso federales.

Anexo 1. Las imágenes del maletín “Water Quality Test Kit” de la incubadora portátil, los cultivos Coliscan EasyGel y las placas Petri pretratadas. Fuente: trabajo de campo, 2015.



Anexo 2. Las hojas de registro de campo para los parámetros del agua: a) fisicoquímicos, b) bacteriológicos. Fuente: Deutsch *et al.*, 2010b.

GLOBAL WATER WATCH MONITOREO FÍSICOQUÍMICO

Grupo: _____
 Monitor/es: _____ Dirección: _____
 Ciudad: _____ País: _____ C. P.: _____ Teléfono: _____
 Fecha muestreo: ____/____/____ Hora muestreo: ____:____ GWW Código Sitio: _____
 Cuenca: _____ Cuerpo de agua: _____ Estado y Municipio: _____
 Ubicación del Sitio: _____
 (Notifique a la oficina de GWW sobre cualquier cambio de ubicación del sitio de muestreo)

Variable	Valor	Comentarios
Temperatura aire	____ °C	Leer primero la temperatura del aire.
Temperatura agua	____ °C	Evite tocar el bulbo del termómetro.
pH	____	Registre hasta la media unidad (0.5) más cercana.
Oxígeno Disuelto	Rep #1: ____ ppm Rep #2: ____ ppm	Ambas lecturas no difieran en más de 0.6 ppm.
Salinidad	G.E. ____ Salinidad: ____ ‰	Si hay salinidad no mida dureza.
% Saturación OD	____ ppm OD ____ % Sat OD	Estimar usando el nomograma del manual.
Alcalinidad total	____ # gotas x 5 = ____ mg/L	Agregar gotas hasta que no haya cambio de color. Anote número de gotas hasta viraje del color.
Dureza total	____ # gotas x 10 = ____ mg/L	
Turbidez	____ # 0.5 mL x 5 (50mL) = ____ JTU ____ # 0.5 mL x 10 (25mL) = ____ JTU	Registre cero mL y 2 JTU si un agregado sobrepasa la turbidez del agua embotellada.
Profund. Secchi	____ metros	No anotar si el disco toca el fondo aun visible.

Observaciones: Registre evidencia de lluvia, escurrimiento (previas 24 horas), olor/color inusual, presencia de animales en el agua, u otro dato útil.

Otros análisis: _____ Nitratos, Fosfatos, etc.

Declaro que al momento de hacer este muestreo de agua mi certificación de Monitoreo Físico-químico de GWW era válida y que verifiqué la buena condición de los implementos usados en las pruebas.

Firma: _____

Global Water Watch
 250 Ann Upchurch Hall, 363 Meil Street, Auburn University, AL 36849-5415
 Teléfono en EUA: 1-888-844-4785 ~ Fax: 334-844-3666
 Email: gww@auburn.edu ~ Web: www.globalwaterwatch.org

a)

GLOBAL WATER WATCH MONITOREO BACTERIOLÓGICO

Grupo: _____
 Monitor/es: _____ Dirección: _____
 Ciudad: _____ País: _____ C. P.: _____ Teléfono: _____
 Fecha muestreo: ____/____/____ Hora muestreo: ____:____ GWW Código Sitio: _____
 Cuenca: _____ Cuerpo de agua: _____ Estado y Municipio: _____
 Ubicación del Sitio: _____
 (Notifique a la oficina de GWW sobre cualquier cambio de ubicación del sitio de muestreo)

Variable	Valor	Comentarios
Temperatura	Aire: ____ Agua: ____ °C	Lea primero la temperatura del aire.
Volumen Muestra	____ mL	Use igual volumen para todas las repeticiones
Inicio Incubación	____	Use formato de 24 hr, (1:45 pm = 1345)
Temp. Incubación	____ °C	Mantenga incubadora entre 29 y 37 °C.
Periodo Incubación	____ horas	Cuente colonias 30 a 48 hr de incubación
Expiración Medio	____	Use este formato May - 15.
Medio vertido en Sitio	☐ Si ☐ No	Use superficie horizontal y sombreada.
Transporte	☐ < 3 hrs ☐ No hielo < 30min	Vierta medio en placas lo antes posible.

Réplica No.	No. de colonias E. coli en placa (verde azul a azul-violeta oscuro)*	No. de Otras Coliformes (rosa a rojo oscuro) *	Abundancia estimada de Otras Coliformes **
1			
2			
3			

* Si las colonias son muy numerosas para contar, anotar 250
 ** Abundancia: ninguna (0), raro (1-9), común (10-100), abundante (101-200), muy numerosas (250).

Otros Tests de Bacteria: _____ IDEXX, Coliscan MF, etc.

Observaciones: Registre evidencia de lluvia, escurrimiento (previas 24 horas), olor/color inusual, presencia de animales en el agua, u otro dato útil.

Declaro que al momento de hacer este muestreo de agua mi certificación de Monitoreo Bacteriológico de GWW era válida y que verifiqué la buena condición de los implementos usados en las pruebas.

Firma: _____

Global Water Watch
 250 Ann Upchurch Hall, 363 Meil Street, Auburn University, AL 36849-5415
 Teléfono en EUA: 1-888-844-4785 ~ Fax: 334-844-3666
 Email: gww@auburn.edu ~ Web: www.globalwaterwatch.org

b)

Anexo 3. Los parámetros de la calidad del agua en tres manantiales de la zona de estudio obtenidos mediante muestreo complementario. Fuente: datos de trabajo de campo, 2015.

Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	S	Sb	Se	Si	Sr	Ti	V	Zn						
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L						
<L.C.	<L.C.	0	<L.C.	<L.C.	<L.C.	4	<L.C.	<L.C.	<L.C.	<L.C.	<L.C.	2	<L.C.	2	<L.C.	<L.C.	5	0	0	<L.C.	1	<L.C.	<L.C.	22	0	<L.C.	0	<L.C.						
<L.C.	<L.C.	0	<L.C.	<L.C.	<L.C.	7	<L.C.	<L.C.	<L.C.	<L.C.	<L.C.	1	<L.C.	3	<L.C.	<L.C.	4	0	<L.C.	<L.C.	1	<L.C.	<L.C.	13	0	<L.C.	<L.C.	<L.C.						
<L.C.	<L.C.	0	0	<L.C.	<L.C.	4	<L.C.	<L.C.	<L.C.	<L.C.	0	2	<L.C.	2	<L.C.	<L.C.	5	0	<L.C.	<L.C.	1	<L.C.	<L.C.	16	0	<L.C.	<L.C.	<L.C.						
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
103		96	100	107	102	105	101	94	106	101	102	109	94	97	98	102	100			101	101	101	101		101	101	101	101						
105	107	101	98			102	104	102	114	107		93		100	101		105	99		101		99	102	109	103	102	102	105						
					94	104						99		97			97				95													
Límite de detección																		F ⁻	Cl ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻											
Límite de cuantificación																		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L											
Porcentaje de recuperación del material de referencia certificado analizado con el lote de muestras																		0	1	<L.C.	1	<L.C.	4											
Porcentaje de recuperación de una muestra de control de laboratorio elaborado de un estándar certificado																		0	1	<L.C.	1	<L.C.	5											
Porcentaje de recuperación de una muestra de control de laboratorio elaborado de un estándar certificado																		0	1	<L.C.	<L.C.	<L.C.	4											
Se cuenta con equipo compensador de temperatura																		I.d.																
Método del titulador digital Hach																		I.C.																
																		CRM-TMDW (%)																
																		MCL2 EPA200.7 (%)																
																												</						

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el financiamiento del proyecto 155039 de Ciencia Básica, 246947 de Problemas Nacionales y 260199 de estancia sabática. A la comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, en especial al grupo de monitores Moisés Reyes, Reynaldo Camacho y Melitón Beltrán. También a Sandra Martínez de la ACUMAR, y María Emilia Zabala del IHLLA, Argentina, por la participación en el muestreo fisicoquímico complementario.

Referencias

- Aguilar, A. G., & Santos, C. (2011). Asentamientos informales y preservación del medio ambiente en la Ciudad de México. Un dilema para la política de uso del suelo (pp. 93-124). En: *Suelo de conservación del Distrito Federal, ¿hacia una gestión y manejo sustentable?* Pérez-Campuzano, E., Perevochtchikova, M., & Ávila-Foucat, V. S. (coord.). México, DF: IPN, MA Porrúa.
- Almaraz-Vázquez, M. N. (2014). *Servicios ambientales, forestales y prácticas de aprovechamiento de Recursos de uso común en el suelo de conservación del Distrito Federal: caso de estudio los B. C. San Miguel y Santo Tomás Ajusco*. Tesis de licenciatura en Geografía. México, DF: FFL-UNAM.

- Aranda, E., Oral, R., Flores, A., Ramos, M., Vidriales, G., & Manson, R. (2008). *Monitoreo comunitario del agua*. Xalapa, México: Asociación de Vecinos del Pixquiac-Zoncuantla, A. C., Global Water Watch-Veracruz, Instituto de Ecología.
- Astorga, J., Avendaño, S., Bengoa, S., Cordano, A., Inzunza, M., Jacob, C., López, L., Marambio, E., Parada, V., & Venegoni, C. (1998). *Manual de técnicas microbiológicas para alimentos y agua*. Santiago, Chile: Instituto de Salud Pública de Chile.
- Barton-Bray, D., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojó, J. M., & Vester, H. M. F. (2003). Mexico's Community-Managed Forests as a Global Model for Sustainable Landscapes. *Conservation Biology*, 17(3), 672-677.
- Burgos, A., Carmona, E., Páez, R., & Rivas, H. (2012). *Redes de monitoreo comunitario de la calidad del agua en cuencas rurales de Michoacán: hacia la articulación de la ciencia con la sociedad*. México: CIGA-UNAM. Recuperado de http://www.agua.unam.mx/ivagua/assets/pdfs/presentaciones/ana_burgos.pdf.
- Burgos, A., Páez, R., Carmona, E., & Rivas, H. (2013). Systems Approach to Modelling Community-Based Environmental Monitoring: A Case of Participatory Water Quality Monitoring in Rural Mexico. *Environmental Monitoring Assessment*, 185, 10297-10316.

- Conabio (2009). Cuarto Informe Nacional de México al Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB). México, DF: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Conafor (2009). El Inventario Nacional Forestal y de Suelos de México 2004-2009. Una herramienta que da certeza a la planeación, evaluación y el desarrollo forestal de México. Primera edición. Jalisco, México: Comisión Nacional Forestal, Secretaría del medio ambiente y Recursos Naturales.
- Cortina-Segovia, S., & Saldaña-Espejel, A. (2014). Retos de la evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales de la Comisión Nacional Forestal (pp. 133-154). En: *Pago por servicios ambientales en México. Un acercamiento para su estudio*. Perevochtchikova, M. (coord.). México, DF: EL Colegio de México.
- Deutsch, W. G., Ruiz-Córdova, S. S., & Duncan, B. L. (eds.). (2010a). *Community-Based Water Monitoring: A Practical Model for Global Watershed Stewardship*. Auburn, USA: Global Water Watch Program, Auburn University.
- Deutsch, W. G., Romagnoli, O., & Ruiz-Córdova, S. S. (2010b). *Manual de monitoreo comunitario del agua: Monitoreo bacteriológico y físico-químico*. México, DF: Centro Internacional de Agricultura y Ambientes Acuáticos, GWW Program-Alabama University, Fundación Gonzalo Río Arronte, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.
- DGCOH-GDF (1999). *Estudios para el aprovechamiento y rehabilitación de los manantiales de la Delegación Tlalpan. Informe Final*. México, DF: Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, Gobierno del Distrito Federal, SACM.
- DOF (1975). Resolución sobre reconocimiento y titulación de bienes comunales del poblado denominado San Miguel Ajusco, Delegación de Tlalpan, DF. México, DF: GDF (DOF 03/01/1975), *Diario Oficial de la Federación*.
- DOF (2000). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México, DF: Gobierno Federal, *Diario Oficial de la Federación*.
- Evans, K., & Guariguata, M. R. (2008). *Monitoreo participativo para el manejo forestal en el trópico: una revisión de herramientas, conceptos y lecciones aprendidas*. Bogor, Indonesia: Centro para la Investigación Forestal Internacional.
- Fernandez-Gimenez, M. E., Ballard, H. L., & Sturtevant, V. E. (2008). Adaptive Management and Social Learning in Collaborative and Community-Based Monitoring: A Study of Five Community-Based Forestry Organizations in the Western USA. *Ecology and Society*, 13(2), 4.
- Flores-Díaz, A. C., Ramos-Escobedo, M. G., Ruiz-Córdova, S. S., Manson, R., Aranda, E., & Deutsch, W. G. (2013). *Monitoreo comunitario del agua: retos y aprendizaje desde la perspectiva de Global Water Watch-México*. México, DF: GWW. Recuperado de <http://www.researchgate.net/publication/268803861>.
- Galicia, L., & Zarco-Arista, A. E. (2014). Multiple Ecosystem Services, Possible Trade-offs and Synergies in a Temperate Forest Ecosystem in Mexico: A Review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystems Services & Management*, 10(4), 275-288.
- García dos Santos, D., Veiga, F., Diederichsen, A., Guimarães, J., Bardy-Prado, R., & Eufrausino-Schuler, A. (2011). Panorama del monitoreo de los PSA hídricos en Brasil: el caso del programa productor de agua. En: *Memorias del Congreso Internacional de Pago por Servicios Ambientales, México*.
- Geilfus, F. (2009). *80 herramientas para el desarrollo participativo: diagnóstico, planificación, monitoreo y evaluación*. 8va impresión. San José, Costa Rica: ICCA. Recuperado de <http://www.iica.int>.
- Larrea-Murrell, J. A., Rojas-Badía, M. M., Romeu-Álvarez, B., Rojas-Hernández, N. M., & Heydrich-Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 44(3), 24-34.
- Loaiza-Cerón, W., Reyes-Trujillo, A., & Carvajal-Escobar, Y. (2011). Modelo para el monitoreo y seguimiento de indicadores de sostenibilidad del recurso hídrico en el sector agrícola. *Cuadernos de Geografía-Revista Colombiana de Geografía*, 20(2), 77-89.
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., & Montes, C. (2009). Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. *Cuides*, 3, 229-258.
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Millennium Ecosystem Assessment, Island Press.
- Moran, E., & Ostrom, E. (eds.) (2005). *Seeing the Forest and the Trees: Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*. Cambridge, USA: MIT Press, Cambridge.
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México, DF: *Diario Oficial de la Federación*, 19/01/1996 con última modificación de 16/12/1999.
- Norma Oficial Mexicana NOM-245-SSA1-2010. Requisitos sanitarios y calidad del agua que deben cumplir las albercas. México: *Diario Oficial de la Federación*, 25 de junio de 2012.
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analysing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325, 419-422.
- Páez-Bistrain, R., Burgos-Tornadu, A., Carmona-Jiménez, E., & Rivas-Solórzano, H. (2011). *Monitoreo comunitario de la calidad del agua en cuencas rurales del Bajo Balsas*. México: CIGA-UNAM. Recuperado de http://www.inecc.gob.mx/descargas/cuencas/2011_cnch2_mon_rpaepz.pdf.

PAOT (2012). *Atlas geográfico del Suelo de Conservación del Distrito Federal*. México, DF: Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial, Secretaría del Medio Ambiente.

Perevochtchikova, M., Rojo-Negrete, I. A., Martínez, S., & Fuentes-Mariles, G. (2015). Análisis hidroclimatológico para la evaluación de los efectos del Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos. Caso de estudio de la comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4, 45-55.

Pérez-Campuzano, E., Perevochtchikova, M., & Avila-Foucat, V. S. (coords.). (2011). *Suelo de conservación del Distrito Federal, ¿hacia una gestión y manejo sustentable?* México, DF: IPN, MA Porrúa.

Rincón-Ruiz, A., Echeverry-Duque, M., Piñeros, A. M., Tapia, C. H., David, A., Arias-Arévalo, P., & Zuluaga, P. A. (2014). *Valoración integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: aspectos conceptuales y metodológicos*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Rivera, R., De los Ríos, P., & Contreras, A. (2010). Relations fecal Coliforms/ Fecal Streptococci as Indicators of the Origin of Fecal Pollution in Urban and Rural Water Bodies of Temuco, Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 37(2), 141-149.

SACM-GDF (2003). *Estudio de aprovechamiento y optimización de los manantiales Viborillas, La Sauceda y Monte Alegre, para el mejoramiento y aprovechamiento del suministro del agua potable en las partes de la delegación Tlalpan. Informe final*. México, DF: Sistemas y Proyectos Ambientales, S. A. de C. V. (SIPRA), Sistema de Aguas de la Ciudad de México, Gobierno del Distrito Federal.

SACM-GDF (2009). *Aforo de manantiales de opciones de su utilización temporal. Informe final*. Tomo I. México, DF: Sistema de Aguas de la Ciudad de México, Gobierno del Distrito Federal.

SACM-GDF (2012). *Proyecto ejecutivo de aprovechamiento de manantiales intermitentes T1 y T2*. México, DF: Secretaría del Medio Ambiente, Sistema de Aguas de la Ciudad de México, Inesproc, S. A. de C. V.

Shirk, J. L., Ballard, H. L., Wilderman, C. C., Phillips, T., Wiggins, A., Jordan, R., McCallie, E., Minarchek, M.,

Lewenstein, B. V., Krasny, M. E., & Bonney, R. (2012). Public Participation in Scientific Research: A Framework for Deliberate Design. *Ecology and Society*, 17(2), 29.

Soares, D., & Murillo-Licea, D. (2013). Capital social y vulnerabilidad ante eventos meteorológicos extremos: lecciones desde el municipio de San Felipe, costa de Yucatán, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(1), 167-177.

Dirección institucional de los autores

Dra. María Perevochtchikova

El Colegio de México, A.C.
Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales
Camino al Ajusco 20, Pedregal de Santa Teresa, Tlalpan
10740 Ciudad de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 54493 999, ext. 4065
mperevochtchikova@colmex.mx

M.I. Nidya Aponte Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México
Unidad de Posgrado
Posgrado en Geografía
Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria
04510 Ciudad de México, MÉXICO
naponteh@gmail.com

M.D.R. Verhonica Zamudio-Santos

Doctoranda en Estudios Urbanos y Ambientales
El Colegio de México, A.C.
Camino al Ajusco 20, Pedregal de Santa Teresa, Tlalpan
10740 Ciudad de México, MÉXICO
zamsant@gmail.com

Dr. Gabriel Eduardo Sandoval-Romero

Universidad Nacional Autónoma de México
Centro de Ciencias Aplicadas y Desarrollo Tecnológico
Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, AP 70-186
04510 Ciudad de México, MÉXICO
eduardo.sandoval@ccadet.unam.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Impactos sobre el recurso hídrico por el proceso de la urbanización, Bogotá, Colombia.

Foto: Carlos Andrés Peña Guzmán.

Pago por servicios ambientales en el sector del agua: el Fondo para la Protección del Agua

• Pablo Chafía* •

Instituto de Altos Estudios Nacionales, Ecuador

*Autor para correspondencia

• Pamela Cerón •

Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación, Ecuador

Resumen

Chafía, P., & Cerón, P. (noviembre-diciembre, 2016). Pago por servicios ambientales en el sector del agua: el Fondo para la Protección del Agua. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 25-40.

El pago por los servicios ambientales hidrológicos es un instrumento económico de mucha utilidad, vigencia y oportunidad, para hacer frente a la cada vez más acuciante falta de recursos económicos para la protección, mantenimiento y sostenibilidad en el tiempo de los recursos naturales. El poner en valor los servicios ambientales que nos proporcionan los ecosistemas es una oportunidad para que los mismos sean gestionados de una manera económicamente más sostenible, y que se pueda garantizar una serie de flujos futuros de ingresos, que ayuden al mantenimiento de estos recursos o activos naturales. Ejemplos de casos exitosos de pago por servicios ambientales se pueden encontrar en proyectos estatales en el Ecuador, como es el caso del Fondo para la Protección del Agua (Fonag), mecanismo financiero que cofinancia actividades de protección ambiental en las zonas de recarga de agua de las que se abastece la ciudad de Quito, Ecuador. La búsqueda de mecanismos o instrumentos económicos creativos para la protección de la naturaleza se ha convertido en un reto no sólo para los economistas preocupados por la problemática ambiental sino para toda la sociedad, que ve en la conservación del capital natural una estrategia clara de desarrollo sostenible.

Palabras clave: pago por servicios ambientales, instrumentos económicos, economía ambiental, gestión económica de recursos naturales.

Abstract

Chafía, P., & Cerón, P. (November-December, 2016). Payment for Environmental Services in Water Sector: The Water Conservation Found. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 25-40.

Payment for hydrologic environmental services is an economic tool which results opportune, of great usefulness and validity to face the every time more nagging lack of financial resources for natural resources conservation, maintenance and sustainability. To put a value to the environmental services provided by the ecosystems is an opportunity for a sustainable financial management of those. This can guarantee a future source of income, to help to maintain these natural resources, considered as well as natural assets. Examples of successful payment for environmental services initiatives in Ecuador can be found on government projects, this is the case of the Water Conservancy Found (Fonag, Spanish acronym). This is a financial mechanism that co-finances activities of environmental conservation in the water recharge zones, from where the city of Quito is being supplied. Looking for mechanisms or creative economic tools for nature conservation has become a challenge. This challenge is not only for the economists worried about environmental issues, but also for the entire society, which sees the conservation of the earth's natural capital as a clear strategy to achieve sustainable development.

Keywords: Payment for environmental services, economical tools, environmental economics, economic management of natural resources.

Recibido: 17/08/2015

Aceptado: 26/04/2016

Antecedentes

Los denominados Pagos por Servicios Ambientales (PSA), o los también llamados esquemas de Compensación por los Servicios de los

Ecosistemas (CSE), son conceptos relativamente nuevos que buscan valorar e internalizar los beneficios que la naturaleza, a través de los servicios ecosistémicos, pueden proporcionar para mejorar el bienestar de la gente (Daily, 1997). En última

instancia, lo que se busca es la internalización de las famosas externalidades; en este caso, de externalidades positivas, por medio del “pago” o “transferencia” de recursos financieros por parte de los beneficiarios de estas externalidades positivas a los suministradores de los beneficios.

En concreto, se trataría del pago o compensación a los suministradores (o propietarios) de ciertos activos naturales que generan determinados servicios ambientales, principalmente de carácter hidrológico (como los que prestan los páramos para la generación de agua cruda o bruta en la parte alta de una cuenca hidrográfica), y que sin lugar a dudas están beneficiando a otras personas (que se ubican en la parte baja de la cuenca), siendo estas últimas las encargadas de realizar los pagos para asegurarse que tales servicios hidrológicos (suministro de agua en calidad y cantidad suficientes) se mantengan en el tiempo (Brauman, Daily, Duarte, & Mooney, 2007; Krchnak, 2007; Asquith & Wunder, 2008; Porras, Greig-Gran, & Neves, 2008).

Desde un punto de vista formal, está absolutamente claro que los ecosistemas naturales son los que proporcionan estos servicios ambientales, que a su vez generan beneficios (externalidades positivas) a un tercero; pero es también evidente que dichos servicios se producen en un espacio físico (territorio) que suele ser de propiedad pública, comunitaria o privada.

El principio fundamental sobre el que se sustentan los PSA y CSE es que los propietarios de los recursos, ya sean públicos, comunitarios o privados, deben recibir una “compensación” por los costos en los que necesariamente tienen que incurrir para proporcionar beneficios ambientales, y quienes se benefician de forma directa de estos servicios deberían pagar por ellos, internalizando de esta manera los beneficios sobrevenidos (externalidades positivas).

En tal sentido, el presente trabajo tiene como objetivo hacer una revisión actualizada de los fundamentos teóricos que sustentan y respaldan la implementación de esquemas de PSA y CSE, como un mecanismo alternativo e innovador para la conservación de ecosistemas ligados

con el sector del agua. En este caso, la pregunta de investigación que va a servir de hilo conductor en el presente trabajo será determinar si la implementación de esquemas de PSA y CSE son un mecanismo factible y válido para la conservación de los ecosistemas, que sirven, por ejemplo, como zonas de recarga de agua cruda, lo que permitirá contar con fuentes seguras del recurso en calidad y cantidad suficientes a largo plazo. Para complementar el análisis teórico, se presentará un ejemplo de caso, como es el Fondo para la Protección del Agua (Fonag), implementado en la ciudad de Quito, Ecuador, que al igual que varias otras iniciativas llevadas a cabo en este campo en Ecuador y Latinoamérica, permitirá complementar el marco analítico sobre la viabilidad e importancia de los esquemas para el sector del agua en Latinoamérica, logrando enlazar el componente teórico con una aplicación práctica pionera, como es el Fondo para la Protección del Agua.

Los fundamentos teóricos de los esquemas de PSA y CSE: los instrumentos económicos

El marco teórico que sustenta los esquemas de PSA y CSE en el presente trabajo será abordado a la luz de los desarrollos alcanzados en el campo del análisis económico neoclásico, principalmente en lo que se refiere a los fundamentos propuestos por la economía y la política ambiental para hacer frente a la problemática de la gestión de los recursos naturales con el uso de los instrumentos económicos y la internalización de las externalidades positivas, elemento central de estos esquemas de PSA (Labandeira, León, & Vázquez, 2007; Hanley, Shogren, & White, 1997).

Los instrumentos económicos y de mercado han sido de gran ayuda en este empeño de gestionar (internalizar) las externalidades. En décadas pasadas se usaron en la prevención y control de la contaminación (atmosférica, de agua, suelos, etc.) y la conservación de ecosistemas. La mayoría se enfocó en la prevención de externalidades “negativas” (contaminación

atmosférica por dióxido de carbono, gases de efecto invernadero, etc.), a través del uso de impuestos verdes, estándares, derechos ecológicos u otros instrumentos económicos sustentados en el principio básico de “quien contamina, paga” (Hanley *et al.*, 1997). Estos instrumentos han sido denominados por lo general como mecanismos de “comando y control” o de “orden y mando”, pues basan su accionar en medidas coactivas de protección del medio ambiente, mediante el uso de leyes y reglamentos establecidos por la autoridad ambiental. Desde finales de la década pasada y hasta la actualidad, se han desarrollado nuevos enfoques de protección ambiental basados en instrumentos económicos y de mercado, que se han concentrado igualmente en la internalización de las externalidades, pero en este caso de las de tipo “positivo”, mediante el uso precisamente de estos esquemas de PSA y CSE, que lo que buscan es “compensar” a los generadores de estos servicios por los costos incurridos en el mantenimiento de los ecosistemas y asegurarse que tales servicios ambientales se prolonguen en el largo plazo.

Dicha internalización de externalidades positivas busca implementarse con el uso de instrumentos económicos y de mercado, que intentan enviar señales adecuadas mediante el uso de precios y sistemas de “incentivos” (fiscales, subsidios, creación de mercados, acuerdos voluntarios), para garantizar la conservación y el mantenimiento de dichos servicios ambientales a futuro (Azqueta, 2007).

Estos esquemas de PSA han ido ganando rápidamente interés como un mecanismo innovador y práctico, que permite alcanzar las metas de conservación, involucrando en el proceso a una gran variedad de partes interesadas (*stakeholders*), entendiendo como tales a los suministradores de los servicios (comunitarios y privados), beneficiarios de los mismos (públicos y privados), administraciones públicas y, en ocasiones, a organizaciones no gubernamentales (ONG's) (Goldman, Tallis, Kareiva, & Daily, 2008; Tallis, Goldman, & Brosi, 2009).

Si bien no se puede afirmar que exista una definición comúnmente aceptada de lo que significan los esquemas de PSA y CSE, ya que representan una amplia variedad de formas, servicios y funciones (Tallis *et al.*, 2009), en los últimos años ha emergido una definición que está siendo utilizada por varios autores y en la que se entiende a los PSA como aquellos proyectos que incluyen transacciones voluntarias, donde los servicios ambientales (bien definidos y valorados) son comprados por al menos un usuario a cuando menos un vendedor si y sólo si se garantiza la provisión continuada y segura de los servicios en el futuro, existiendo por tanto una condicionalidad necesaria de garantía de largo plazo (Wunder, 2007; Dillaha *et al.*, 2007). Así, es necesario anotar que estos esquemas de PSA también han sido descritos por otros autores como un mecanismo financiero innovador para la conservación, lo que se podría aproximar a una definición sencilla, pero concisa de los mismos (Salzman, 2005; Wunder, 2007; Jack, Kousky, & Sims, 2008). Por tanto, el uso más habitual de estos esquemas de PSA y CSE ha sido enfocado para la conservación de cuencas hídricas, diversidad biológica, secuestro de carbono y belleza paisajística (Unifera International Centre, 2004).

Esta aparente falta de definición comúnmente aceptada de los PSA y CSE podría deberse también en parte a que estos servicios que brindan los ecosistemas no son bien conocidos, se les entiende poco, o simplemente los propietarios y beneficiarios de los mismos los dan por sentados, y no se tiene por tanto un entendimiento cabal de su papel en la dinámica de los ecosistemas y, sobre todo, de su “escasez”, que es una premisa económica fundamental. Por tanto, al no existir una conciencia clara de la importancia de estos servicios, en ocasiones los mercados formales no los toman en consideración; es decir, esta falta de información puede generar unos fallos de mercado, que precisamente los esquemas de PSA y CSE tratan de corregir, al internalizar estas externalidades positivas, creando incentivos económicos necesarios para

fomentar y fortalecer esta oferta de servicios ambientales de los ecosistemas.

Por tal motivo, y aludiendo al análisis económico relacionado con la escasez, se puede afirmar que los PSA y CSE se enfocarían fundamentalmente en los servicios ambientales para los que existe una demanda de mercado (actual o potencial); es decir, se centra en aquellos servicios para los que exista una “disposición al pago”. Esta disposición al pago (en este caso, desembolsar una cantidad monetaria), como compensación por la conservación de estos servicios tiene varias implicaciones.

Primera, que estos servicios han sido valorados de alguna manera por los beneficiarios de los mismos, no sólo que saben que son valiosos (que lo son), sino que se le ha asignado un valor monetario, un precio de mercado, que los beneficiarios están dispuestos a pagar. Así, hay que recalcar la antigua discusión económica en cuanto al valor y el precio, que para los bienes ambientales es de significativa importancia. Valor y precio no son lo mismo. Muchos bienes ambientales tienen valor, pero no un precio, pues no existe un mercado en dónde ubicarlos. Lo que se intenta mediante el uso de las metodologías de valoración económica del ambiente es aproximarse al valor o determinar la importancia que, en términos de bienestar, tienen estos bienes para los individuos, utilizando algo que las personas entendemos y utilizamos con facilidad: los precios de mercado.

Segunda, esta valoración de los servicios ambientales es posible realizarla mediante el empleo de algún método de valoración económica del medio ambiente. Estos métodos de valoración son un desarrollo de la economía ambiental, que usa los fundamentos de la teoría económica neoclásica, para “aproximarse” a la valoración de los servicios de los activos ambientales, en función del “bienestar” que pueden proporcionar en los agentes beneficiarios de los mismos. Estos métodos, como el método de la valoración contingente, precios hedónicos, coste de viaje, métodos basados en las funciones de producción, métodos basados en los costos de reposición, tienen un carácter subjetivo (como

todo proceso de asignación de valor), pero no por ello dejan de tener significativa importancia para brindarnos un “indicador” de su importancia relativa y, en este caso, de la escasez de dichos servicios ambientales (Hanley *et al.*, 1997; Azqueta, 2007).

Tercera, esta disposición a “pagar” o “aceptar” la compensación necesaria exigida por el propietario de estos servicios ambientales puede también estimarse mediante otro concepto económico de gran importancia: el “costo de oportunidad”. Por ejemplo, los propietarios de las tierras donde se generan estos servicios, pueden destinarlas a usos alternativos a la conservación (agricultura intensiva, ganadería a mayor escala, etc.), que por lo general suelen ser implementados con técnicas poco amigables con el ecosistema original, como suele ser el caso de las actividades productivas (en particular ganadería incontrolada) en zonas de recarga de agua, que degrada este ecosistema y, por ende, los servicios ambientales que él mismo ofrece (generación de agua cruda). Para evitar que los propietarios de estas tierras las destinen a una actividad productiva contraria a la conservación, o para que limiten sus actividades o utilicen sistemas de producción ambientalmente amigables, es decir, que no sean perjudiciales para la generación de estos servicios, es necesario entregarles una compensación, que en principio sea lo suficientemente atractiva como para cubrir ese costo de oportunidad de no realizar una actividad diferente a la conservación, y que, evidentemente, genere al propietario un ingreso económico adicional.

No obstante, se debe tener en cuenta que puede resultar complicado y en ocasiones imposible implementar medidas de conservación de tipo regulatorio (limitación) en determinadas prácticas agrícolas o forestales, en especial en algunas comunidades pobres que dependen de esta explotación para su sustento, lo que puede impulsarles al incumplimiento generalizado de la norma y a patrones incluso más agresivos de uso de estos recursos.

Cuarta, una vez que se ha aceptado la posibilidad de esta compensación y se ha fijado un

valor expresado en un precio (dinero), es posible implementar un mercado en el que es factible, como en todo mercado, comprar y vender servicios ambientales. Si este mercado es eficiente y competitivo (existen condiciones teóricas para el funcionamiento de los mercados competitivos que son muy difíciles de alcanzar en conjunto: muchos compradores y vendedores, productos homogéneos, información completa y gratuita, no existencia de barreras de entrada y salida, movilidad perfecta de bienes y factores, y sin costos de transacción; Stiglitz, 2004; Dornbush, Fischer, & Startz, 2009), se encontrarán, por un lado, los oferentes de servicios, que tendrán una idea del valor de su servicio (ya sea mediante el uso de una metodología de valoración económica o basado en su costo de oportunidad) y, por el otro, los demandantes o beneficiarios de estos servicios, que tienen estimada una cantidad monetaria (su disposición a pagar), que también ha sido valorada en función de varios aspectos: el beneficio económico que les generaría su uso, los costos que evitarían el mantenimiento de estos servicios, o la ganancia de bienestar que provocaría (p. ej., la opción de uso futuro o su mera existencia). Es de esperar que este encuentro de oferentes y demandantes en este mercado les permita alcanzar un precio de equilibrio beneficioso para ambas partes.

Se debe tener presente que cuando la pérdida o el deterioro de este servicio ambiental (también se podría llamar “activo ambiental”) fuese lo suficientemente importante como para que afectase al bienestar de un grupo concreto de la sociedad, se justificaría la intervención de las administraciones públicas en favor del mantenimiento de dicho activo, siendo esta administración la que con el uso del dinero público asuma esa compensación. Puede ser el caso de servicios ambientales de belleza paisajística, recreativa o cultural.

Consideraciones teóricas para la implementación y eficacia de los PSA y CSE

No cabe duda de que la implementación de esquemas de PSA y CSE no es tan sencilla como

la breve descripción o caracterización que se ha realizado hasta el momento de ellos. Su diseño y puesta en marcha requiere de una serie de consideraciones previas que vale la pena anotar.

A nadie se le escapa que, aparte de las complicaciones técnicas y metodológicas que implica la determinación de los valores que tienen los servicios ambientales, poder determinar el monto de la compensación acordada tiene, sin lugar a dudas, un costo que en muchos casos puede ser elevado y disuadir a las partes de realizar un acuerdo, debido a que ninguna de las partes querrá asumirlo de buen grado. En estos casos, en la fase inicial pueden intervenir las administraciones públicas, instituciones internacionales de desarrollo u organismos no gubernamentales para impulsar esquemas de PSA y CSE, y permitir que estos mercados se desarrollen (y puedan madurar), haciéndose cargo de los costos de implementación (a los que también se los reconoce como parte de los costos de transacción).

Por otro lado, existe otra consideración para la implementación de los esquemas de PSA y CSE que no se puede dejar de lado, y que reviste una significativa importancia, y es el tema de los derechos de propiedad. Una asignación clara de los derechos de propiedad es una precondition necesaria para que dichos esquemas puedan funcionar y desarrollarse, lo que no suele estar siempre perfectamente definido, sobre todo en algunas áreas situadas en países de menor desarrollo relativo y, en concreto, para algunos activos ambientales que se encuentran en tierras en las que habitan poblaciones nativas, con derechos ancestrales que no siempre están claramente reconocidos por las legislaciones nacionales.

Como se puede observar, esta asignación clara de los derechos de propiedad de los activos ambientales, que permita determinar los beneficiarios directos de la compensación y, por tanto, facilite que el mecanismo funcione, en ocasiones no es fácil de encontrar, lo que obstaculizaría llegar a soluciones eficientes desde el punto de vista económico, como así lo establece el famoso teorema de Coase, según el cual, si las

transacciones pueden realizarse sin ningún costo y los derechos de propiedad están claramente establecidos, sea cual sea la asignación inicial de esos derechos se producirá una redistribución, cuyo resultado será el de máxima eficiencia (Pearce & Turner, 1995).

Otra consideración importante a tener en cuenta es que a menudo estos esquemas de PSA y CSE suelen ser vistos o se les intenta asociar con modelos potenciales de “mitigación de la pobreza”. Si bien es cierto que un modelo de desarrollo sustentable sólo podrá darse si se aborda de forma simultánea el uso eficiente de los recursos naturales y las cuestiones relativas a la pobreza, sería un planteamiento muy simple concluir que los PSA y CSE constituyen un instrumento directo de mitigación de la pobreza, pues esa no es su principal función. El principal objetivo de estos esquemas es garantizar que los servicios de los ecosistemas se mantengan en el largo plazo mediante el manejo sostenible de los activos ambientales. Si bien algunos estudios de caso revelan que los programas de PSA y CSE pueden tener un impacto positivo sobre los medios de subsistencia locales (Info-resources Focus, 2004), esa no debe de ser una consideración prioritaria, para no desviarlo de su principal objetivo: conservación del flujo de servicios ambientales.

Los esfuerzos se deben centrar en el núcleo duro de su razón de ser: la conservación. Si en este empeño se ayuda a reducir la pobreza, bienvenido sea. Existen algunos autores (Dillaha *et al.*, 2007) que sugieren que la relación entre PSA y reducción de la pobreza en América Latina no ha sido totalmente armoniosa, continuando el debate sobre la eficacia de estos incentivos económicos para atraer a los propietarios de la tierra, mejorando sus ingresos y atenuando los problemas de pobreza (Porrás *et al.*, 2008).

Si con la implementación de estos esquemas se consiguen mejoras en temas de mitigación de la pobreza y redistribución de la renta, serán beneficios sobrevenidos que deberá considerarse como algo positivo. Sin embargo, en lo que sí habrá que tener especial atención, es que estos esquemas de PSA y CSE no sirvan para

ensanchar la brecha entre pobres y ricos, y que en el peor de los casos sean mecanismos con un efecto neutro en relación con la pobreza.

Por otro lado, es necesario tener presente que en algunas ocasiones la eficacia de estos sistemas, principalmente en cuanto a la generación de agua cruda, no ha sido efectivamente avalada (medida) por estudios hidrológicos de campo, lo que puede deberse a varios factores, como: no se ha contado con los estudios hidrológicos necesarios para establecer una línea base sobre la cual establecer las comparaciones y comprobar el aumento y mantenimiento de los caudales; la dificultad de aislar el efecto concreto de estos esquemas cuando hay varias organizaciones públicas y privadas actuando en la zona con objetivos similares; los efectos de estos esquemas se pueden medir mejor en el medio y largo plazos cuando las condiciones ecológicas mejoren (principalmente en el caso de zonas recuperadas) debido a que los sistemas fluviales tardan mucho tiempo en responder a la gestión, como puede ser el caso del Fonag, en el que se observó alguna mejoría (no plenamente significativa) en la calidad del agua entre los 3 y 5 años de la implementación de las actividades de conservación, lo que por otro lado es normal en términos hidrológicos (TNC, 2011).

Sin embargo, si se toma en consideración la cantidad de territorio protegido, la mejora en las condiciones ecológicas de las zonas intervenidas (flora y fauna), la cantidad de población y sectores atendidos, la prevención de riesgos contra erosión, control de las inundaciones y mitigación de los efectos del cambio climático, resultados previsibles de estas intervenciones, justifican con creces que las mismas sean llevadas a cabo. En el caso del Fonag, la extensión total del ámbito de trabajo de esta iniciativa alcanza los 5 420 km², siendo una de las áreas más densamente pobladas del país, con unos 2.5 millones de habitantes (población urbana y rural), a quienes se proporcionan recursos hídricos con esta iniciativa (Fonag, 2013).

No obstante, también se debe reconocer que la incertidumbre y el análisis acerca de cuáles serían los factores clave para asegurar el éxito de

estos esquemas de PSA y CSE aún se mantiene en la palestra, y no se ha dado por terminada la discusión (Asquith & Wunder, 2008; Jack *et al.*, 2008).

La sostenibilidad financiera de los programas

Si bien es cierto que la dotación de recursos públicos, o donaciones de organismos internacionales y ONG's en una fase inicial en la implementación de los esquemas de PSA y CSE puede resultar necesaria para su viabilidad, no es menos cierto que se deben buscar fuentes de financiación autónomas que permitan el mantenimiento sostenido de tales esquemas en el largo plazo.

Para ser consideradas iniciativas de largo aliento, los esquemas de PSA y CSE deben evitar la excesiva dependencia de donaciones provenientes tanto del sector público, organismos internacionales y ONG's como del sector privado, pues dichas donaciones suelen ser por lo general pagos de una sola vez o por un lapso limitado. Además, los gestores de estos esquemas no tienen el control directo sobre los ingresos provenientes de tales donaciones, pues dependen de las prioridades de los donantes, las cuales podrían modificarse en el tiempo. Así, a menos que estas donaciones sean de un monto considerable, como para permitir crear un "fondo de inversión" (fideicomiso) que garantice un flujo continuo y sostenible de recursos en el tiempo, las donaciones o ayudas puntuales no se pueden constituir en la principal fuente de financiación para los PSA y CSE (Greiber, 2010).

Los impuestos ambientales, las tasas o pagos directos relacionados con los servicios ambientales proveen también fuentes sostenibles de financiación. Estos instrumentos económicos pueden ser estimados utilizando los métodos de valoración económica del medio ambiente (que ya se analizaron), y darían el valor aproximado de la disposición a pagar (o, en su caso, la disposición a aceptar), que deberían aportar los beneficiarios de estos servicios para mantener el

sistema. El uso de impuestos o tasas como parte de los instrumentos económicos con un enfoque regulatorio y su posible implementación en los esquemas de PSA y CSE va a depender en gran medida de la legislación vigente en cada país, y no necesariamente puede ser el esquema más recomendado (en todos los casos), debido a que el conjunto de obligaciones legales que se genera con los mismos condiciona su implementación a la necesidad de obtener recursos económicos para asegurar su cumplimiento. Por ejemplo, en Ecuador están prohibidas las "preasignaciones" presupuestarias, es decir, los montos recaudados por medio de impuestos no se pueden "preasignar" a un fin concreto; estos impuestos deben entrar a la caja común del Estado, el cual se encargará después de su distribución entre las diferentes instancias

Por otro lado, los "pagos directos" suelen ser más recomendables (que los impuestos, por ejemplo), pues los mismos forman parte de los esquemas denominados como "acuerdos voluntarios", que son más eficientes (costo-eficientes), debido a que las partes interesadas determinan las condiciones y características del pago por los servicios ambientales, lo que genera una serie de incentivos adicionales para su cumplimiento.

En tal sentido, es posible pensar que los esquemas de PSA y CSE basados en pagos generados mediante acuerdos voluntarios resultan más eficientes en términos de costos que una posible combinación de enfoques regulatorios y donaciones (públicas y privadas), cuya gestión (implementación y monitoreo) implica el uso importante de recursos generalmente públicos. En contraposición, los esquemas de PSA y CSE, que se basan en acuerdos voluntarios, se fundamentan en estructuras más flexibles, que pueden conducir a obtener resultados sostenibles, al generar un flujo continuo de pagos en el largo plazo (Pagiola, 2002).

Asimismo, y como señalan algunos autores (Alix-Garcia, De Janvry, & Sadoulet, 2003), los esquemas de PSA y CSE tenderán a funcionar mejor cuando el valor económico de los servicios ambientales sea alto para los beneficiarios

y los costos de proporcionar estos servicios sean bajos. De igual manera, pueden funcionar si ambos valores son altos, siempre y cuando los pagos excedan los costos (incluido el costo de oportunidad) de proporcionar tales servicios. Sin embargo, si el valor económico de los servicios es bajo y los costos de proporcionarlos también lo son, el gran limitante para su implementación serán los costos de transacción, que pueden desincentivar su implementación.

Los pagos por servicios ambientales en el sector agua en Ecuador y Latinoamérica

Si bien es cierto que según la Constitución de Ecuador los servicios ambientales no son susceptibles de apropiación privada directa, ya que su producción, prestación y uso son regulados por el Estado (Art. 74), es decir, es el Estado el encargado de regular los posibles modelos de pagos por servicios ambientales, estos esquemas se han desarrollado (y en los casos anotados) con relativo éxito. La Constitución hizo de Ecuador el primer país del mundo en reconocer legalmente los derechos inalienables de la naturaleza, llamados derechos de los ecosistemas, con lo que se pretende institucionalizar la prevención de la degradación de los ecosistemas y la precaución en cuanto al manejo de los recursos. De igual forma, gran parte de Patrimonio Natural del Ecuador está incluido dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), lo que garantizaría la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones ecológicas (Art. 405). Dicha Constitución considera al agua y la biodiversidad como un patrimonio estratégico del país, lo que constituye un desafío para la generación de las políticas públicas de desarrollo en el largo plazo.

Esta propuesta constitucional, que se enmarca en un contexto en el que la gestión del Estado se orienta al cumplimiento de los principios y derechos del Buen Vivir o *Sumak Kawsay* (Art. 14), y que se ve reflejada igualmente dentro de los Objetivos Nacionales para el Buen Vivir, en concreto dentro del Objetivo núm. 7, que se encamina a garantizar los derechos

de la naturaleza y promover la sostenibilidad ambiental territorial y global (Plan Nacional del Buen Vivir, 2013-2017). Ecuador pretende seguir manteniendo el liderazgo internacional en cuanto a la universalización de los derechos de la naturaleza y la consolidación de propuestas ambientales innovadoras para enfrentar el cambio climático, con énfasis en principios de corresponsabilidad, como podría ser el caso de los esquemas de PSA y CSE.

En este sentido, Ecuador es un país que se puede considerar pionero en la implementación y aplicación de PSA y CSE, que como en el caso del Fondo para la Protección del Agua fue constituido en la ciudad de Quito en el año 2000, siendo el primero en su categoría. Este programa representa un ejemplo significativo y destacado de puesta en marcha de esquemas de compensación por generación de servicios ambientales, mediante una “modalidad” o “aplicación” denominada “Fondos de Agua”, modelo no sólo para el caso ecuatoriano, en el que también se han desarrollado varios ejemplos similares (cuadro 1) en años posteriores, sino también dentro de Latinoamérica.

Si bien es cierto que el caso del Fonag ha sido analizado antes por varios autores, entre los que cabe mencionar en particular las importantes contribuciones de Marta Echavarría (Echavarría, 1997; Echavarría & Lochman, 1998; Echavarría, 2002), lo que se pretende aportar en este trabajo es la información actualizada del caso de estudio, resaltando de manera significativa la evolución reciente que ha tenido el Fondo y que no se encuentra reflejado en estudios anteriores. El Fonag es pionero, ha servido de modelo y ha sido replicado en varios países Latinoamericanos, por lo cual se considera necesario resaltarlo en el presente estudio, como un ejemplo emblemático del que los ecuatorianos pueden sentirse orgullosos.

Los Fondos de Agua son uno de los mecanismos innovadores que han surgido de la colaboración entre los sectores público y privado. En concreto, se trata de un fondo fiduciario capitalizado por los usuarios (por lo general aguas abajo), para financiar la gestión de tierras (aguas

Cuadro 1. Fondos de Agua, Ecuador.

Fondos de Agua, Ecuador		
Nombre del Fondo	Año de inicio	Áreas de atención
1. Fondo para la Protección del Agua, Fonag, Quito	2000	• Programa de recuperación de la cobertura vegetal
		• Programa de vigilancia y monitoreo
		• Programa de educación ambiental “Guardianes del agua”
		• Programa de gestión del agua
		• Programa de comunicación
		• Programa de capacitación
2. Pimampiro	2001	• Protección de la vegetación nativa para asegurar la provisión de agua en calidad y cantidad en época de sequía
		• Frenar la expansión de la frontera agrícola, la conversión de bosques y páramos a cultivos anuales y pastizales
3. Pro-cuencas	2006	• Protección de cuencas y microcuencas hidrográficas
4. El Chaco	2006	• Protección forestal y regeneración
		• Mejorar la calidad y cantidad de agua
5. Celica*	2006	• Protección forestal
		• Mejorar la calidad y cantidad de agua
6. Loja*	2007	• Compra de tierra
		• Mejorar la calidad y cantidad de agua
7. Riobamba	2008	• Mejorar la calidad y cantidad de agua
8. Fondo de Agua de Espíndola Fones	2008	• Continuidad a las actividades de la campaña del Orgullo
		• Continuar con el monitoreo de calidad de agua en la microcuenca Jorupe
9. Fondo del Agua para la conservación de la cuenca del río Paute, Fonapa, Azuay	2008	• Programa Promotores ambientales comunitarios de la subcuenca del río Paute
		• Alternativas económicas sostenibles
		• Proyecto “Fortalecimiento de asociación de trabajadoras agrícolas con la adopción de buenas prácticas agrícolas”
		• Capacitación y educación ambiental: Red de Educadores Ambientales de la Cuenca del Río Paute
		• Fortalecimiento de capacidades locales con el cofinanciamiento de jornadas de capacitación
		• Programas de monitoreo e investigación
		• Sistemas de monitoreo hidrometeorológico en el Nudo de Azuay
		• Programa de sensibilización ambiental para el fortalecimiento interno y posicionamiento del Fideicomiso
		• Difusión, comunicación y rendición de cuentas
		• Planificación técnica del trabajo de Fonapa, basada en indicadores de gestión
		• Gestión financiera
10. Fondo de Páramos Tungurahua y Lucha contra la Pobreza, Tungurahua	2008	• Planes de administración comunal del páramo
		• Comunicación y establecimiento de relaciones interinstitucionales
		• Educación ambiental
		• Capacitaciones
		• Monitoreo
		• Apoyo para áreas protegidas
		• Adaptación para el cambio climático
		• Apoyo sostenible
		• Alternativas económicas

Cuadro 1 (continuación). Fondos de Agua, Ecuador.

Fondos de Agua, Ecuador		
Nombre del Fondo	Año de inicio	Áreas de atención
11. Fondo Regional del Agua (Foragua). Integra los municipios de Celica*, Loja*, Macará, Pindal y Puyango	2009	• Conservación, protección, y recuperación de los servicios ambientales y biodiversidad
12. Fondo para la Conservación del Agua de Guayaquil	2015	• Protección de áreas críticas
		• Restauración de ciertas áreas, incluyendo zonas de riberal
		• Implementación de mejores prácticas productivas
		• Ordenamiento territorial con un enfoque de cuenca
		• Educación y sensibilización ambiental, monitoreo de la calidad y cantidad de agua
		• Programa intensivo de difusión y levantamiento de recursos

(*) Celica y Loja integradas posteriormente como parte del Fondo Regional del Agua (Foragua).

Fuente: elaboración propia con base en la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua (2015); Goldman, Benitez, Calvache y Ramos (2010); Porras (2011).

arriba), y de esta manera asegurar el suministro de agua (libre de sedimentos y contaminantes), protegiendo a su vez a la comunidad e infraestructura de las inundaciones (TNC, 2011). En algunos casos, las contribuciones a los fondos son voluntarias (como del Fonag), y en otros son exigidas por las autoridades locales suministradoras del servicio (como Pimampiro-Ecuador (s.f.), que complementó su fondo semilla con un aumento de 20% en la tarifa a los usuarios del servicio; Echavarría, Vogel, Albán, & Meneses, 2004; Gálmez, 2013).

Es importante señalar que la experiencia en el Ecuador en el caso de PSA y CSE ha sido fructífera, llegando a desarrollarse hasta la fecha alrededor de 12 iniciativas (de las que se tiene conocimiento expreso). Aunque cada una tiene sus objetivos y metas particulares, que dependen de su ubicación, en esencia comparten los elementos significativos del Fonag, como invertir en la conservación de cuencas hidrográficas para mejorar o mantener los beneficios proporcionados por el agua y regular los riesgos relacionados con ésta (Goldman *et al.*, 2012). En el caso ecuatoriano, es posible destacar las experiencias de Pimampiro (Echavarría *et al.*, 2004; Wunder & Albán, 2008; Gálmez, 2013), Celica (Yaguache & Cossio, 2010) y Loja (estas

últimas integradas después como parte del Fondo Regional del Agua), sin menosprecio de las demás iniciativas.

En América Latina se contabilizan 44 Fondos de Agua (entre ellos, algunos en fase de estudio), aunque el objetivo para uno de los mayores promotores de estos fondos, como es la ONG “The Nature Conservancy” (TNC), es al menos lograr implementar 40 fondos de características similares al Fonag en Latinoamérica para el año 2020 (El Comercio, 2015). A continuación y a manera de ejemplo, se presentan algunos de los Fondos de Agua representativos en Latinoamérica y que están integrados en la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua (2015) (cuadro 2).

El Fondo para la Protección del Agua

El Fondo para la Protección del Agua se puede considerar como una alianza de personas e instituciones públicas y privadas comprometidas con la naturaleza que, en conjunto con las comunidades, protegen, cuidan y rehabilitan el ambiente, en especial las cuencas hídricas que abastecen de agua para cubrir las necesidades del Distrito Metropolitano de Quito y sus áreas de influencia, a través de un “mecanismo

Cuadro 2. Fondos de Agua en Latinoamérica.

Fondos de Agua en Latinoamérica			
País	Nombre del Fondo	Año de inicio	Áreas de atención
Brasil	1. Fondo de Agua PCJ y Alto Tete, Sao Paulo	2005	• Conservación de bosques
			• Restauración y reforestación
			• Educación ambiental
			• Incremento de la participación social e institucional
			• Investigación
			• Monitoreo
			• Implementación de buenas prácticas ambientales
			• Capacitación a las comunidades
			• Proyectos microproductivos
	2. Productores de Água da Floresta, Guandu	2008	Apoyar la inversión para la conservación de las áreas con el mayor potencial para reducir sedimentación y producción de agua
	3. Pago por Servicios Ambientales Espírito Santo, Espírito Santo	2008	• Pagos por servicios ambientales
			• Restauración de áreas degradadas
			• Conservación de bosques en pie
			• Apoyo a prácticas de producción sostenible
	4. Fondo de Agua de Pipiripau, Brasília	2012	• Educación y capacitación ambiental
			• Monitoreo hidrológico
			• Pagos por servicios ambientales
			• Conservación de suelos
Colombia	5. Pago por Servicios Ambientales Camboriu, Camboriu	2013	• Mantenimiento de caminos de tierra
			• Restauración de áreas
			• Restauración de zonas ribereñas y cuencas hidrográficas degradadas
			• Restauración y conservación de las áreas sensibles para la conservación del agua (pendientes pronunciadas, áreas de infiltración)
	1. Agua Somos, Bogotá	2008	• Conservación y mantenimiento del suelo y los caminos de tierra
			• Monitoreo hidrológico y socioeconómico
			• Reforestación
			• Conservación
			• Restauración
	2. Agua por la Vida y la Sostenibilidad, Valle del Cauca	2010	• Ecoturismo
			• Guardaparques
			• Producción de sistemas silvopastorales
			• Educación ambiental
			• Manejo de áreas protegidas
	3. Cuenca Verde, Fondo de Agua Medellín	2013	• Cercado de zonas sensibles
			• Prácticas silvopastoriles
			• Plantación de vegetación nativa
			• Mejoramiento de medios de subsistencia
			• Recuperación y restauración de ecosistemas
			• Aplicación de prácticas de producción sostenible
			• Conservación y gestión de los recursos de la biodiversidad
			• Recursos hídricos
			• Educación, formación y comunicación, vigilancia e investigación aplicada

Cuadro 2 (continuación). Fondos de Agua en Latinoamérica.

Fondos de Agua en Latinoamérica			
País	Nombre del Fondo	Año de inicio	Áreas de atención
Colombia	4. Madre Agua, Fondo de Agua Cali	2015	• Capacitación y acompañamiento
			• Divulgación y socialización
			• Articulación y validación con iniciativas locales y regionales
			• Restauración de ecosistemas
			• Reforestación
			• Aislamiento de corrientes
			• Conservación de ecosistemas estratégicos
			• Implementación de prácticas de producción sostenibles (silvopastoriles)
			• Gestión de nuevos socios y aportes
			• Capitalización del fondo de agua
México	1. Semilla de Agua, Chiapas	2012	• Conservación de bosques
			• Restauración y reforestación
			• Educación ambiental
			• Aumento de la participación social e institucional
			• Investigación
	2. Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey	2013	• Capacitación a las comunidades
			• Mitigación del cambio climático
			• Pago de servicios ambientales
			• Educación ambiental
			• Investigación
República Dominicana	1. Fondo de Agua Yaque del Norte	2013	• Restauración de riberas urbanas
			• Prevención de cambio de uso de la tierra
			• Capacitación comunitaria
	2. Fondo de Agua de Santodomingo	2013	• Restauración de ecosistemas con especies de plantas nativas y endémicas que permitan recuperar las funciones de producción de agua de los bosques
			• Revegetación de las márgenes de los ríos y arroyos, para reducir los sedimentos que llegan al sistema acuático, así como beneficio en el restablecimiento del flujo de energía y cadena alimenticia
			• Mejoramiento de zonas productivas, incentivando el café bajo sombra, y la siembra de árboles en cafetales y cacaotales
			• Reducción del impacto provocado por la ganadería con la introducción de técnicas sostenibles de manejo
			• Programa de capacitación y educación ambiental
			• Facilitación del proceso de gobernanza participativa en el manejo de la cuenca
	2. Fondo de Agua de Santodomingo	2013	• Restauración franja vegetación ribereña de las microcuencas seleccionadas
			• Restauración de ecosistemas de bosques nublados y latifoliados
			• Promoción de sistemas silvícolas y pastoriles que permitan la recuperación de cobertura de bosques
			• Auspicio del uso de plantas nativas y endémicas en los programas de café y cacao bajo cobertura boscosa
			• Desarrollo de un programa de educación ambiental alrededor de los temas de calidad y cantidad de agua
			• Diseño e implementación de un programa de monitoreo acuático y terrestre

Cuadro 2 (continuación). Fondos de Agua en Latinoamérica.

Fondos de Agua en Latinoamérica			
País	Nombre del Fondo	Año de inicio	Áreas de atención
Perú	1. Aquafondo, Lima	2013	• Infraestructura financiera
			• Implementación de operaciones
			• Mantenimiento
Costa Rica	1. Agua Tica	2015	• Reforestación
			• Buenas prácticas agrícolas
			• Regeneración asistida
			• Buenas prácticas pecuarias
			• Regeneración natural
			• Sistemas agroforestales
			• Actividades de protección del bosque
			• Educación ambiental

Fuente: elaboración propia, con base en la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua (2015).

financiero” que “cofinancia” actividades de protección ambiental (Fonag, 2015).

El Fonag es un modelo representativo de pago por servicios ambientales (PSA) para la conservación del agua en las zonas de recarga que abastecen a la capital de los ecuatorianos, como son las cuencas altas de los ríos Guayllabamba, Oyachi, Papallacta y Antisana. A pesar de que las tres últimas se encuentran fuera de lo que se contempla como Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), pues pertenecen a la Provincia de Napo, también abastecen a la capital y son protegidas o entran dentro del ámbito de trabajo del Fonag, alcanzando los 5 420 km² (Fonag, 2013).

El capital patrimonial del Fonag se nutre de aportes financieros mixtos, procedentes de los Constituyentes del Fondo. No tiene aportaciones directas de los usuarios finales del agua vía tarifa, tasa o canon por servicios ambientales, como es el caso de otras iniciativas en el país (Pimampiro o Celica). Los Constituyentes del Fonag son en este caso las siguientes: Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS); Empresa Eléctrica Quito (EEQ); The Nature Conservancy (TNC); Cervecería Nacional; Camaren, y Tesalia Springs Co. Como un mecanismo económico financiero, permanente y estable, utiliza los rendimientos del patrimonio para cofinanciar actividades,

programas y proyectos de rehabilitación; conservación y mantenimiento de las cuencas hídricas, desde donde se abastecen de agua los habitantes del DMQ y sus áreas de influencia, con el fin de garantizar agua en calidad y cantidad a más de 2.5 millones de habitantes (Fonag, 2015). La capitalización del Fondo de Agua de Quito depende de un fideicomiso (aportado por los constituyentes del Fondo), que alcanza en la actualidad alrededor de 12 millones de dólares (empezó con un aporte de 21 000 dólares a finales de la década de 1990), los cuales generan rendimientos financieros, que en conjunto con las aportaciones de los usuarios del agua (EPMAPS, EEQ), contrapartes y donaciones, le permite actualmente invertir alrededor de dos millones de dólares al año en programas y proyectos de conservación (Fonag, 2014). Este enfoque financiero contribuye a la sostenibilidad a largo plazo del esquema de PSA. Sin embargo, el Fonag ha tenido dificultades para ampliar su base de financiamiento y sigue altamente dependiente del apoyo continuo de los principales constituyentes (EPMAPS, EEQ), lo cual es un inconveniente, según algunos analistas (Echavarría, 2002). Este Fondo es abierto y participativo, en el que cada contribuyente es miembro del Comité de Dirección y recibe un porcentaje de voto proporcional a su contribución.

Asimismo, es importante señalar que el efecto “multiplicador” y sobre todo el efecto “atracción” de estas inversiones es realmente significativo. Se estima que por cada millón de dólares invertido en un fondo de tales características por los constituyentes se logran “atraer” siete millones de dólares de otros actores (públicos y privados), motivados por modelos de responsabilidad social corporativa (El Comercio, 2015), en los que obras de conservación, como las que auspician estos fondos, resultan de mucha visibilidad social.

Este Fondo sirve para conservar las fuentes de agua. En el caso de Quito, por ejemplo, la mayor parte de esta agua se encuentra en las zonas altas de los páramos, pues forman parte de las áreas protegidas sobre las que tiene competencia el gobierno central, como el Parque Nacional Cotopaxi y las Reservas Ecológicas Cayambe-Coca, Antisana e Ilinizas. No obstante, en las zonas de amortiguamiento de estos parques y en las áreas rurales aledañas (sobre las que no tiene competencia directa los gobiernos central y local), se está cambiando el uso del suelo por causa de las actividades agrícolas y ganaderas, que son en principio más rentables, o tienen un mayor costo de oportunidad que el mantenimiento de los páramos como zonas de recarga o conservación de agua, por lo cual es necesario efectuar acciones concretas para lograr mantener dichos ecosistemas. Los proyectos del Fonag en estas zonas consisten básicamente en acciones para regeneración del páramo (con ayuda del hombre), o permitiendo que se regenere naturalmente (ecosistema), limitando las actividades agrícolas y ganaderas (a cambio de una compensación), pero de forma racional, para que no se perjudique de modo significativo a los propietarios de la tierra.

El mantenimiento de estas zonas de recarga de agua en áreas relativamente cercanas a la ciudad de Quito (la reserva del Antisana se ubica a unos 50 km y la Cayambe-Coca a unos 100 km) evita que se tengan que buscar fuentes seguras de agua en zonas más alejadas, con lo que se ahorra (o se evita), una serie de costos en los que se tendría que incurrir para abastecer

de agua a la ciudad desde fuentes alternativas ubicadas a mayor distancia. En primer lugar, se evitan los costos de las inversiones necesarias para la detección y transporte del agua cruda a las plantas potabilizadoras (infraestructuras de captación, tuberías, bombas, movimiento de tierras, expropiaciones de tierras, etc.). En segundo lugar, se debe tener en cuenta que el agua tiene un costo de oportunidad en la zona en la que se genera, motivo por el cual, si se detrae de estas nuevas zonas para satisfacer las necesidades de la capital, se evita que la misma cumpla con sus funciones económicas, sociales y ecológicas en su cuenca hidrográfica de origen.

Conclusiones

Como se ha podido evidenciar a lo largo de los desarrollos anteriores, los esquemas de PSA y CSE son un instrumento claro y necesario para la conservación de los ecosistemas. La posibilidad de poner un valor (no sólo un precio) a los servicios que generan los ecosistemas es un mecanismo que permite visibilizar en términos concretos y medibles el aporte que los ecosistemas realizan para mejorar la calidad de vida de los ciudadanos y contribuir a su bienestar, que es, en última instancia, el motivo por el que se aplican estos instrumentos económicos.

La falta crónica de recursos económicos a la que se ven enfrentadas las administraciones públicas encargadas de velar por la protección del medio ambiente hace que la búsqueda de este tipo de mecanismos, en los que se conjugan las iniciativas públicas y privadas, se vuelva un aliado relevante e indispensable si se desea proteger a los ecosistemas de su degradación. El uso de acuerdos voluntarios para la implementación de esquemas de PSA y CSE es la opción más recomendada, ya que pueden alcanzar los objetivos deseados a un menor costo, es decir, han demostrado ser más costo-eficientes. No obstante, y para contribuir a un modelo sostenible, no se deben perder de vista las consideraciones de equidad en la distribución de los ingresos que generan tales esquemas.

En el caso de Ecuador, el Fondo de Agua de la Ciudad de Quito (Fonag) es un ejemplo exitoso de la aplicación de estos principios y ha contribuido significativamente a la conservación de los ecosistemas y zonas de recarga de agua, lo que refuerza la idea de la importancia de los esquemas de PSA y CSE como mecanismos viables para la protección del medio ambiente y, en este caso, de las zonas de recarga de agua cruda. El establecimiento de Fondos de Agua a través de fondos de inversión (fideicomisos) ha demostrado también ser una opción recomendable para la sostenibilidad y el mantenimiento de los programas a largo plazo.

Si bien es cierto que los resultados presentados en términos físicos (medidos, por ejemplo, a través de la cantidad de agua generada por estas iniciativas) no parecería arrojar datos concluyentes (sobre todo por la necesidad de contar con más tiempo para que la implementación de dichas iniciativas tenga resultados palpables), no es menos cierto que por un sentido básico de precaución y a la luz del incremento sustancial en cuanto a extensión de zonas sobre las que desempeñan su labor estos esquemas, su rol será significativo en la protección de los ecosistemas hídricos en el mediano y corto plazos.

Referencias

- Alianza Latinoamericana de Fondos del Agua (2015). Recuperado de <http://www.fondosdeagua.org/es>.
- Asquith, N., & Wunder, S. (eds.) (2008) *Payments for Watershed Services: The Bellagio Conversations*. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Fundación Natura Bolivia.
- Azqueta, D. (2007). *Introducción a la economía ambiental*, 2ª edición. Madrid: McGraw-Hill.
- Alix-Garcia, J., De Janvry, A., & Sadoulet, E. (2003). *Payment for Environmental Service: To Whom, Where and How Much?* Guadalajara, México: INE/Conafor/World Bank.
- Brauman, K., Daily, G., Duarte, T., & Mooney, H. (2007). The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67-98.
- Constitución de la República del Ecuador (2008). Montecristi: Asamblea Nacional del Ecuador.
- Daily, G. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Dornbush, R., Fischer, S., & Start, R. (2009). *Macroeconomía*, 10 edición. México, DF: McGraw-Hill.
- Dillaha, T., Ferraro, P., Huang, M., Southgate, D., Upadhyaya, S., & Wunder, S. (2007). *Payments for Watershed Services Regional Syntheses*. Washington, DC: United States Agency for International Development (USAID).
- El Comercio (2015). *Hugo Contreras Zepeda: el problema del Daule es la contaminación por sedimentos, fertilizantes e insecticidas*. Recuperado de <http://www.elcomercio.com/actualidad/hugo-contreras-zepeda-problema-daule.html>.
- Echavarría, M. (1997). *Agua: ¡Juntos Podremos Cuidarla! Estudio de caso para un Fondo para la Conservación de las Cuencas Hidrográficas para Quito, Ecuador*. Quito: The Nature Conservancy/USAID.
- Echavarría, M., & Lochman, L. (1998). *Watershed Conservation Fund in Quito, Ecuador. Policy Mechanisms for Watershed Conservation: Case Studies*. Washington, D.C., The Nature Conservancy (TNC).
- Echavarría, M. (2002). *Financing Watershed Conservation: The Fonag Water Fund in Quito, Ecuador*. In: *Selling Forest Environmental Services. Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. Pagiola, S. et al. (eds). London: Earthscan Publications Ltd.
- Echavarría, M., Vogel, J., Albán, M., & Meneses, F. (2004). *The Impacts of Payments for Watershed Services in Ecuador. Emerging Lessons from Pimampiro and Cuenca*. MES 4. London: Environmental Economics Programme-IIED, Markets for Environmental Services.
- Fonag (2013). *Memoria anual 2013*. Quito: El Fondo del Agua.
- Fonag (2014). *Agua a fondo*. Núm. 30. Quito: El Fondo del Agua.
- Fonag (2015). *Fondo para la Protección del Agua*. Recuperado de <http://www.fonag.org.ec/inicio/>.
- Gálmez, V. (2013). *El esquema de pago por servicios ambientales hidrológicos en Pimampiro-Ecuador. Plataforma de Intercambio de Experiencias. Programa de Manejo Forestal Sostenible en la Región Andina*. Recuperado de <http://www.forestalsostenibleandina.net/getattachment/4c62a8db-f57e-42dc-bfd6-e057bc0ba638/El-esquema-de-pago-por-servicios-ambientales-hidro.aspx>.
- Goldman, R. L., Tallis, H., Kareiva, P., & Daily, G. (2008). Field Evidence that Ecosystem Service Projects Support Biodiversity and Diversity Options. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, 105, 9445-9448.
- Goldman, R. L., Benitez, S., Calvache, A., & Ramos, A. (2010). *Water Funds: Protecting Watersheds for Nature and People*. Arlington, USA: The Nature Conservancy.
- Goldman, R. L., Benitez, S., Boucher, T., Calvache, A., Gretchen, D., Kareiva, P., Kroeger, T., & Ramos, A. (2012). *Water Funds and Payments for Ecosystem Services: Practice Learns from Theory and Theory can Learn from Practice*. *Fauna & Flora International*, Oryx, 46(1) 55-63.
- Greiber, T. (ed.) (2010). *Pagos por servicios ambientales. Marcos jurídicos e institucionales*. Gland, Suiza: UICN.

- Hanley, N., Shogren, J. F., & White, B. (1997). *Environmental Economics: Theory and Practice*. London: MacMillan.
- Inforesources Focus (2004). *Compensación por los Servicios de los Ecosistemas (CSE): ¿Un catalizador para la conservación de los ecosistemas y para la mitigación de la pobreza?* Núm. 3/04. Recuperado de http://www.inforesources.ch/pdf/focus_3_04_s.pdf.
- Jack, B., Kousky, C., & Sims, K.R.E. (2008). Designing for ecosystem services: lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, 105, 9465-9470.
- Krchnak, K. (2007). *Watershed Valuation as a Tool for Biodiversity Conservation*. Arlington, USA: The Nature Conservancy.
- Labandeira, X., León, C., & Vázquez, M. X. (2007). *Economía ambiental*. Madrid: Pearson.
- Pagiola, S. (2002). Paying for Water Services in Central America: Learning from Costa Rica. In: *Selling Forest Environmental Services. Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. Pagiola, S. et al. (eds.). London: Earthscan Publications Ltd.
- Plan Nacional del Buen Vivir 2007-2013 (2007). Secretaría Nacional de Planificación (Senplades), Quito, Ecuador.
- Pearce, D., & Turner, R. (1995). *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Madrid: Celeste Ediciones.
- Porras, I., Greig-Gran, M., & Neves, N. (2008). *All that Glitters: A Review of Payments for Watershed Services in Developing Countries*. Natural Resource. Issues No. 11. London: International Institute for Environment and Development.
- Porras, I. (2011). *Ecuador, Various Payment for Watershed Services (PWS) Schemes. Markets for Watershed Services. Country Profile*. International Institute for Environment and Development (IIED). Recuperado de <http://pubs.iied.org/pdfs/13542IIED.pdf>.
- Salzman, J. (2005). *Creating Markets for Ecosystem Services: Notes from the Field*. Recuperado de http://scholarship.law.duke.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=2024&context=faculty_scholarship
- Stiglitz, J. (2004) *Macroeconomía*, 2ª edición. Madrid: Ariel Economía.
- Tallis, H., Goldman, R., & Brosi, B. (2009). Integrating Conservation and Development in the Field: Implementing Ecosystem Service Projects. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 12-20.
- TNC (2011). *Factibilidad económica de los fondos de agua: ventajas competitivas de invertir en conservación*. The Nature Conservancy. Recuperado de <http://www.fondosdeagua.org/sites/default/files/factibilidad%20Fondos%20de%20Agua%20alta%20FINAL.pdf>.
- Unisféra International Centre (2004). *Pago por servicios ambientales: estudio y evaluación de esquemas vigentes*. Montreal: Unisféra.
- Yaguache, R., & Cossio, M. (January, 2010). The Cloud Forests of Quillosara: A Local Government Initiative to Establish a Compensation Mechanism for Environmental Services in Ecuador (pp. 74-76). *Mountain Forum Bulletin*. Recuperado de <http://www.mtnforum.org/sites/default/files/publication/files/5492.pdf>.
- Wunder, S. (2007). The Efficiency of Payments Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology*, 21, 189-232.
- Wunder, S., & Albán, M. (2008). Decentralized Payments for Environmental Services: The Cases of Pimampiro and Profafor in Ecuador. *Ecological Economics*, 65, 685-698.

Dirección institucional de los autores

Dr. Pablo Chafila

Instituto de Altos Estudios Nacionales (IAEN)
Centro de Economía Pública y Sectores Estratégicos
Av. Amazonas N37-271 y Villalengua, Quito, ECUADOR
Teléfono: +59 (397) 9221 863
pablochafila@hotmail.co.uk
pablo.chafila@iaen.edu.ec

M.C. Pamela Cerón

Becaria
Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (Senescyt), Ecuador (2012-2014)
Calle Julio Arellano 47 211 y Reinaldo Espinoza, Quito, ECUADOR
Teléfono: +59 (395) 8978 617
pames84@hotmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Percepciones, actitudes y conductas respecto al servicio de agua potable en la Ciudad de México

• Fernando González-Villarreal •
Universidad Nacional Autónoma de México

• Ramón Aguirre-Díaz •
Sistema de Aguas de la Ciudad de México

• Cecilia Lartigue* •
Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor para correspondencia

Resumen

González-Villarreal, F., Aguirre-Díaz, R., & Lartigue, C. (noviembre-diciembre, 2016). Percepciones, actitudes y conductas respecto al servicio de agua potable en la Ciudad de México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 41-56.

Con el objetivo de conocer la percepción de los habitantes del Distrito Federal (hoy Ciudad de México) sobre la calidad del servicio de agua potable, así como su disposición a pagar una mayor tarifa y sus hábitos de consumo, se aplicó una encuesta en las 16 delegaciones. Se seleccionó una muestra de 3 000 viviendas, mediante un muestreo probabilístico, polietápico aleatorio estratificado. Entre los principales resultados de la encuesta se encuentran los siguientes: 96% de las viviendas cuenta con agua entubada y 82% la recibe todos los días, pero existe una elevada percepción de que el agua escasea. Aunque los entrevistados consideran que el agua es el segundo servicio público más importante y es por el que pagan menos, no lo perciben como el más barato y están renuentes a un incremento de tarifa. Existe una desigualdad en la percepción de la calidad del servicio entre estratos socioeconómicos y entre delegaciones. Finalmente, la percepción de dicha calidad abarca todos los aspectos del servicio, desde las condiciones del abastecimiento hasta la atención en oficinas del organismo operador.

Palabras clave: servicio de agua potable, percepción, organismos operadores, SACMEX.

Abstract

González-Villarreal, F., Aguirre-Díaz, R., & Lartigue, C. (November-December, 2016). Perceptions, Attitudes, and Behaviors towards the Water Supply System of the Mexico City. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 41-56.

This study investigated perceived quality of the water supply system in Mexico City as well as customers' willingness to pay more for the service. For this purpose a survey was conducted throughout the 16 delegations of Mexico City. A sample of 3 000 household was selected, through a stratified probabilistic polietapic design. The following are some of the main results: Although 96% of households have access to running water, and 82% is supplied with it daily, most interviewees believe that water is scarce. Even when they believe that piped water is one of the most important public services, and it is the service for which they pay the least, participants do not consider it to be the cheapest and they are adamant to pay a higher fee. Inequalities in service quality exist between socioeconomic sectors and between delegations. Finally, perceived quality covers different areas of the water supply system: supply condition, water quality, customer service, and leak repair.

Keywords: Water service, perception, water utilities, SACMEX.

Recibido: 24/04/2015
Aceptado: 04/05/2016

Introducción

Para que una población tenga un desarrollo propicio es indispensable su acceso al agua potable. Sin embargo, los servicios de agua potable y saneamiento de los países en desarrollo enfrentan

graves problemas. Dependiendo del continente en cuestión, entre 10 y 30% de la población carece de estos servicios (Breuil, 2004).

En México, los niveles de cobertura, calidad del servicio y eficiencia física son inferiores a lo que esperaríamos para un país de su nivel de

desarrollo. Naciones con un nivel similar al nuestro, como Turquía, Malasia, Brasil y Chile, tienen coberturas cercanas a 100%. En nuestro país tanto la cobertura como la calidad del servicio dejan mucho que desear y son un lastre para la calidad de vida de millones de personas, e incluso para las finanzas públicas locales. En términos de cobertura, en 2010, 9% de la población total no contaba con acceso a agua potable y 10.1%, no tenía servicio de drenaje y alcantarillado (IMCO, 2014). Asimismo, 86% de los mexicanos carece de un servicio continuo de agua potable y 48% no lo recibe ni siquiera una vez al día (González Villarreal, Rodríguez-Briceño, Padilla-Ascencio, & Lartigue-Baca, 2015).

En cuanto a la calidad del agua entubada, aunque existe poca información confiable al respecto, en 2008 México ocupaba el lugar 59 entre 92 países, por debajo de Bangladesh, Egipto, India y Kenia (Carr & Rickwood, 2008). Esto ha ocasionado que más de 75% de la población compre agua embotellada, pagando mensualmente por este producto 40% más que por el servicio de agua entubada por un volumen del recurso alrededor de 200 veces menor (González-Villarreal *et al.*, 2015).

Aunque los problemas del servicio son más acentuados en las zonas rurales, la urbanización explosiva de los últimos 30 años ha generado una multitud de zonas marginadas con problemas de acceso a los servicios (Breuil, 2004). En el caso de la Ciudad de México (CDMX), si bien las condiciones generales del servicio son superiores a las del promedio nacional, existen severas deficiencias en la provisión del mismo.

Cerca de 66 metros cúbicos de agua potable son provistos a la ciudad cada segundo, de los cuales 68% proviene de fuentes locales y el resto del Sistema Lerma-Cutzamala. El sistema incluye más de 12 mil kilómetros de redes secundarias, una red primaria de más de mil kilómetros, 275 tanques de abastecimiento y 182 plantas de bombeo. El sector doméstico consume 72% del agua; el industrial, 16.2%; y el comercial y de servicios, 11.6% (Romero-Lankao, 2010).

De acuerdo con el Programa de Indicadores de Gestión de Organismos Operadores

(PIGOO), la gestión del agua en la Ciudad de México es superior en algunos temas al promedio nacional: 98% de cobertura (94% nacional) y 82% de tomas con servicio continuo (75%, nacional); mientras que en otros temas, los indicadores tienen valores inferiores: 42% de usuarios con pago a tiempo (57% nacional); 57% de cobertura de micromedición (61% nacional) y 23% de usuarios abastecidos con pipas (10% nacional). Asimismo, de acuerdo con la evaluación realizada por el Consejo Consultivo del Agua (CCA) a los sistemas de abastecimiento de agua potable de las 26 ciudades más importantes del país, con base en 12 indicadores de desempeño, la Ciudad de México ocupa el lugar número 23 (CCA, 2010).

Otro aspecto relevante de los servicios de agua potable es la igualdad de acceso a los mismos. De acuerdo con un estudio del Banco Mundial, las personas que no tienen acceso al agua entubada pagan 2.5 veces más por obtener el recurso que quienes sí lo tienen, por consumir 20% del volumen que consumen los primeros (Vincent, 2003). En una encuesta en CDMX, se encontró que 91% de los encuestados del oriente de la urbe consume agua embotellada, con un salario promedio de 308 USD, mientras que sólo 61% de los encuestados del poniente consume este tipo de agua, teniendo un salario mensual promedio de 598 USD (Soto-Montes de Oca & Bateman, 2006).

La recaudación que logran los organismos operadores está en función de la eficiencia de la infraestructura, y de sus sistemas administrativos y comerciales, así como de las tarifas (Bitrán, 1999). En cuanto al primer punto, en los sistemas de distribución se pierde por fugas cerca de 40% del agua producida y se cobra alrededor de 25% del agua facturada (Contreras, 2006). Con respecto a las tarifas, están lejos de presentar una estructura coherente en cuanto a una metodología común, fijación de niveles mínimos y máximos de consumo, monto cobrado por metro cúbico, periodo de reajuste y factor de reajuste, lo cual obstaculiza el desarrollo sano de los sistemas de agua potable y saneamiento, los cuales no logran cubrir sus costos de opera-

ción y mantenimiento, y dependen en un alto grado de los subsidios gubernamentales para operar (Marañón-Pimmentel, 2003). Además, de acuerdo con Bitrán (1999), la aplicación permanente de tarifas subsidiadas induce tanto al desperdicio del agua por parte de los usuarios como al deterioro e ineficiencia administrativa de los sistemas.

El pago de las tarifas es un asunto relevante y controversial. Para definir la estructura tarifaria se debe considerar, por un lado, la eficiencia económica y autosuficiencia de ingresos del organismo suministrador del servicio; pero, por otro, la equidad (Marañón-Pimmentel, 2003). En el caso del consumo doméstico, en la Ciudad de México, el metro cúbico cuesta \$23.00 (\$1.3 USD) y a partir de ahí se incluyen subsidios dependiendo del volumen de consumo y nivel socioeconómico de la manzana (popular, baja, media y alta) (Asamblea Legislativa del D.F., 2010). Además existen subsidios para los costos de operación.

Aun cuando la Ciudad de México ocupa el sexto lugar en tarifa doméstica entre las 32 principales urbes del país (Conagua, 2012), en esta metrópoli se paga menos por un metro cúbico de agua que en el resto de los países miembros de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 2015). Además, la relación entre facturación y recaudación en CD-MX es de 61%, porcentaje inferior al nacional, en donde se recauda 73% de lo que se factura (Conagua, 2012). Asimismo, al comparar las tarifas por consumo doméstico, tiene la tarifa más baja en consumos de hasta 15 m³ mensuales, en un análisis realizado por Cruz-Gutiérrez (2014) para 30 ciudades mexicanas. Para consumos de 20 m³, sólo Mérida (Yucatán) y Villahermosa (Tabasco) presentan tarifas más bajas.

Para evaluar los servicios públicos es válido emplear estudios de percepción (Vásquez *et al.*, 2011). Se han utilizado en diversas partes del mundo para evaluar los servicios de agua potable o aspectos específicos relacionados con éstos, como calidad del agua abastecida (AWWA, 1993; Levallois, Grondin, & Gingras, 1999; Celik & Muhammetoglu, 2008; Tanellari,

Bosch, & Mykerezi, 2009); disponibilidad al pago por parte de los usuarios (Moisseinen, 1999; Pouta y Rekola, 200; Ayanhsola, Sule, & Salami, 2013; Kamaludin, Rahim, Radam, & Yacob, 2013); igualdad en el acceso a ellos (Vincent, 2003; Soto-Montes de Oca & Bateman, 2006; Anggrahita, 2012), y la cultura del agua de los usuarios (Gilg y Barr, 2006; Millok y Nauges, 2010; Beal, Stewart, & Fielding, 2011; Willis, Stewart, Panuwatwanich, Williams, & Hollingsworth, 2011).

En Moquegua, Perú, se aplicó una encuesta a los usuarios del sistema de agua potable. Se encontró que la mayoría desconoce que el dinero recaudado mediante las tarifas se utiliza para mejorar dicho sistema y casi la mitad considera que el servicio es caro, probablemente porque ignoran los costos del abastecimiento. Cuando se les preguntó si estaban dispuestos a pagar más, 57% contestó que quisiera pagar menos; 41%, lo mismo, y sólo 2% manifestó estar dispuesto a pagar más (Rojas, 2007).

También en Perú se han desarrollado las Libretas de Calificación Ciudadana, instrumentos de evaluación social, como parte del proyecto Mejorando la Inversión Municipal (MIM). Por ejemplo, en Moquegua, se encontró que en una de las provincias, de todos los servicios (agua, transporte, educación, etc.), los usuarios tienen más inconvenientes con el del agua, siendo el problema más importante la continuidad, seguido de la cantidad de agua abastecida y tarifas. Por otra parte, menos de la mitad de los usuarios tuvo problemas al hacer reclamaciones, pero sólo a un tercio del total se les resolvió el problema (MIM, 2011).

En cuanto a la igualdad en el acceso al servicio de agua potable, por lo general los hogares con niveles socioeconómicos más altos reciben los servicios de mejor calidad (Soto-Montes de Oca & Bateman, 2006; Anggrahita, 2012). En este sentido, un estudio del Banco Interamericano de Desarrollo (BID, 2011) encontró que en México las personas de bajo recursos consumen 20% más de agua embotellada que las de clase media, lo cual representa un gasto mayor. En CDMX, de acuerdo con Gunther (2010), existen problemas

graves de desigualdad en su distribución, principalmente en las colonias con mayores índices de marginación, que están ubicadas en las delegaciones Iztapalapa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco.

En 2014, con el Programa de Manejo, Uso y Reúso, la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y la Comisión Nacional del Agua (Conagua) elaboraron un cuestionario sobre la percepción del servicio de agua potable y sobre cultura del agua, el cual fue aplicado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), como parte de la Encuesta Nacional de Hogares. Entre los principales resultados de la misma se encuentran los siguientes: sólo 14% de la población recibe servicio de agua entubada las 24 horas del día y 75% consume agua embotellada. Por el servicio se paga, en promedio, \$107.00 al mes; por el agua entubada se pagan \$149.00 mensuales. A pesar de lo anterior, al servicio se le otorga una calificación aprobatoria y la mayor parte de los entrevistados considera que la calidad del agua entubada es buena o excelente. Asimismo, en las localidades de menor tamaño, los habitantes tienen una percepción más positiva del servicio que en las grandes y lo mismo ocurre con los estratos de niveles socioeconómicos más elevados.

Estudios similares son el de Haro *et al.* (2009), en 31 localidades en 10 estados, en el cual, 37% de los entrevistados señala que la suspensión del servicio es frecuente; 40% que es ocasional, y sólo 23%, que nunca ocurre. En contraste, el Banco Interamericano de Desarrollo (2011) realizó otra encuesta en nueve ciudades grandes, en 1 300 hogares de bajos ingresos, y encontró que la suspensión del servicio ocurría “nunca/raramente” en 60% de las viviendas; “algunas veces”, en 18%, y “frecuentemente”, en 22%.

Con respecto a la disposición al aumento de tarifa, existen pocos estudios en localidades específicas del país. Por ejemplo, en Parral, Chihuahua, Vásquez *et al.* (2009) encontraron que la población estaba dispuesta a pagar entre un 46 y 77% más de su pago actual por el agua. Asimismo, en Monterrey, Nuevo León, se estimó la disposición a pagar más para evitar la disminución de horas de suministro, de 24 a

20. Las personas de niveles bajo y medio bajo fueron quienes tuvieron menor disposición a pagar más. De quienes sí estuvieron dispuestos a pagar más, el promedio de pago fue de alrededor de \$8.0 mensuales. Se encontró una relación entre disposición al pago y nivel de ingreso (Oaxaca-Torres, 1997). Por otra parte, en el entonces Distrito Federal, Montes de Oca (2007) estimó la disposición a un mayor pago por el servicio de agua entubada y encontró una relación significativa entre nivel de ingreso, consumo de agua y disposición a un aumento de pago por el servicio. El grupo de menor ingreso y con menos consumo manifestó su disposición a pagar un poco más del triple de su pago actual; el de ingreso medio y consumo medio, cerca de cuatro veces su pago actual; y el de mayor ingreso y mayor consumo señaló estar dispuesto a pagar un poco más de cinco veces de lo que gasta en la actualidad.

En 2013, el Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX) aplicó una encuesta en las 16 delegaciones para conocer la percepción de los ciudadanos sobre la calidad del servicio y atención de SACMEX, su disposición a un aumento de tarifa y sus hábitos de consumo. Este estudio reporta los hallazgos principales de dicha encuesta, así como los resultados de análisis adicionales, los cuales pueden resultar útiles para el diseño de estrategias de SACMEX y de otros organismos operadores de agua del país.

Objetivos

- Conocer la percepción de los habitantes del Distrito Federal con respecto a la calidad del servicio, su costo y su opinión sobre SACMEX, como organismo operador del servicio.
- Identificar cuáles son las áreas que determinan la percepción que tienen los ciudadanos sobre SACMEX.
- Determinar si existe una disposición al aumento de tarifas.
- Identificar si la calidad del servicio de agua entubada es igualitaria entre delegaciones y entre niveles socioeconómicos.

Método

Se elaboró un cuestionario con seis secciones:

- a) Perfil sociodemográfico del entrevistado: edad, sexo, escolaridad, ocupación y nivel socioeconómico.
- b) Condiciones de abastecimiento de la vivienda: fuente de abastecimiento, presencia de infraestructura de almacenamiento, limpieza de la misma, presencia de medidor.
- c) Percepción sobre el servicio de agua entubada: continuidad, calidad del agua, frecuencia de escasez.
- d) Pago puntual: si el servicio se paga a tiempo. En caso negativo, causas del retraso. Disposición a pago puntual si se les otorga un incentivo de 5% de descuento en el monto facturado.
- e) Disposición a un aumento de la tarifa. Si (1) se mantiene el servicio en sus condiciones actuales; (2) se mejora; (3) se informa previamente al entrevistado sobre el bajo costo del agua en la Ciudad de México en comparación con otras urbes del país.
- f) Percepción sobre SACMEX en cuanto a abastecimiento, atención a usuarios, campañas de concienciación, calidad del agua, atención de fugas, alcantarillado y drenaje.

La encuesta se aplicó en las 16 delegaciones de la Ciudad de México. Se seleccionó la muestra de 3 000 viviendas, mediante un muestreo probabilístico, polietápico aleatorio estratificado. En 11 delegaciones se escogieron 100 áreas geoestadísticas básicas (AGEB), en cada una de las cuales se aplicaron 10 cuestionarios. En las otras cinco delegaciones, por ser consideradas por SACMEX como prioritarias, se aplicó una sobremuestra, con 400 cuestionarios en cada una. En todos los casos, la entrevista fue con el jefe de familia de la vivienda o con una persona adulta que tuviera conocimiento sobre el pago del servicio del agua.

Para el análisis estadístico de los datos se utilizaron las siguientes pruebas: chi cuadrada, correlación de Spearman, análisis de varianza,

análisis de varianza de una vía, análisis de varianza factorial y regresión lineal múltiple.

Resultados

Variables sociodemográficas

Del total de entrevistados, 67% fue mujeres. Las edades se distribuyeron entre 18 y 95 años de edad, con una edad promedio de 48 años (DE = 14 años).

Sobre la escolaridad de los participantes, cerca de 70% contaba sólo con preparatoria, secundaria, primaria o no tenía estudios formales.

En cuanto a la ocupación de los participantes, más de la tercera parte se trató de amas de casa y alrededor de una quinta parte trabajaba por su cuenta. Incluyendo a las amas de casa, cerca de la mitad de los entrevistados no recibe un salario.

En el cuadro 1 se muestra la comparación entre la distribución de los niveles socioeconómicos de la encuesta realizada y la distribución de dichos niveles en la Ciudad de México de acuerdo con el índice de la Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión (AMAI, 2016), donde el nivel AB tiene todas sus necesidades cubiertas y es el único segmento que cuenta con recursos para invertir y planear para el futuro. El nivel C+ tiene todas sus necesidades cubiertas, sin embargo tiene limitantes para invertir y ahorrar para el futuro. El nivel D+ tiene cubiertas las necesidades de espacio y sanidad, y en el hogar cuenta con los enseres y equipos que le aseguran el mínimo de practicidad y comodidad. El nivel D tiene una vivienda propia, pero carece de la mayoría de los servicios y bienes satisfactorios. El nivel E carece de todos los servicios y bienes satisfactorios (AMAI, 2016).

Como se muestra en el cuadro 1, los niveles AB, C+, D y E están subrepresentados, mientras que el C y D+ están sobrerrepresentados.

En cuanto a las viviendas de los participantes, la gran mayoría vive en casa propia. De igual manera, 82% vive en casa independiente; 13%, en edificio y 5%, en una vecindad.

Características del abastecimiento de agua potable en las viviendas

La gran mayoría de los entrevistados cuenta con el servicio de agua potable entubada (96%), mientras que 3% complementa este servicio con agua de pipa y 1% obtiene el agua de tomas comunitarias. Por otra parte, sólo un 4% de las viviendas carece de estructuras de almacenamiento, siendo los tinacos las más comunes (84% de las viviendas), seguido por las cisternas (44%). Sólo la mitad de los entrevistados limpia las cisternas cada seis meses. El resto lo hace con menor frecuencia, incluyendo nunca (6%).

El 82% de las viviendas recibe agua todos los días; 10%, cada tercer día; el restante, dos veces por semana o menos. Sin embargo, más de la mitad de los entrevistados considera que el agua que llega a su casa escasea, ya sea ocasionalmente (30%) o con mucha frecuencia (27%).

Con respecto a la atención de fugas, de acuerdo con los participantes, sólo la mitad expresó que éstas se reparan en menos de una semana a partir del reporte y 21% señaló que la fuga no se había arreglado hasta el momento de la encuesta.

Por otra parte, a pesar de que casi tres cuartas partes perciben la calidad del agua entubada como excelente o buena, 86% compra agua embotellada, invirtiendo en ello, en promedio, \$191.00 al mes. Las razones principales por las que no beben agua de la llave son el color, en primer lugar; el olor, en segundo, y el sabor, en tercero.

Al preguntarles por las campañas de comunicación, sólo 30% recordaba alguna referente al tema del agua.

Pago puntual del servicio

En cuanto a la medición de consumos y pago por el servicio, 91% de los informantes tiene medidor que funciona. Tres cuartas partes de ellos afirman pagar su recibo a tiempo y del restante las causas principales para no hacerlo es la falta de dinero, seguida por la falta de tiempo. De las personas morosas, 73% señaló que pagarían a tiempo si existiera un incentivo económico por dicha conducta.

Disposición a un mayor pago

Cuando se preguntó a los entrevistados si estarían dispuestos a pagar más por mantener el servicio como está, sólo 13% contestó de modo afirmativo, correspondiendo estas respuestas principalmente al nivel socioeconómico C (49%, en contraste con 30% de los entrevistados de la muestra que pertenecía a este sector); la mayoría señaló estar dispuesta a pagar entre 50 y 100 pesos más al bimestre. Cabe mencionar que un 13% señaló que preferiría pagar menos de lo que paga en la actualidad.

El porcentaje de las personas dispuestas a pagar más por el servicio aumentó a 22% cuando se les preguntó si estarían dispuestos a pagar más si el servicio mejorara. Este porcentaje subió en 2% cuando se les informó que en la Ciudad de México las cuotas son inferiores al resto del país.

Cuadro 1. Comparación entre la distribución de niveles socioeconómicos de la encuesta de SACMEX y la distribución de acuerdo con AMAI (2016).

Nivel socioeconómico	Distribución real (%)	Encuesta SACMEX (%)
AB	6.8	4.8
C+	14.2	13.2
C	17.0	35.0
D+	18.5	29.0
D	21.4	16.8
E	5	0.9

En cuanto al destino del pago adicional, el que tuvo mayor frecuencia de respuesta fue el mejoramiento de la calidad del agua para que se pudiera beber (49%), seguido de una mayor atención de fugas (22%) y un incremento de la cobertura del servicio y presión (18%).

Comparación del servicio de agua potable con otros servicios de la vivienda

Importancia del servicio

Con el propósito de valorar la importancia que se le da al servicio de agua potable, se pidió a los participantes que ordenaran diversos servicios, incluyendo el de agua potable, de acuerdo con su importancia. Después se hizo un análisis de frecuencia ponderada, en el cual se determinó que el servicio que se percibe como más importante es el gas, seguido del agua y, el menos importante, la televisión de paga (figura 1).

Costo

Se pidió a los informantes que ordenaran los servicios en relación con su costo, así como que

señalaran cuál es el monto que pagan por cada uno, a fin de establecer si el pago corresponde con su percepción del mismo. No se encontró correspondencia entre ambos factores. Por ejemplo, el teléfono celular se ordena como el servicio más económico, pero su porcentaje del gasto de servicios mensuales es mayor que el del agua, la TV de paga y el teléfono. El agua, cuyo costo es el más bajo de todos (\$196.00 al mes, en promedio), es considerado más costoso que el teléfono celular y el transporte, cuando el gasto en ambos servicios es superior al del agua (figura 2).

Calidad del agua

Se encontraron diferencias significativas entre delegaciones en cuanto a la percepción de la calidad del agua que reciben ($X^2 = 635.55$; $p = 0.000^{**}$). Se puede observar que la delegación que mejor evalúa la calidad del agua es Tlalpan, mientras que la que peor lo hace es Iztapalapa (cuadro 2).

También se comparó la calidad del agua percibida con el nivel socioeconómico de los participantes mediante la prueba X^2 y se encontró que existen diferencias estadísticamente

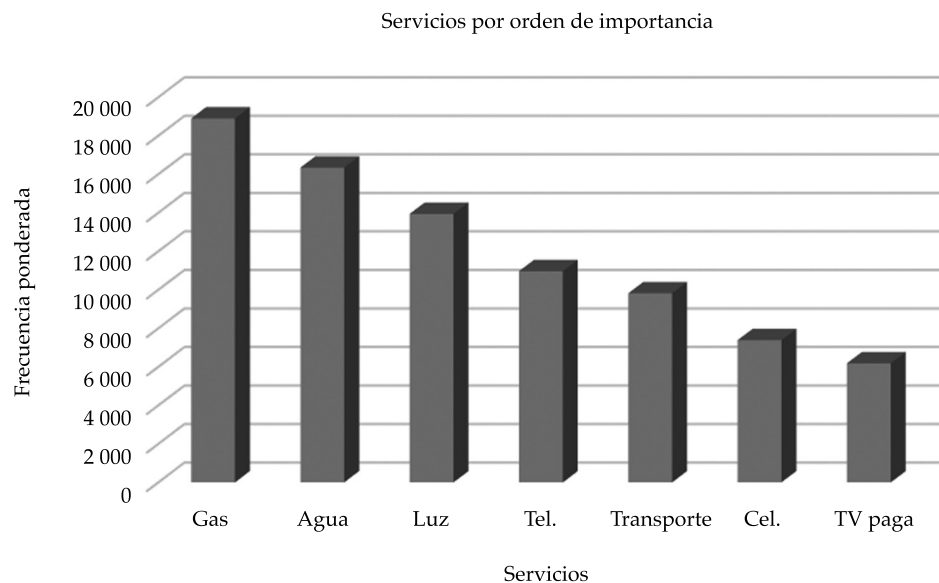


Figura 1. Orden de los servicios de acuerdo con su importancia.

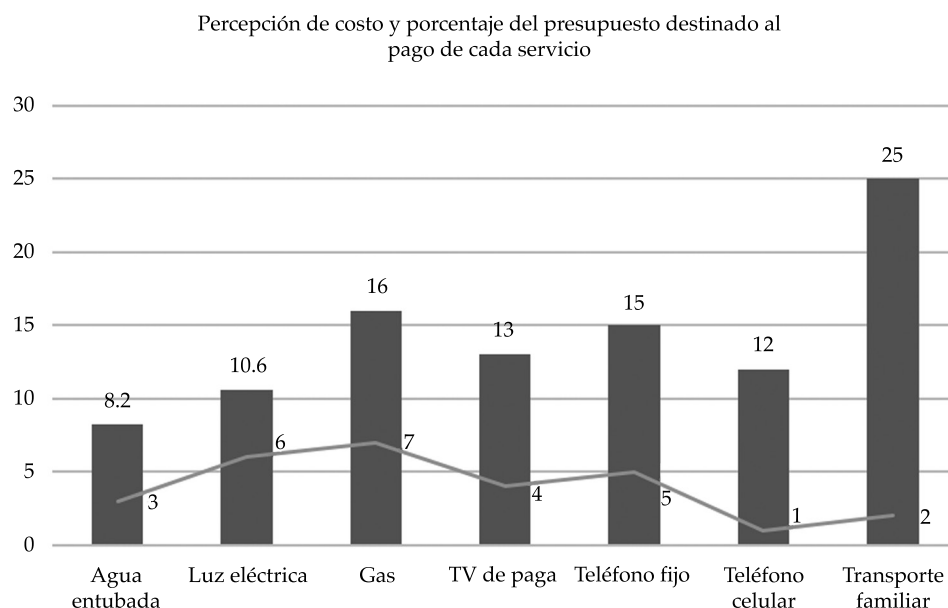


Figura 2. Servicios de acuerdo con el porcentaje del gasto mensual que se invierte en cada uno y a la jerarquización que hicieron los entrevistados del más barato al más caro, donde 1 es el que consideran más barato y 7, el más caro.

significativas en la percepción de la calidad del agua entre los diferentes niveles socioeconómicos ($X^2 = 59.977$, $p = 0.000^{**}$). Entre más alto es el nivel socioeconómico, su percepción del servicio es mejor (cuadro 3).

En contraste, no se encontraron diferencias cuando se comparó la calidad percibida del agua con si se conoce el nombre del proveedor del servicio de agua, escolaridad de los participantes y tipo de vivienda.

Calificación a SACMEX

Se pidió a los participantes que calificaran el servicio de SACMEX en una escala de 0 a 10. Se compararon sus promedios por delegación mediante un análisis de varianza de una vía. Se obtuvo que hay diferencias estadísticamente significativas entre las mismas ($F(15:2195) = 15.769$, $p = .000^{**}$), donde Tlalpan es el sitio que mejor evalúa a SACMEX, con un promedio de 8.05, y Milpa Alta es el peor, con un promedio de 5.55 (cuadro 4).

Se analizó si existía una relación entre la calificación otorgada a SACMEX y el nivel de bienestar de cada delegación (Horbath-Corredor, 2002); no se encontró una correlación significativa. Se intentó, asimismo, determinar si las calificaciones bajas (con un valor de cuatro o menores) provienen de áreas geoestadísticas básicas (AGEB), con índices de marginación altos o muy altos de acuerdo con los datos del Consejo Nacional de Población (Conapo, 2010), pero se encontró que en más de 30% de las AGEB muestreadas existe una combinación de índices de marginación altos, medios y bajos, y que en sólo 9% de ellas el índice de marginación era exclusivamente alto o muy alto.

También se analizó si existían diferencias en la calificación para SACMEX con base en el nivel socioeconómico de los participantes mediante un análisis de varianza de una vía y se encontró que sí existen diferencias estadísticamente significativas ($F(5:2975) = 3.78$, $p = .002^{*}$). La calificación es mayor entre más alto es el nivel, excepto en el caso de los niveles

Cuadro 2. Percepción de la calidad del agua por delegación.

Delegación	Percepción de la calidad del agua	
	Excelente/buena (%)	Mala/pésima (%)
Tlalpan	95	5
Coyoacán	87	13
Miguel Hidalgo	85	5
Benito Juárez	85	5
Gustavo A. Madero	82	18
Xochimilco	80	20
Álvaro Obregón	79	21
Azcapotzalco	78	22
Magdalena Contreras	77	23
Cuajimalpa	76	24
Cuauhtémoc	73	27
Iztacalco	71	29
Milpa Alta	70	30
Venustiano Carranza	68	32
Tláhuac	51	49
Iztapalapa	30	70

Cuadro 3. Percepción de la calidad del agua de acuerdo con los niveles socioeconómicos.

Niveles socioeconómicos	Percepción de la calidad del agua	
	Excelente/buena (%)	Mala/pésima (%)
AB	80	20
C+	78	22
C	71	29
D+	70	29
D	62	38
E	62	38

Cuadro 4. Diferencias por delegación en la calificación a SACMEX.

Variable	Media Teórica	F	P
Calificación a SACMEX	5	$F(15;2\ 195) = 15.769$	0.000**

Cuadro 5. Promedio de calificación para SACMEX por delegación del Distrito Federal.

Delegación	Media	Desviación estándar
Azcapotzalco	6.91	1.904
Coyoacán	6.91	2.054
Cuajimalpa	7.10	2.182
Gustavo A. Madero	7.34	1.904
Iztacalco	7.19	2.063

Cuadro 5 (continuación). Promedio de calificación para SACMEX por delegación del Distrito Federal.

Delegación	Media	Desviación estándar
Iztapalapa	5.85	2.440
Magdalena Contreras	7.09	1.838
Milpa Alta	5.55	2.235
Álvaro Obregón	7.12	1.993
Tláhuac	6.39	2.193
Tlalpan	8.05	1.369
Xochimilco	7.11	1.702
Benito Juárez	7.03	1.916
Cuauhtémoc	7.05	1.658
Miguel Hidalgo	7.35	1.953
Venustiano Carranza	6.80	2.283

D y E, pues el nivel E califica más alto ($x = 6.85$) que el E ($x = 6.61$), como se muestra en los cuadros 6 y 7.

Mediante un análisis de varianza factorial se determinó si existen diferencias para la calificación a SACMEX de acuerdo con tres características del agua que reciben las personas: calidad, escasez y cantidad apropiada para satisfacer sus necesidades. Se determinó que existen diferencias estadísticamente significativas para cada uno de los efectos principales, es decir, las tres características del agua por sí mismas y para cada uno de los efectos de interacción (excepto en el caso de la calidad*la cantidad); esto es, las condiciones combinadas

de las variables. La calificación es mayor en la siguiente combinación: la percepción de la calidad del agua es positiva, el agua alcanza para satisfacer todas las necesidades y no se percibe escasez (cuadro 8).

La prueba post Hoc de Scheffe muestra que hay diferencias en todos los grupos.

Asimismo, se determinó si existe relación entre la calidad del agua y si la persona la bebe de la llave o la toma embotellada mediante la X^2 ; se encontró que existe una asociación entre la calidad percibida y si se bebe agua de la llave ($X^2 = 20.68$, $p = 0.002^*$).

De igual forma, se determinó si existe relación entre la calidad percibida y si creen que

Cuadro 6. Diferencias por nivel socioeconómico para la calificación a SACMEX.

Variable	Media teórica	F	P
Calificación a SACMEX	5	$F(5;2\ 975) = 3.78$	0.002*

Cuadro 7. Promedios de la calificación a SACMEX por nivel socioeconómico.

Niveles Socioeconómicos	Media	Desviación estándar
AB	7.14	1.933
C+	7.07	1.963
C	7.01	1.979
D+	6.82	2.181
D	6.61	2.336
E	6.85	1.994

beber agua de la llave es riesgoso para la salud; se encontró que también existe tal asociación ($X^2 = 53.353$, $p = 0.000^{**}$).

Predictores de la calificación otorgada a SACMEX

Para ver qué elementos tienen influencia sobre la calificación que las personas le dan a SACMEX, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple por pasos sucesivos, en el que se encontró un modelo significativo ($F(6:2970) = 609.32$, $p = 9.000^{**}$), que explica en 55% de la varianza de la calificación con los siguientes predictores:

Calificación para cada uno de lo siguiente: atención a usuarios, abastecimiento, calidad percibida del agua, atención a fugas, drenaje y campañas (cuadro 9).

En contraste, es importante señalar que en el análisis también se incluyó el monto destinado al pago del servicio del agua, pero no fue un predictor significativo de la calificación que los consumidores le otorgan a SACMEX.

Discusión

Este estudio representa la percepción de diversos segmentos de la población de CDMX: tanto asalariados como personas que no perciben ingresos; individuos de todos los niveles socioeconómicos y escolaridad, con una mayor concentración en niveles socioeconómicos bajos y con escasa escolaridad. Las edades se concentran alrededor de los 48 años, muy superior a los 26 años, edad media de la población mexicana, lo cual puede deberse a que cuando se realizaron las entrevistas, las personas más jóvenes se encontraban trabajando fuera del hogar.

El porcentaje de viviendas con servicio de agua potable de acuerdo con esta encuesta (99.0%) es mayor al que reporta el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, s.f.) para 2010 (97.5%), y lo colocaría como el más alto del país, junto con Aguascalientes (IMTA, 2016).

En cuanto a la continuidad del servicio, un 82% de los informantes manifiesta que recibe el

Cuadro 8. Diferencias en la calificación a SACMEX de acuerdo con las características del agua que se recibe.

Variable	Media teórica	F	P
Percepción de calidad	5	20.197	0.000**
La cantidad alcanza	5	1 385.765	0.000**
Escasez	5	10.731	0.000**
Calidad*cantidad	5	2.400	0.066
Calidad*escasez	5	24.792	0.000**
Escasez*cantidad	5	3.666	0.001**
Calidad*cantidad*escasez	5	3.412	0.002*

Cuadro 9. Predictores de la calificación que los consumidores le asignan a SACMEX.

Predictor	B	EE	β
Constante	3.257	0.165	
Calificación para abastecimiento	0.250	0.018	0.257**
Calificación para atención a usuarios	0.281	0.017	0.292**
Considera que la calidad del agua que recibe es	-0.515	0.043	0.158**
Calificación para atención de fugas	0.099	0.017	0.107**
Calificación para drenaje y alcantarillado	0.072	0.016	0.082**
calificación para campañas de concientización	0.047	0.014	0.056**

agua todos los días. Este porcentaje es superior en 30% a lo que se encontró a nivel nacional en el estudio realizado por Fernández-Villarreal *et al.* (2015). La percepción favorable de continuidad se contrapone con la percepción mayoritaria sobre la escasez del agua. Esto podría interpretarse como que se recibe diariamente el servicio, pero no durante las 24 horas. Por otro lado, cabe señalar que dado que casi la totalidad tiene tinaco, es muy difícil que perciban si el agua realmente les llega cada día. Sería conveniente investigar el porcentaje de las viviendas de la Ciudad de México que recibe el servicio las 24 horas del día.

Llama la atención que en la jerarquización de los servicios públicos, el gas ocupó el primer lugar. En la provincia de Huaraz, Perú, el organismo operador, en conjunto con el Gobierno de Alemania, realizó una encuesta similar, en la cual el servicio de agua potable quedó en primer lugar, antes que los servicios de electricidad, teléfono, limpieza, seguridad y alcantarillado (2006). Sin embargo, en dicho estudio no se incluyó el del gas. Habría que averiguar las causas de este hallazgo en la presente encuesta; se podría encontrar que el servicio del gas puede ser interrumpido por la falta de pago, lo cual no ocurre con el del agua en CDMX; que representa una inversión mayor que el agua, pues esta última tiene que ser complementada con agua embotellada, por lo que su peso específico disminuye, etcétera.

En cuanto a la percepción de la calidad del agua, ésta contrasta con la conducta de beber el agua del grifo, pues aunque de manera generalizada se considera que la calidad del agua es excelente o buena, sólo una sexta parte consume el agua del grifo. Es fundamental aclarar que difícilmente esta percepción está fundamentada en información técnica sobre la calidad del agua, pues los organismos operadores no suelen brindarla.

Por otra parte, resalta el hecho de que una parte importante de la población considera que la calidad del agua es buena siempre y cuando sirva para bañarse, cocinar, etcétera, y que lo “normal” es que el agua para beber sea la

embotellada. Sin embargo, existe otra parte que muestra su interés en beber el agua del grifo, al señalar que estaría dispuesta a pagar más por el servicio para poder hacerlo. Considerando que, en promedio, se paga cerca de \$200.00 al mes por el agua embotellada, podría existir una ventana para un aumento de tarifa si se articula con una mejora en la calidad del agua, que sea ampliamente informada a la población.

Diversos estudios, como el de Levallois *et al.* (1999), en Canadá, o el de IFEN, en Francia (IFEN, 2000), han encontrado que la causa principal del rechazo del agua del grifo son las características organolépticas. En el presente estudio se encontró que existe una relación entre la percepción del agua de la llave y la consideración de que es riesgosa para la salud, de manera similar a lo encontrado por la AWWA (1993). Como se señaló antes, esta percepción sobre el riesgo tampoco está sustentada en análisis técnicos de la calidad del agua.

Con lo que respecta al aumento de tarifas, existe una resistencia al mismo si el servicio se mantiene en las condiciones actuales. La disponibilidad a un ascenso se incrementa ante la condición de una mejora del servicio. Sin embargo, 13% manifiesta que le gustaría pagar menos del pago actual. Estos resultados contrastan con los de otros estudios, como el de Montes de Oca (2007), en el cual se concluyó que los hogares están dispuestos a pagar más por el servicio. Aunque la resistencia al pago no es tan elevada como la que se encontró en Perú (MIM 2011), es de esperarse que los usuarios se resistan al pago de un servicio que no consideran barato y que complementan con la compra de agua embotellada, por la cual pagan más que por el servicio de agua entubada. La relación que existe entre estos dos pagos queda manifiesta cuando se les pregunta a qué desearían que se invirtiera un aumento de tarifa y responden que a la mejora de la calidad del agua, lo cual, evidentemente, repercutiría en una disminución del gasto.

También es importante señalar que la disposición a pagar más se duplica cuando la condición es la mejora del servicio o cuando se informa al entrevistado sobre lo reducido del

monto, en comparación con el de otros lugares del país.

Así, como se señaló con anterioridad, para poder implementar un aumento de tarifas sería recomendable que previamente se invierta en mejorar el servicio. De igual manera, este resultado demuestra que proveer de información a los usuarios sobre la realidad sistema de agua potable puede ayudar a sensibilizarlos sobre la necesidad de una tarifa mayor.

Sobresale el hecho de que las personas con mayor disposición a pagar se concentran en el estrato socioeconómico C y no en los niveles socioeconómicos más altos. Es posible que esto se deba a la estructura tarifaria de SACMEX, en la cual los niveles socioeconómicos pagan más por m³ abastecido. Es posible, entonces, que se puedan aumentar las tarifas al estrato socioeconómico C, en la cantidad establecida por los entrevistados de entre 50 y 100 pesos al bimestre.

Por otra parte, además de la posibilidad de aumentar de tarifas, sería conveniente mejorar otras condiciones de SACMEX, que repercuten en una baja recaudación, como eficiencia física menor a 60%, y eficiencia de cobro (75%), así como el porcentaje de usuarios con pago a tiempo de alrededor de 40% (IMTA, 2016). En este sentido, de acuerdo con la Ley de Aguas del Distrito Federal, es posible suspender o restringir el servicio cuando se acredita el adeudo de dos o más boletas de pago. Además, según lo que los mismos usuarios manifestaron en este estudio, un incentivo económico podría fomentar el pago oportuno.

Destaca la percepción que se tiene sobre el pago del servicio. A pesar de que se tiene conciencia sobre su importancia y, de hecho, el servicio de agua entubada es el que tiene un costo menor entre los siete incluidos en el presente análisis, los entrevistados no lo perciben como barato. Sería conveniente efectuar campañas de comunicación para difundir el costo de proveer el servicio, contrastándolo con el monto que el consumidor paga por él. También es fundamental hacer hincapié en el agua como recurso gratuito y el abastecimiento como un

servicio que cuesta. Al respecto, destaca que la gran mayoría de los entrevistados no recuerda campañas de comunicación sobre el tema del agua. Hay una ventana de oportunidad para diseñar campañas con alto impacto sobre todos los temas mencionados.

Los consumidores están conscientes de todas las áreas que conforman el servicio que brinda SACMEX y la calificación que le otorgan al organismo operador está en función de su percepción sobre cada una de ellas, así como de la calidad del agua que reciben, su escasez y si es suficiente para satisfacer las necesidades. Es notable el hecho de que la gente es sensible no sólo a los aspectos que se refieren a su propio bienestar, sino también al impacto que el mal manejo pueda tener en otros o en el futuro. Lo anterior queda manifiesto por la importancia que le dan a la atención de fugas al calificar a SACMEX y también porque 22% de quienes están dispuestos a pagar más desearía que el dinero recaudado se invirtiera en la atención de fugas. Este es un tema pendiente para SACMEX, pues, como señala este estudio, la mitad de las fugas reportadas no se atiende con prontitud.

Llama la atención que, aunque la mayoría no está dispuesta a pagar más y no concibe al servicio como particularmente barato, la calificación que otorgan a SACMEX no depende de lo que pagan por el servicio. Esto significa que, aunque el económico es un factor relevante, existen otros que las personas perciben como prioritarios y deben ser atendidos.

Otro tema pendiente para SACMEX es la igualdad del servicio tanto entre delegaciones como entre niveles socioeconómicos, pues como lo muestra el estudio, la percepción difiere entre delegaciones y es más negativa conforme el nivel socioeconómico es más bajo. Cabe señalar que las diferencias entre las delegaciones no están relacionadas con el índice de bienestar de éstas, por lo que convendría realizar una investigación para indagar cuál es la causa de dichas diferencias.

Por otro lado, tampoco fue posible relacionar el valor de la calificación otorgada a SACMEX con el índice de marginación de las AGEB mues-

treadas en la encuesta. Lo anterior contrasta con lo reportado por Gunther (2010), en cuanto a la desigualdad en la distribución del agua, en donde las colonias más afectadas son aquellas con mayores niveles de marginación. Sin embargo, dicha autora se refiere principalmente a la falta de acceso al agua entubada. En este estudio, sólo 1% de las viviendas carece del servicio de agua entubada. De estos 16 casos, sólo tres corresponden a AGEB con índice de marginación alto.

Estudios de percepción como el presente pueden tener relevancia para la definición y evaluación de políticas públicas. Por ejemplo, de este estudio se desprende la necesidad de invertir en la mejora del sistema de abastecimiento de agua potable de la Ciudad de México, con el fin de fomentar la continuidad del servicio, la recuperación de caudales y mejorar la calidad del agua. Asimismo, es necesario diseñar estrategias de comunicación para mantener informada a la ciudadanía sobre la calidad del agua que llega a sus hogares y los costos de operación del servicio, con el objetivo de fomentar una cultura de pago oportuno. Por otra parte, se debe revisar la estructura tarifaria, pues existe una posibilidad de aumentar tarifas a la clase media. También se requiere atender la desigualdad en la prestación del servicio entre delegaciones y sectores socioeconómicos.

Conclusiones

- Aunque la cobertura de agua en la Ciudad de México es cercana al 100%, existe un déficit significativo en la continuidad del servicio.
- La mayoría de los encuestados consume agua embotellada, a pesar de considerar que el agua del grifo es de buena calidad.
- En promedio se invierten \$191.0 por vivienda al mes en la compra de agua embotellada. Este monto debe sumarse al pago por el servicio de agua entubada para conocer lo que los capitalinos están invirtiendo en este rubro, es decir, alrededor de \$390.00 al mes.

- La disponibilidad a pagar una tarifa más elevada es mayor si se ofrece mejorar el servicio o si se informa a la persona sobre lo reducido del monto actual.
- La desigualdad en la prestación del servicio se da de la siguiente manera:
 - Entre estratos sociales, siendo los más altos los que reciben el mejor servicio.
 - Entre delegaciones, donde el contraste más alto sobre la percepción de SACMEX se da entre Tlalpan y Milpa Alta, y el más alto en cuanto a la calidad del agua se presenta entre Tlalpan e Iztapalapa.
- La percepción que los usuarios tienen sobre SACMEX no comprende un solo factor, sino todos los ámbitos de trabajo del organismo operador, por lo cual es fundamental la mejora de todos ellos: atención a usuarios, abastecimiento, calidad del agua, atención a fugas, drenaje y campañas de comunicación.
- Los estudios de percepción como el presente pueden ser de ayuda para el diseño y la evaluación de políticas públicas para el abastecimiento de agua potable en México.

Referencias

- AWWA (1993). *Consumer Attitude Survey on Water Quality Issues*. Denver: American Water Works Association Research Foundation.
- Anggrahita, A. (2012). L'utilisation de l'eau domestique: perception et attitudes à Jakarta. *EchoGeo*, 22.
- Ayanhsola, A. M., Sule, B. F., & Salami, A. W. (2013). Evaluation of Willingness to Pay for Reliable and Sustainable Household Water Use in Ilorin, Nigeria, Ethiopian. *Journal of Environmental Studies and Management*, 6(Supplement 2013), 754-762.
- Asamblea Legislativa del Distrito Federal (2010). *Reforma Código Fiscal que modifica tablas de subsidio a tarifas por consumo de agua de uso mixto*. Recuperado de: <http://www.aldf.gob.mx/comsoc-aldf-reforma-codigofiscal-que-modifica-tablas-subsidio-tarifas-por-consumo-agua-uso-mixto-10278.html>.
- AMAI (2016). *Niveles socioeconómicos AMAI*. Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión. Recuperado de <http://nse.amai.org/nseamai2/>.
- BID (2011). *Latin America's Other Water Infrastructure*. Inter American Development Bank. Banco Interamericano de

- Desarrollo. Recuperado de <http://www.iadb.org/document.cfm?id=36984584>.
- Beal, C., Stewart, R. A., & Fielding, K. (2011). A Novel Mixed Method Smart Metering Approach to Reconciling Differences between Perceived and Actual Residential End Use Water Consumption. *Journal of Cleaner Production*, DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.09.007.
- Bitrán, D. (1999). *México: Inversiones en el sector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Serie Reformas Económicas, núm. 21. Santiago: CEPAL.
- Breuil, L. (2004). *Renouveler le partenariat public-privé pour les services d'eau dans les pays en développement*. Comment conjuguer les dimensions contractuelles, institutionnelles et participatives de la gouvernance? Thèse en Sciences de Gestion. Paris: ENGREF.
- Carr, G. M., & Rickwood, C. J. (2008). *Water Quality: Development of an Index to Assess Country Performance*. United Nations Environment Programme GEMS /Water Programme. Recuperado de <http://www.unep.org/gemswater/Portals/24154/pdfs/new/2008%20WQ%20Index%20development%20White%20Paper.pdf>.
- Celik, E., & Muhammetoglu, H. (2008). Improving Public Perception of Tap Water in Antalya City, Turkey. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 57(2), 109-113.
- Conagua (2012). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, DF: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAPDS-40-12.pdf>.
- CCA (2010). *La gestión del agua en las ciudades de México: evaluación de desempeño de organismos operadores de agua*. México, DF: Consejo Consultivo del Agua.
- Conapo (2010). *Índice de marginación urbana*. Colección Índices Sociodemográficos. México, DF: Consejo Nacional de Población.
- Contreras, H. (2006). *¿Cómo lograr la eficiencia de los organismos operadores? Más que eficiencia, nuevas reglas del juego*. Seminario de Medio Ambiente. Recuperado de http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgipea/2006_csea_pres_12_agua1.pdf.
- Cruz-Gutiérrez, V. (2014). *Modelo tarifario de agua potable en México: ventajas y debilidades*. AFD/DGT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Ministère des Finances et des Comptes Publics, Agence Française de Développement. Seminario "El financiamiento de los servicios públicos en América Latina". Recuperado de <http://www.afd.fr/jahia/webdav/site/afd/shared/PRESSE/Evenements/RENCONTRES%20DU%20DEVELOPPEMENT/Pr%C3%A9sentation%20Flor%20Virginia%20Cruz%20Guti%C3%A9rrez.pdf>.
- EEA (2013). *Assessment of Cost Recovery through Water Pricing*. Technical report 16. Copenhagen: European Environment Agency.
- González-Villarreal, F.J., Rodríguez Briceño, E., Padilla Ascencio, E., Lartigue Baca, C. (2015). Percepción del servicio y cultura del agua en México. *H₂O: Gestión del Agua*, 7, 20-25.
- Gunther, G. (2010). Entre el lucro y la desigualdad: los servicios de agua potable en el Distrito Federal. En: *Injusticia social, identidad e inequidad: Retos de la modernidad*. Pichardo-Hernández, H., & Hurtado Martín, S. (coord.). México, DF: MC Editores.
- Haro, J. M., Bolaños, A. Covarrubias, A., Nubes, G., Cabrera, A. Calderón, R., Grijalva, I. Hersch, G., Mada, J., Minjárez, L. B., Moreno, J. L., Noriega, L., Ramos, J. E., Santillana, M. (2009). *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)*. Tomo I. Informe final de investigación. Hermosillo, México: El Colegio de Sonora. Recuperado de: <http://www.slideshare.net/JESUSARMANDO HARO/informe-2009evaluacion-cofepris>.
- Horbath-Corredor, J. E. (agosto, 2002). El trabajo y la Ciudad de México: una revisión desde la geografía de las actividades productivas urbanas. *Revista Scripta Nova, revista electrónica de geografía y ciencias sociales*, 6(119)(55). Recuperado de <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn119-55.htm>.
- IFEN (2000). La préoccupation des Français pour la qualité de l'eau. *Les Données de L'Environnement*, 57, 1-4.
- IMTA (2016). *Programa de Indicadores de Gestión de Organismos Operadores*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de http://www.pigoo.gob.mx/index.php?option=com_wrapper&view=wrapper&Itemid=537.
- INEGI (s.f.). *Anuario de estadísticas por entidad federativa*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/aepef/2011/Aepef2011.pdf.
- Instituto Mexicano de la Competitividad (2014). *Guía para la creación de organismos metropolitanos de agua potable y saneamiento en México*. Recuperado de <http://imco.org.mx/wp-content/uploads/2014/03/AguaPotable.pdf>.
- Kamaludin, M., Rahim, K. A., Radam, A., & Yacob, M. R. (December, 2013). Improvements in Domestic Water Services in Kelantan: Are People Willing to Pay? *Journal of Sustainability Science and Management*, 8(2), 61-70.
- Levallois, P., Grondin, J., & Gingras, S. (1999). Evaluation of Consumer Attitudes on Taste and Tap Water Alternatives in Québec. *Water Science and Technology*, 40(6), 135-139.
- Marañón-Pimentel, B. (June, 2003). Potable Water Tariffs in Mexico City: Towards a Policy Based on Demand Management? *International Journal of Water Resources Development*, 19(2), 233-247.
- MIM (2011). *Libreta de Calificación Ciudadana*. Mejorando la Inversión Municipal. Recuperado de <http://mim.org.pe/mim/mimMoquegua>.

- Montes de Oca, G. (2007). *Agua: tarifas, escasez y sustentabilidad en las megaciudades. ¿Cuánto están dispuestos a pagar los habitantes de la Ciudad de México?* México, DF: Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal.
- OCDE (2015). *Water - The Right Price Can Encourage Efficiency and Investment*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. Recuperado de <http://www.oecd.org/env/resources/water-therightpricecanencourageefficiencyandinvestment.htm>.
- Oaxaca-Torres, J. (1997). *Estimación de la disposición a pagar por abasto de agua para el área metropolitana de Monterrey*. Tesis de Maestría. Monterrey, México: Facultad de Economía, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Rojas, R. (2007). *Programa de Educación Sanitaria y Ambiental. Programas de Rápido Impacto*. Cooperación República del Perú- República Federal de Alemania. Recuperado de <http://studylib.es/doc/137627/4.2-mensaje-de-la-campa%C3%B1a>.
- Romero-Lankao (2010). Water in Mexico City: What will Climate Change Bring to its History for Water-Related Hazards and Vulnerabilities? *Environment & Urbanization*, 22(1), 157-178.
- Soto-Montes de Oca, G., & Bateman, I. J. (2006). Scope Sensitivity in Households' Willingness to Pay for Maintained and Improved Water Supplies in a Developing World Urban Area: Investigating the Influence of Baseline Supply Quality and Income Distribution upon Stated Preferences in Mexico City. *Water Resources Research*, 42(7), DOI: 10.1029/2005WR003981, 2006.
- Tanellari, E., Bosch, D., & Mykerezzi, E. (2009). *On Consumers' Attitudes and Willingness to Pay for Improved Drinking Water Quality and Infrastructure*. Selected Paper prepared for presentation at the Agricultural & Applied Economics Association 2009. AAEA & ACCI Joint Annual Meeting, Milwaukee, Wisconsin, July 26-29, 2009. Recuperado de <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/49535/2/613666%20-%20Tanellari%2c%20Bosch%20and%20Mykerezzi2.pdf>.
- Vásquez, W. F., Mozumder P., Hernández-Arce J., & Berrens R. (2009). Willingness to Pay for Safe Drinking Water: Evidence from Parral, Mexico. *Journal of Environmental Management*, 90: 3391-3400.
- Vásquez, W.F., Trudeau, J., & Franceschi, D. (2011). Can User Perception Influence the Quality of Water Services? Evidence from León, Nicaragua. *International Review of Administrative Sciences*, 77(3), 481-503.
- Vincent, I. (2003). Le prix de l'eau pour les pauvres: comment concilier droit d'accès et paiement d'un service ? *Afrique Contemporaine*, 205, 119-134.
- Willis, R. M., Stewart, R. A., Panuwatwanich, K., Williams, P. R., & Hollingsworth, A. L. (2011). Quantifying the Influence of Environmental and Water Conservation Attitudes on Household End Use Water Consumption. *Journal of Environmental Management*, 92, 1996-2009, DOI:10.1016/j.jenvman.2011.03.023.

Dirección institucional de los autores

Dr. Fernando González-Villarreal

Director de PUMAGUA
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Circuito Escolar, Ciudad Universitaria,
Delegación Coyoacán
04510 Ciudad de México, México
fgv@pumas.iingen.unam.mx

Ing. Ramón Aguirre-Díaz

Director del Sistema de Aguas de la Ciudad de México
Nezahualcóyotl 109, Col. Centro, Delegación Cuauhtémoc
06080 Ciudad de México, México
Teléfonos: +52 (55) 5728 0000 y 5654 3210
ramón.aguirre@sacmex.gob.mx

M.C. Cecilia Lartigue

Coordinadora ejecutiva de PUMAGUA
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Circuito Escolar, Ciudad Universitaria,
Delegación Coyoacán
04510 Ciudad de México, México
clartigueb@iingen.unam.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad

• Carlos Andrés Peña-Guzmán* •

Universidad de Alicante, España/ Universidad Santo Tomás, Colombia

*Autor para correspondencia

• Joaquín Melgarejo • Daniel Prats •

Universidad de Alicante, España

Resumen

Peña-Guzmán, C. A., Melgarejo, J., & Prats, D. (noviembre-diciembre, 2016). El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 57-71.

Conocer los componentes y el comportamiento del ciclo urbano del agua permite gestionar de manera adecuada los recursos ambientales y económicos de una ciudad, pues este concepto integra elementos hidrológicos, hídricos, de abastecimiento, de distribución, uso del agua, de recolección, tratamiento y reutilización. En Bogotá, las tasas de crecimiento poblacional y geográfico aumentan de manera acelerada, a tal punto que el ciclo urbano del agua cada vez adquiere mayor importancia para administraciones públicas, privadas y para los habitantes debido a la búsqueda de fuentes de abastecimiento, a la ampliación de la infraestructura de saneamiento básico y al aporte de contaminantes a ríos. Con base en lo anterior, este artículo ofrece un diagnóstico del estado actual de los componentes del ciclo urbano del agua en Bogotá, además presenta diferentes retos que tiene la ciudad para un futuro ambiental, social y económico sostenible.

Palabras clave: ciclo urbano del agua, desarrollo urbano sensible al agua, gestión sostenible del agua urbana.

Abstract

Peña-Guzmán, C. A., Melgarejo, J., & Prats, D. (November-December, 2016). The Urban Water Cycle in Bogotá, Colombia: Current Status and Challenges for Sustainability. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 57-71.

Understand the components and the behavior of the Urban Water Cycle is useful to management the environmental and economic resources of a city. This concept integrates hydrological, water supply, distribution, water use, water pollution, harvesting, treatment and reuse. In Bogotá the rates of population and geographic growth are going to accelerated pace, to the point that the urban water cycle is gaining greater importance in public and private administrations, because is necessary search new sources of water supply, extension of basic sanitation infrastructure and the control of pollutants in Bogotá's rivers. According to the above, this paper presents an analysis of the current state of the components of the urban water cycle in Bogotá, additionally presents different challenges facing the city for sustainable environmental, social and economic future.

Keywords: Sustainable urban water management, urban cycle water, water sensitive urban design.

Recibido: 10/07/2015

Aceptado: 28/04/2016

Introducción

Uno de los conceptos más empleados en la gestión integral de los recursos hídricos es el ciclo del agua, el cual describe el movimiento y cambio del agua en la Tierra. Sin embargo, este ciclo ha venido variando en sus componentes y magnitudes, principalmente por el crecimiento acelerado de las áreas urbanizadas y las poblaciones que las habitan (Anderson, 2003; Niemczynowicz,

1999). Estos cambios han incluido dentro del ciclo la inclusión del servicio de prestación de agua y los usos que se le da en áreas urbanas, como suministro de agua potable, drenaje de agua de lluvia y residuales, y manejo y tratamiento de las aguas. Por tal motivo, el ciclo en estos suelos urbanizados comienza a tener interacciones más complejas y una retroalimentación entre los diferentes sistemas existentes (McPherson, 1973; Sonnen, 1974; Urich & Rauch, 2014).

Este enfoque ha venido tomando históricamente mayor fuerza e importancia y hoy en día es conocido como el *ciclo urbano del agua* (CUA), en el cual se integran elementos hidrológicos, hídricos, de abastecimiento, distribución, uso del recurso, recolección, tratamiento y reutilización, a través de rangos y escalas. Esta visión de integración va más acorde con las condiciones y retos actuales que demandan el manejo y la gestión integral de los sistemas urbanos (Rauch et al., 2002). Asimismo, proporciona buenas bases conceptuales y unificadoras para estudios de balance hídrico, conservación de fuentes hídricas, captación eficiente de agua potable, desarrollo óptimo en la infraestructura de agua potable y saneamiento, minimización de descargas de aguas residual, manejo de la cantidad y calidad del agua de lluvia, generación de un ambiente sostenible, y beneficios sociales y económicos (Bach, Rauch, Mikkelsen, McCarthy, & Deletic, 2014; Hardy, Kuczera, & Coombes, 2005; Marsalek et al., 2008; Mitchell, Mein, & McMahon, 2001; Mitchell, 2006a; Wong, 2006a).

De acuerdo con lo anterior, el presente artículo mostrará un diagnóstico del estado actual del ciclo urbano del agua en la ciudad de Bogotá y planteará una discusión sobre las necesidades que se tienen dentro del mismo para la gestión del recurso hídrico de la ciudad, para lo cual se dividirá en dos secciones: la primera describirá el estado actual del CUA; la segunda planteará una discusión sobre las necesidades que se tienen dentro del CUA para la gestión integral del recurso hídrico, teniendo como referencia dos ejes del desarrollo urbano sensible del agua: a) conservación del agua para abastecimiento y b) gestión de los sistemas de drenaje pluvial.

Bogotá

Bogotá es la capital de Colombia y el centro urbano más grande del país. Ubicada en la cordillera oriental de los Andes, a una altura de 2 630 metros sobre el nivel del mar, cuenta con un área total de 163 574 hectáreas (ha), distribuidas en 12 localidades urbanas, una rural y

siete más que poseen áreas urbanas y rurales de forma simultánea, como se ve en la figura 1. A pesar de poseer el territorio urbanizado más extenso en el ámbito nacional, sólo abarca 23.49% del área total. Limita al norte con el municipio de Chía; al oriente, con los cerros orientales y los municipios de la Calera, Choachí, Ubaque, Chipaque, Ure y Gutiérrez; al sur, con los departamentos del Meta y Huila; y al occidente, con el río Bogotá y los municipios de Cabrera, Venecia, San Bernardo, Arbeláez, Pasca, Sibate, Soacha, Mosquera, Funza y Cota (Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaría Distrital de Ambiente, & Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2008).

El 99.92% de la población de Bogotá habita en el área urbana, la cual se aproxima a más de ocho millones de habitantes, lo que representa más de 17% de la población nacional. Económicamente genera 26% del Producto Interno Bruto del país (Ivanova & Sarmiento, 2013) y, al mismo tiempo, tiene la mayor plataforma empresarial, con más de 300 mil empresas. Hidrográficamente está compuesta por las cuencas media del río Bogotá, la cuenca alta del río Sumapaz y la cuenca alta del río Blanco (Alcaldía Mayor de Bogotá et al., 2008).

Estado actual del ciclo urbano del agua

Esta primera parte describe la infraestructura y el servicio de los sistemas de abastecimiento de agua potable y saneamiento de aguas pluviales y residuales, los consumos de agua por los diferentes usuarios en cada uno de los usos del suelo, el sistema de tratamiento de aguas residuales y las condiciones de calidad de los ríos de Bogotá. Para este diagnóstico se empleó información suministrada por la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá y la Secretaría Distrital de Ambiente; una ventana temporal de 10 años (2004-2014), exceptuando el análisis de la calidad de los cuerpos de agua, pues la información se encuentra disponible desde 2007 hasta 2013. La totalidad de la información fue brindada por las entidades públicas encargadas de la administración del recurso

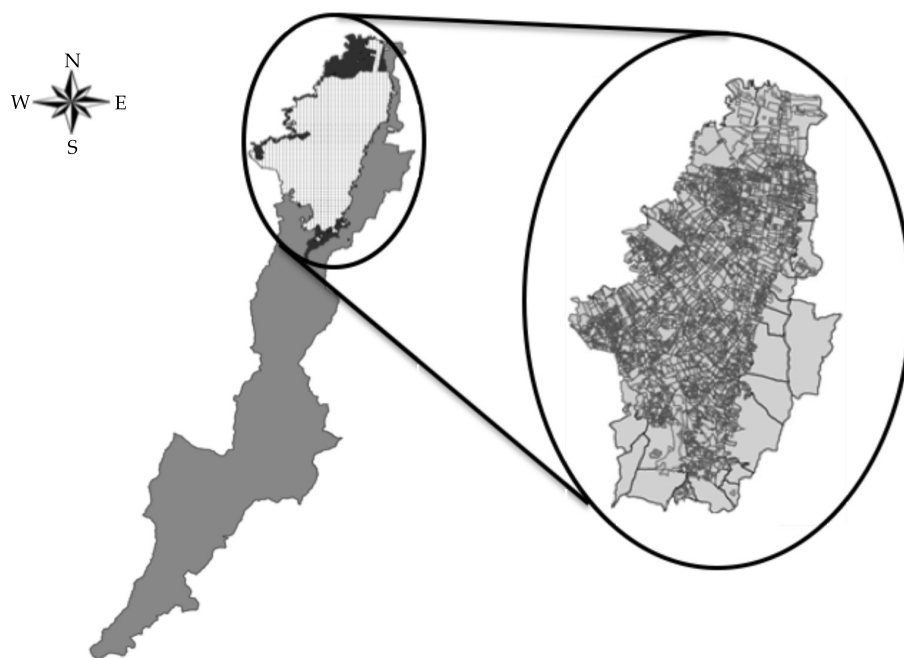


Figura 1. Área urbana de Bogotá.

hídrico, y documentos técnicos y académicos especializados en los componentes del ciclo urbano del agua.

Sistema de abastecimiento de agua potable

Suministro de agua potable por fuentes superficiales

El suministro de agua en la ciudad de Bogotá se lleva a cabo por la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá (EAB), la entidad pública más antigua e importante de la capital. El nivel de cobertura de abastecimiento de agua potable es de 100% de la población, con un caudal medio diario de 9 m³/s; además, la EAB abastece 10 municipios aledaños a Bogotá por venta de agua en bloque, con un caudal medio diario de 6 m³/s (Chía, Cajicá, Sopó, La Calera, Tocancipá, Funza, Madrid, Mosquera, Soacha y Gachancipa).

Las fuentes de suministro principal se dan en ríos, quebradas y embalses, lo que históricamen-

te ha llevado a un incremento progresivo de la intervención de cuencas periféricas a la ciudad y otras cuencas del territorio nacional, para satisfacer el crecimiento de la población de la urbe (Colmenares-Faccini, 2007). Estas fuentes abastecen a tres sistemas principales (Tibitoc, Chingaza y La Regadera), como se puede ver en la figura 2, los cuales poseen cuatro plantas de tratamiento de agua potable (PTAP), y presentan una capacidad instalada de 27.5 m³/s, donde sólo se demanda un 53% de la capacidad instalada.

Sistema Chingaza

Chingaza es una de las reservas ecológicas más importantes del mundo, caracterizada por ser un ecosistema de Páramo. Se localiza al nororiente de la ciudad, en la parte alta de la cordillera oriental. Dentro del sistema se construyó un sistema de captación, que incluye el embalse de Chunza, con una capacidad de 20 millones de m³, cuya función es la regulación de caudal del río Guatiquía, que pertenece a la cuenca del

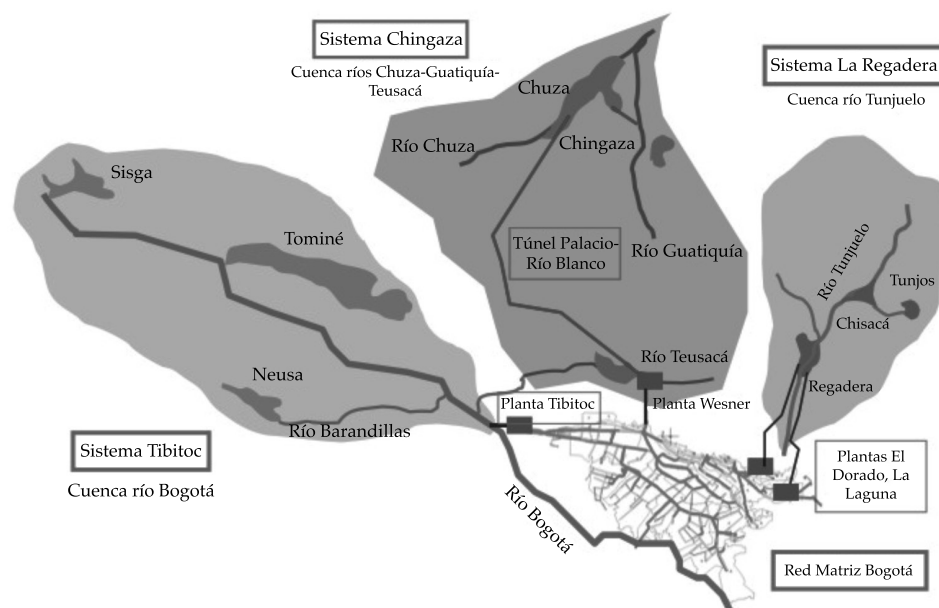


Figura 2. Sistema de abastecimiento de agua de Bogotá.

Fuente: Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá, 2012.

Orinoco, lo cual implicó el primer transvase de aguas (Colmenares-Faccini, 2007).

El agua es tratada por la PTAP Francisco Wiesner, ubicada en el municipio de la Calera, al oriente de la ciudad. Su capacidad es de $18 \text{ m}^3/\text{s}$, pero en la actualidad se encuentran operando sólo $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Esta planta es la más importante para la ciudad, al aportar 61.68% del agua potable de la misma.

Sistema La Regadera

Este sistema, localizado al sur de la ciudad, está compuesto por dos embalses (La Regadera y Chisacá), que regulan y almacenan el caudal del río Tunjuelo y sus afluentes, como el Curubital y Mugroso. Dentro de éste se encuentran dos plantas de tratamiento: La Laguna y el Dorado.

La planta La Laguna se localiza junto al antiguo pueblo Usme y cuenta con una capacidad de producir hasta $0.45 \text{ m}^3/\text{s}$. En la actualidad sólo se emplea en condiciones de contingencia. En cuanto a la planta El Dorado, fue construida y puesta en servicio en el segundo semestre de

2001, lo que la convierte en la planta más moderna del conjunto de sistemas de tratamiento de la ciudad, pues su operación es totalmente automatizada y monitoreada por un sistema de supervisión, que permite el control en tiempo real del comportamiento de todas sus variables físicoquímicas y bacteriológicas.

En cuanto al suministro por agua subterránea, este recurso no puede considerarse como una fuente potencial para abastecer a la población de Bogotá debido a que la recarga de los acuíferos es de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ y el orden de extracción es de la misma magnitud (Bogotá, Alcaldía Mayor, Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente, 2000), lo que significaría que un aumento en la extracción no permitiría la recarga del mismo.

Suministro de agua potable por fuentes subterráneas

El uso de las aguas subterráneas en Bogotá es relativamente bajo, comparado con las fuentes superficiales, debido a que el volumen de agua

concesionado está entre los 8 y 9 Mm³ al año. Se ha podido estimar que un 55% del agua subterránea se emplea para usos industriales; 39%, en usos múltiples; 3%, en agrícolas; 2%, en sectores residenciales, y 1% en otros sectores (IDEAM, 2015). De forma temporal, las concesiones han sufrido variaciones en su comportamiento. De 2000 a 2005 hubo una disminución en más de 1 Mm³; de 2005 a 2007 aumentó el consumo en más de 2 Mm³; de 2007 a 2013 el volumen concesionado bajó con reducciones de 2 Mm³. Estas diferencias se deben principalmente a la no renovación de las concesiones de aguas subterráneas, y al sellamiento temporal o definitivo por parte de la autoridad ambiental.

Consumo

En la actualidad, el consumo per cápita de agua en Bogotá es de 98.2 l/hab.día, lo que es relativamente bajo, si se compara con otras capitales del mundo y ciudades con menores habitantes en Colombia. Este consumo es fun-

ción del número de usuarios existentes y del costo de la tarifa, para lo cual se ha planteado fraccionar a la ciudad en los siguientes usos del suelo: industrial, comercial, oficial, especial y residencial. Además, este último uso se diferencia socioeconómicamente en seis estratos, donde los más altos pagan un precio más elevado por el mismo servicio que los más bajos, a los que subsidian (Mallarino, 2008).

En la figura 3 se pueden observar los valores de consumos y número de usuarios existentes durante el periodo de evaluación, donde se logra identificar que el mayor número de usuarios se presenta en el uso residencial, con más de 95% de los usuarios registrados en Bogotá, y representando 78.74% del consumo total de agua.

Los estratos 2 y 3 consumen 50% del agua en Bogotá, ya que solamente estos dos aportan más de 60% del número de usuarios existentes. Este crecimiento se puede asociar con dos factores: el primero se da por la búsqueda de estratos económicos en materia de servicios; el segundo

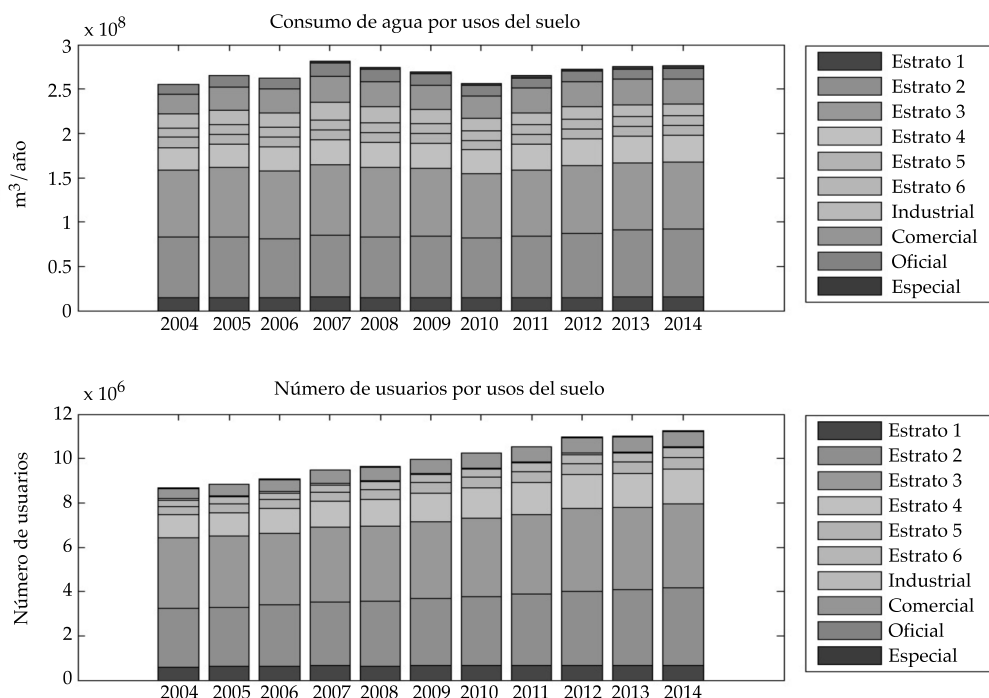


Figura 3. Consumo y número de usuarios de agua potable por uso.

es el fortalecimiento de la infraestructura vial, comercial, educativa, etcétera, que se ha llevado a cabo en estas zonas.

En segundo lugar de usuarios está el sector comercial, con un 6.2% y un consumo de 10%. Lo interesante en este valor es que duplica a los estratos 1, 5 y 6, y a los usos industrial y oficial. En tercera posición se ubica el sector industrial, con un porcentaje de usuarios de 0.51%, pero con consumos de 5.8%; sin embargo, para los periodos comprendidos entre 2012 y 2014, el volumen de agua ha decaído por la disminución de empresas de gran tamaño en la ciudad, las cuales se han trasladado a lugares periféricos de la misma. Por último, están los usos oficiales con 0.17% de usuarios y 4.65% en consumo, y el uso especial con menos de 1% tanto en consumo como en usuarios.

Sistemas de saneamiento en Bogotá

El sistema de alcantarillado público en la ciudad de Bogotá da inicio en 1900 y su crecimiento continúa hasta la fecha con un porcentaje de cobertura superior al 90%. En la actualidad se cuenta con una gran variedad de infraestructuras, como estaciones de bombeo, redes de saneamiento, colectores, canales, boxes y una planta de tratamiento de aguas residuales.

Dicho sistema está dividido en tres cuencas sanitarias, como se observa en la figura 4, las cuales llevan el nombre de los tres grandes ríos que atraviesan a Bogotá: Salitre, Fucha y Tunjuelo (Rodríguez *et al.*, 2008). Dentro de estas cuencas existen un total de 65 subcuencas menores, que están divididas en 49 subcuencas sanitarias y 16 subcuencas pluviales (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2011).

Cuenca Salitre

Esta cuenca recoge las aguas pluviales y sanitarias de la subcuenca del río Torca y la cuenca del río Salitre, cubriendo la parte norte de la ciudad desde la calle 200 hasta la calle 26 y desde los cerros orientales hasta el río Bogotá, cubriendo

un área de 11 883.57 ha para aguas residuales y 16 863.68 ha para agua de lluvia (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2011).

La cuenca tiene en su parte central un sistema de alcantarillado combinado, con un total de 33.5 km², proveniente de las subcuencas Arzobispo, Sears, Las Delicias, La Vieja, río Negro y río Nuevo. Por otra parte, es la cuenca más desarrollada en infraestructura, ya que posee en la actualidad la única planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad, denominada El Salitre.

La subcuenca del Torca es un canal que posee una longitud de 4.24 km. Nace en los cerros orientales y desemboca en el humedal Torca-

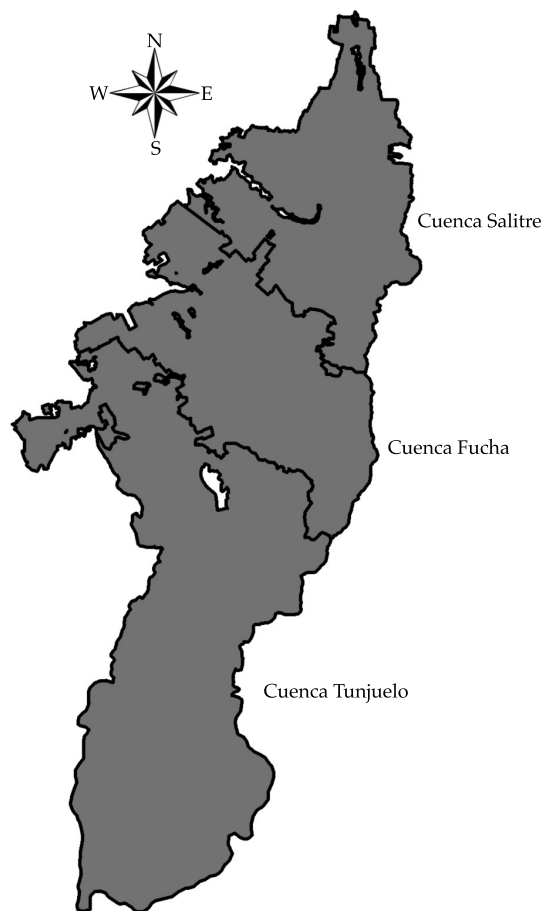


Figura 4. Esquema general de las cuencas de drenaje sanitario de Bogotá.

Guaymaral. Su área de drenaje es de 2 078 ha. El sistema de alcantarillado de esta subcuenca se divide en tres subcuencas inferiores: El Cedro, San Cristóbal y Serresuela (González, 2011).

Cuenca Fucha

Esta cuenca se localiza en la zona centro-sur de la ciudad. Sus aguas drenan por el norte desde los límites de la cuenca del río Salitre; por el suroriente recibe las aguas desde el barrio Santa Inés, San Blas; recolecta las aguas del interceptor Sur desde el Barrio San Benito y por el occidente con las aguas drenadas del interceptor Kennedy, para un total de área de 14 024.61 ha para aguas residuales y 3 824.67 ha para agua de lluvia (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2011).

Se caracteriza por contar con la mayoría de industrias de la ciudad, las cuales incluyen tintorerías, curtiembres, sectores alimentarios, metalmecánica y químicos, además cuenta en su parte oriental con un sistema de alcantarillado combinado, con un total de 40.5 km²; sin embargo, no son claros los límites entre los sistemas combinados y separados en esta cuenca (González, 2011).

Asimismo, existe un pondaje al final de esta cuenca. Tiene una capacidad de almacenamiento de un millón de m³ y un área aproximada de 13 ha. Su principal función es interceptar los picos de agua combinada de la cuenca, que finalmente son entregados al interceptor Fucha-Tunjuelo (González, 2011).

Cuenca Tunjuelo

Esta cuenca se ubica al sur de la ciudad, captando las aguas que drenan por el sur desde los límites de la cuenca del río Fucha. Se caracteriza por ser una zona altamente rural y residencial, y por ser la única cuenca sanitaria completamente separada. El área total es de 21 956.69 ha de aguas residuales y 62 606.85 ha para agua de lluvia (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2011).

A pesar de la existencia de estas áreas de drenaje, es la cuenca con más baja cobertura, pues sobre la cuenca existen grandes problemas sociales, como áreas invadidas por diferentes sectores sociales, que da como resultado la creación de barrios ilegales y extrema pobreza.

Planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre

La planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) El Salitre inició su construcción en 1997 y entró en funcionamiento en 2000. Se ubica en la desembocadura del río Salitre con el río Bogotá y actualmente sólo cuenta con un tratamiento primario y capacidad de tratamiento de 4 m³/s. Esta planta recibe las aguas residuales de unos 2 200 000 habitantes del área norte del distrito capital, pertenecientes a la cuenca del Salitre, lo que representa un 25% de las aguas residuales de la ciudad (Rojas, De Meulder, & Shannon, 2015). Por cumplimiento normativo, la PTAR tiene un porcentaje de remoción de la DBO de 40% y de los SST de 60%, como se observa en la figura 5.

La administración nacional se ha visto obligada a proponer la ampliación sobre esta planta a 8 m³/s y un sistema de tratamiento secundario; por otro lado, deberá construir la PTAR Canoas, que tratará las aguas residuales de las cuencas Fucha y Tunjuelo de Bogotá. Esta planta se contempla con una capacidad de 12 m³/s mediante un sistema de lodos activados.

Fuentes hídricas superficiales

Las fuentes hídricas superficiales de la ciudad están compuestas principalmente por quebradas, ríos, lagos y humedales naturales, empleadas en su gran mayoría como fuentes receptoras de las descargas de aguas residuales de la ciudad, lo que ha generado un cambio muy drástico en las condiciones de calidad hídrica de los cuerpos de agua, haciéndoles perder capacidades de potenciales usos. Sin embargo, algunos son usados por sectores industriales y agrícolas.

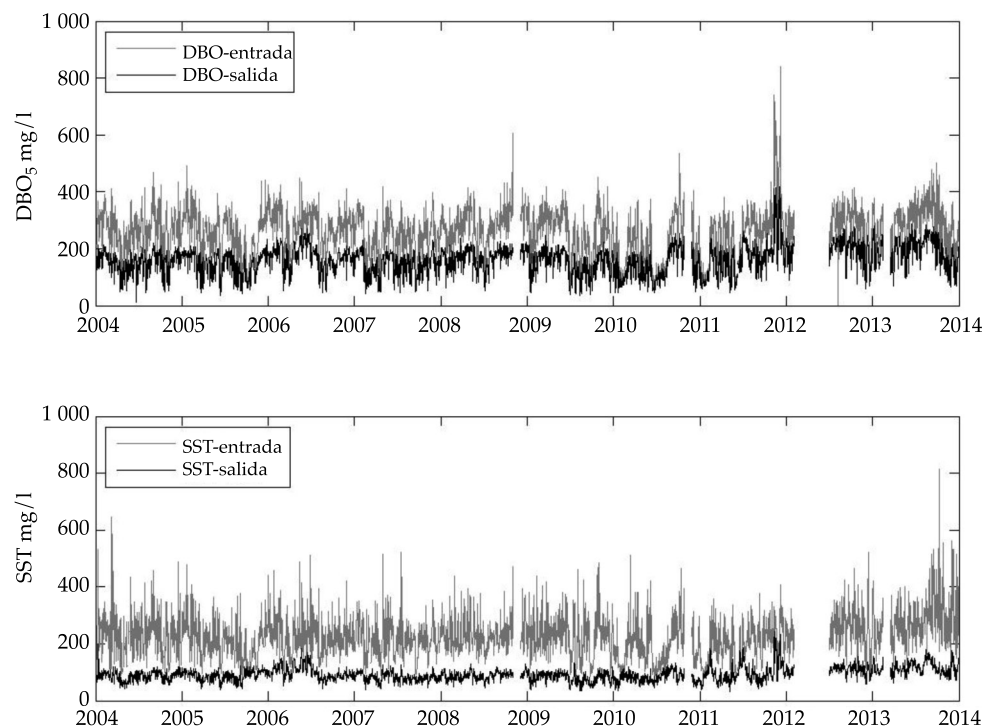


Figura 5. Comportamiento de la DBO_5 y los SST a la entrada y salida de la PTAR El Salitre.

Así, con el objetivo de controlar y mejorar la calidad de los cuerpos de agua, en 2006, la SDA formuló por primera vez los objetivos de calidad sobre los grandes ríos de Bogotá (Torca, Salitre, Fucha y Tunjuelo). Una vez planteados y para el seguimiento al cumplimiento de la norma, se inició el funcionamiento de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá (RCHB). Dos años después, los objetivos de calidad se modificaron, con el fin de asociarlos a las actividades de saneamiento planteadas por la EAB para dar cumplimiento a las exigencias nacionales. Así, se dividieron los ríos en tramos y se propuso un cambio gradual de los valores de calidad de 10 parámetros representativos en periodos de 4 y 10 años (Rodríguez, Pérez, Rodríguez, Porras, & Medina, 2011).

La RCHB hoy día está compuesta por 30 estaciones, divididas en cuatro sobre el río Torca; dos sobre el río Bogotá; seis sobre el río Salitre; ocho sobre el río Fucha, y 10 sobre el río Tunjue-

lo. Además, para verificar el cumplimiento de los objetivos de calidad, los valores reportados por estas estaciones sirven para calcular un índice de calidad hídrico. Para el caso específico de la ciudad se emplea el CCME-WQI (Canadian Council of Minister of the Environment-Water Quality Index). Este indicador presenta valores cuantitativos entre 0 y 100, divididos en cinco rangos, que representan cinco condiciones cualitativas (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001), como se observa en el cuadro 1.

De acuerdo con lo anterior, en el cuadro 2 se muestran los valores reportados por la SDA del WQI para el periodo 2007 a 2013.

Se observa que sobre los primeros tramos se presentan las mejores condiciones de calidad, ya que los primeros puntos de monitoreo de cada río se ubican en los nacimientos de éstos, con lo que se pretende determinar la condición de entrada a la ciudad. En cuanto a los tramos

Cuadro 1. Puntuación e interpretación del WQI.

Rango	Valor	Interpretación
Excelente	95-100	La calidad del agua cumple los objetivos de calidad. La calidad está protegida sin que las condiciones deseables estén amenazadas
Buena	80-94	La calidad del agua cumple con los objetivos de calidad. La calidad está protegida en un menor nivel; sin embargo, las condiciones deseables pueden estar amenazadas
Regular	65-79	La calidad del agua no cumple con los objetivos de calidad, ocasionalmente las condiciones deseables están amenazadas
Marginal	45-64	La calidad del agua no cumple con los objetivos de calidad, frecuentemente las condiciones deseables están amenazadas
Pobre	0-44	La calidad del agua no cumple con los objetivos de calidad, la mayoría de veces, la calidad está amenazada o afectada, por lo general apartada de las condiciones deseables

Cuadro 2. Resultados históricos del WQI para los ríos de Bogotá.

Río Torca	Punto	Longitud (m)	Junio 2007-2008	Junio 2008-2009	Junio 2010-2011	Junio 2011-2012	Junio 2012-2013
Tramo 1	Canal El Cedro	5 956	67	71	94	100	100
Tramo 2	Makro 193	7 105.7	71	63	71	47	53
	Club Guaymaral						
Río Salitre	Punto	Longitud (m)	Junio 2007-2008	Junio 2008-2009	Junio 2010-2011	Junio 2011-2012	Junio 2012-2013
Tramo 1	Parque Nacional	1 312.3	50	88	88	94	94
Tramo 2	Arzobispo Carrera 7	2 306.1	31	46	49	44	46
	Carrera 30 Calle 53						
Tramo 3	Carrera 30 Calle 53	2 698.5	31	47	50	38	43
	Carrefour Av. 68						
Tramo 4	Carrefour Av. 68	13 449.7	59	36	48	39	38
	Transversal 91						
	Planta Salitre						
	Salitre con Alameda						
Río Fucha	Punto	Longitud (m)	Junio 2007-2008	Junio 2008-2009	Junio 2010-2011	Junio 2011-2012	Junio 2012-2013
Tramo 1	El Delirio	1 976.5	100	88	94	88	88
Tramo 2	Carrea 7 con río Fucha	7 562.1	34	35	37	31	41
	Avenida del Ferrocarril						
Tramo 3	Fucha Avenida Las Américas	2 737.6	45	58	56	57	51
	Avenida Boyacá						
Tramo 4	Visión Colombia	5 026.4	27	42	42	37	35
	Fucha Zona Franca						
	Fucha con Alameda						

Cuadro 2 (continuación). Resultados históricos del WQI para los ríos de Bogotá.

Río Tunjuelo	Punto	Longitud (m)	Junio 2007-2008	Junio 2008-2009	Junio 2010-2011	Junio 2011-2012	Junio 2012-2013
Tramo 1	Regadera	1 458.6	80	82	81	80	88
Tramo 2	Yomasa	4 098.7	27	34	69	60	81
	Doña Juna						
Tramo 3	Doña Juana	14 157.9	31	35	51	38	39
	Barrio México						
	San Benito						
	Makro Auto Sur						
Tramo 4	Makro Auto Sur	14 394.7	23	35	44	38	38
	Transversal 86						
	Puente La Independencia						
	Isla Pontón San José						

posteriores (toda el área urbana), se evidencia el indicador en condiciones pobres y marginales, debido a las descargas de vertimientos domésticos e industriales que se llevan a cabo sobre los cuerpos de agua. Por ejemplo, en 2013, se calcularon 178 descargas de aguas residuales provenientes del sistema de alcantarillado y cuatro vertimientos directos de sectores industriales, donde aproximadamente se vertieron 92 635.12 ton/año de DBO y 60.419.06 ton/año de SST.

Desafíos del ciclo urbano del agua en Bogotá para un futuro sostenible

Diferentes autores han propuesto iniciativas para la gestión integral del ciclo urbano del agua, una de éstas se ha denominado Desarrollo Urbano Sensible al Agua (DUSA) (Water Sensitive Urban Development, WSUD), la cual comenzó a ser utilizada en la década de 1990 en Australia (Fletcher *et al.*, 2014; Tony HF Wong, 2006b). Esta propuesta promueve la integración entre el suministro de agua potable, las aguas pluviales, la gestión de los sistemas de alcantarillado y el manejo de las aguas subterráneas. Además, pretende integrar soluciones sobre el ciclo urbano del agua debido a que permite la

elección de estrategias oportunas, viables y óptimas para la gestión del recurso hídrico urbano (Coombes, Argue, & Kuczera, 2000; EDAW, 2007; Suárez-López, Puertas, Anta, Jácome, & Álvarez-Campana, 2014).

De acuerdo con lo anterior, se planteará una discusión sobre las necesidades que se tienen dentro del CUA para la gestión integral del recurso hídrico, teniendo como referencia dos ejes del DUSA: a) conservación del agua para abastecimiento y b) gestión de los sistemas de drenaje pluvial.

Conservación del agua para abastecimiento

Para la conservación del recurso hídrico que es empleado como fuente de abastecimiento es necesario controlar dos aspectos principales: la excesiva demanda de agua y la búsqueda de nuevas fuentes de suministro. Para ello, en primer lugar, las entidades públicas han iniciado el control del consumo de agua mediante normatividad. Por ejemplo, a mediados de la década de 1990 se plantearon en el país las Leyes 142 de 1994 “Régimen de Servicios Públicos Domiciliarios”, donde se incrementaron las tarifas de agua potable y la 373 de 1997: “por la cual se establece el programa para el uso eficiente y

ahorro del agua”, donde se obligó a las entidades prestadoras de servicios públicos a generar programas, proyectos y acciones para controlar el recurso hídrico.

Estas normas, más una crisis económica del país, llevaron a una disminución del consumo de agua potable en Bogotá de 17% entre los años 1997 y 2008 (Ivanova & Sarmiento, 2013). Sin embargo, estas medidas no han sido suficientes, pues a partir de 2009, las demandas han vuelto a aumentar, lo cual se asocia también con crecimiento poblacional, espacial y malas prácticas de consumo de los usuarios.

Por lo tanto, para controlar este incremento, es necesario plantear tres diferentes campos de acción:

- a) Continuar con más iniciativas legislativas que promuevan la conservación del agua por parte de los usuarios; ello debe permitir la evaluación y verificación de aplicación de dichas iniciativas. En el caso del sector residencial, se debe incluir la posibilidad de generar auditorías sobre las viviendas, pues es donde más se consume agua y del que se tiene menos conocimiento sobre sus prácticas. Para los actores industriales, comerciales e institucionales, se requiere fortalecer la búsqueda de sistemas de manejo ambiental, producción más limpia y descarga cero, entre otras acciones.
- b) Ampliación de los programas de educación ambiental en centros educativos y dentro de los barrios, pues estos programas en muchas ocasiones no son masificados, perdiendo así el poder de alcance. También se debe fomentar la modernización de la fontanería.
- c) Gestión interna que realice la EAB, en cuanto a la infraestructura que se tiene. Para ello es necesario controlar y disminuir el porcentaje de pérdidas y tener una alta eficiencia en programas de mantenimiento.

En cuanto al uso de fuentes alternativas de agua, Wong y Brown (2009) manifiestan que las ciudades pueden llegar a tener una alta gama de fuentes de suministro no convencionales,

como agua de lluvia, agua subterránea, reúso de aguas residuales y desalinización. Por consiguiente, en Bogotá, la fuente más factible es el agua de lluvia, debido principalmente a que la precipitación promedio mensual es de 69.4 mm. Para emplear esta fuente es necesario enfocar los esfuerzos sobre dos grandes actores. En primer lugar, los usuarios, para lo cual es necesario generar normativas y campañas educativas que fortalezcan y estimulen el uso del agua de lluvia, así como generar formas de financiación de los costos asociados con la infraestructura (tratamiento y distribución).

El segundo actor es la administración pública, en donde se debe pensar en estrategias a corto y largo plazos. En un plazo inmediato es necesario el control de la contaminación del agua de lluvia (conexiones erradas, primer lavado, etc.) y ampliar la infraestructura de captación; para el plazo más largo es preciso considerar la construcción de un sistema de distribución paralelo de agua lluvia tratada no potable, cuyos usos puedan ser sanitarios, áreas abiertas que requieran regadíos, lavado de zonas duras, etcétera. Tal actividad también favorece, en un futuro más lejano, la posibilidad de reusar aguas residuales o grises (Wong & Brown, 2009). Finalmente, se necesita llevar a cabo, por parte de los sectores públicos y académicos, un asesoramiento técnico y seguimiento sobre estas prácticas, pues en muchas ocasiones, la falta de un tutor experto no permite que se cumplan casos exitosos y/o masivos.

En relación con las aguas subterráneas, el control que se debe efectuar por parte de las entidades ambientales locales y nacionales debe ser constante y exhaustivo; esto, con el fin de proteger la existencia del recurso, ya que los factores que más preocupan son los siguientes: sobreexplotación, concesiones ilegales, inadecuado mantenimiento de los pozos, contaminación y pérdida de acuíferos por actividades mineras. Además, es necesario robustecer la recarga de los acuíferos con agua de lluvia, pues aproximadamente el área impermeabilizada de Bogotá es superior a 90% (Betancourt, 2014). Sumado a esto, hay que efectuar en las zonas

de recarga existentes vigilancia y seguimiento, debido a que se ubican principalmente sobre los cerros orientales, los cuales se están convirtiendo en áreas potenciales para la construcción de viviendas legales e ilegales, perdiendo así toda capacidad de zona de recarga.

La gestión de los sistemas de drenaje

La gestión sobre los sistemas de drenaje pluvial en Bogotá ha venido creciendo y ampliándose en los últimos años debido al aporte investigativo que se ha dado por las instituciones académicas y públicas, y a las inversiones que se llevan a cabo por la administración local, que se ha enfocado en el saneamiento de los cuerpos hídricos, la ampliación en cobertura del sistema de alcantarillado sanitario, y el control y disminución de inundaciones; sin embargo, esta gestión aún no es suficiente, al mantenerse estos problemas.

Para la gestión de los sistemas de aguas residuales es necesario orientar los esfuerzos en dos grandes temas. El primero es la reducción del caudal de aguas residuales, y la ampliación de redes, sistemas de alcantarillado y plantas de tratamiento. Para la reducción de las aguas residuales, toda gestión que se efectúe sobre la demanda generará un impacto positivo sobre ésta, principalmente en volúmenes y concentraciones de los diferentes contaminantes; pero también es necesario el control sobre la tasa de infiltración en los sistemas de alcantarillado sanitario, pues se ha podido estimar que este flujo es de un 50% de la media de flujo de las aguas residuales (Rodríguez *et al.*, 2008), para lo cual es preciso fortalecer el plan de mantenimiento preventivo que lleva a cabo la EAB y controlar las conexiones ilegales que hacen los usuarios.

El segundo es la ejecución de la totalidad de las actividades de saneamiento planteadas por la EAB, comenzando con la construcción y ampliación de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Para esto se debe iniciar con la mayor prontitud la construcción de la PTAR Canoas y la ampliación de la PTAR Salitre; a ello hay que agregar la continuación de la

construcción y operación de interceptores y el manejo de alivios. Sin esto, y a pesar de contar con plantas de tratamiento de aguas residuales, no se alcanzarán los objetivos de calidad de los cuerpos de agua (González, 2011).

Por último, sobre el manejo del agua de lluvia, se busca principalmente la reducción de caudales por escorrentía, el control de contaminación del agua de lluvia y la ampliación de la infraestructura pluvial en Bogotá. Para el manejo de caudal de escorrentía y control de las concentraciones contaminantes se han planteado en el mundo una gran variedad de conceptos, como los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS), que consisten en acciones estructurales y no estructurales para el manejo integral del binomio medio ambiente y urbanismo (Tsihrintzis & Hamid, 1997).

A pesar de que estas prácticas se han realizado desde la década de 1970 en diferentes lugares del orbe (Oviedo & Torres, 2014), en Bogotá inicia en el decenio de 1990 gracias a centros de investigación de universidades. Sin embargo, sus aplicaciones fueron a escalas muy pequeñas (humedales artificiales, pavimentos porosos, techos verdes, etc.). En la actualidad comenzaron campañas de aseo para disminuir sólidos en sistemas pluviales, y construir humedales artificiales a mayor escala, así como pilotos de pavimentos porosos.

Por lo tanto, para que estas prácticas sean institucionalizadas, es necesario que se incluyan en el plan de ordenamiento territorial de Bogotá, a fin de asignarles recursos, masificación de las prácticas, continuidad, y encaminar el diseño de la ciudad de una manera sostenible y amigable al agua. Además, estas prácticas no sólo protegerán el recurso hídrico y disminuirán las inundaciones, al mismo tiempo se preservará la infraestructura local (disminución de mantenimiento), la salud y las condiciones económicas de los habitantes.

Conclusiones

El trabajo que se está llevando a cabo en la ciudad de Bogotá por los actores públicos para

la gestión integral del recurso hídrico se debe mantener y mejorar. Es importante recordar que el porcentaje de cobertura de acueducto es de 100% y el del sistema de alcantarillado es superior a 90%; esto muestra un gran compromiso por parte de la ciudad con sus habitantes, manteniendo un derecho fundamental, como es el acceso al agua potable y una gran responsabilidad en la gestión del saneamiento público. Además, se han realizado inversiones para controlar y recuperar la calidad hídrica de nuestros ríos, y para la protección de cuerpos de agua y acuíferos.

Sin embargo, es clara la necesidad de aumentar los esfuerzos, principalmente en la planeación de la ciudad. Para esto es fundamental comprender y conocer las interacciones entre los diferentes actores y componentes del ciclo urbano del agua, para así enfocar las políticas para el desarrollo urbano sostenible sobre la ciudad y sobre este ciclo.

Legalmente, la administración pública debe generar y robustecer normas sobre el control del crecimiento poblacional y urbanístico; incentivar la implementación de medidas para la gestión del agua en los sectores industriales, comerciales y residenciales; ampliar normas y sanciones sobre usos indebidos o fraudulentos del agua; fomentar e invertir en proyectos de investigación que busquen soluciones o implementaciones para el manejo del recurso en Bogotá.

En cuanto al consumo de agua potable, se plantea dirigir los esfuerzos sobre diferentes flancos: el primero es la búsqueda de la posibilidad de utilizar el agua de lluvia por parte de los usuarios en diferentes actividades o procesos. Además, será necesario mantener bajos los niveles de consumo per cápita, ya que ello garantiza la no necesidad de trasvases de cuencas o el posible agotamiento de nuestras fuentes hídricas.

Es de vital importancia mejorar el saneamiento de los cuerpos de agua de la ciudad, para lo cual, la nación y la ciudad deben garantizar la inversión de la PTAR Canoas y la ampliación

de la PTAR Salitre lo más pronto posible; por otra parte, se debe fortalecer el seguimiento y control a las tasas de infiltración sobre el sistema de alcantarillado sanitario.

Por último, en el caso del manejo del agua de lluvia, se debe trabajar en el volumen de agua que se genera, a fin de disminuir la probabilidad de inundaciones, que principalmente se da en sectores marginales; además, fortalecer la investigación en el uso de SUDS, que permitan bajar el impacto ambiental que se da por la descarga de agua de lluvia contaminada.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a la Secretaría Distrital de Ambiente y a la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá por brindarles la información necesaria para la elaboración de este artículo. Agradecen de igual manera a los evaluadores anónimos, que revisaron una versión anterior de este documento, por sus comentarios constructivos, que mejoraron la calidad y legibilidad del artículo.

Referencias

- Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaría Distrital de Ambiente, & Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2008). *Calidad del sistema hídrico de Bogotá*. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana.
- Anderson, J. (2003). The Environmental Benefits of Water Recycling and Reuse. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(4), 1-10.
- Bach, P. M., Rauch, W., Mikkelsen, P. S., McCarthy, D. T., & Deletic, A. (2014). A Critical Review of Integrated Urban Water Modelling – Urban Drainage and Beyond. *Environmental Modelling & Software*, 54, 88-107. Recovered from <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.018>.
- Betancourt, L. R. (2014). El papel del agua en una ciudad como Bogotá. *Revista Ciudades, Estados y Política*, 1(2), 51-60.
- Bogotá, Alcaldía Mayor, Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (2000). *Modelo hidrogeológico para los acuíferos de Bogotá, D.C.* (p. 31). Bogotá: Bogotá, Alcaldía Mayor, Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2001). *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual*. In: Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment.

- Colmenares-Faccini, R. (2007). *El agua y Bogotá: un panorama de sostenibilidad*.
- Coombes, P. J., Argue, J. R., & Kuczera, G. (2000). Figtree Place: A Case Study in Water Sensitive Urban Development (WSUD). *Urban Water*, 1(4), 335-343. Recovered from [http://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00027-3](http://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00027-3).
- EDAW (2007). *Water Sensitive Urban Design Objectives for Darwin - Discussion Paper*. Northern Territory Department of Planning and Infrastructure. EDAW.
- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2011). *Sistema troncal de alcantarillado Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá*. Bogotá: Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., & Viklander, M. (2014). SUDS, LID, BMPs, WSUD and More – The Evolution and Application of Terminology Surrounding Urban Drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525-542. Recovered from <http://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>.
- González, J. D. (2011). *Desarrollo e implementación de un modelo integrado del sistema alcantarillado-PTAR-humedales-ríos urbanos de la ciudad de Bogotá (Maestría)*. Bogotá: Universidad Nacional. Recuperado a partir de <http://www.ing.unal.edu.co/gireh/docs/Gonzalez.pdf>.
- Hardy, M., Kuczera, G., & Coombes, P. (2005). Integrated Urban Water Cycle Management: the Urban Cycle Model. *Water Science & Technology*, 52(9), 1-9.
- IDEAM (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014*. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia.
- Ivanova, Y., & Sarmiento, A. (2013). Evaluación de la huella hídrica de la ciudad de Bogotá como una herramienta de la gestión del agua en el territorio urbano. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*, 4(2), 1-5.
- López-Martínez, C., & Polo-Campos, G. (2009). *Análisis del sistema actual de abastecimiento de Bogotá. Agua subterránea como fuente alterna o de contingencia (Pregrado)*. Bogotá: Universidad de La Salle.
- Mallarino, C. U. (2008). Estratificación social en Bogotá: de la política pública a la dinámica de la segregación social. *Universitas humanística*, 65, 139-171.
- Marsalek, J., Cisneros, B. J., Karamouz, M., Malmquist, P. A., Goldenfum, J. A., & Chocat, B. (2008). *Urban Water Cycle Processes and Interactions: Urban Water Series - UNESCO-IHP*. CRC Press.
- McPherson, M. B. (1973). Need for Metropolitan Water Balance Inventories. *Journal of the Hydraulics Division*, 99(10), 1837-1848.
- Mitchell, V. G. (2006). Applying Integrated Urban Water Management Concepts: A Review of Australian Experience. *Environmental Management*, 37(5), 589-605. Recovered from <http://doi.org/10.1007/s00267-004-0252-1>.
- Mitchell, V. G., Mein, R. G., & McMahon, T. A. (2001). Modelling the Urban Water Cycle. *Environmental Modelling & Software*, 16(7), 615-629. Recovered from [http://doi.org/10.1016/S1364-8152\(01\)00029-9](http://doi.org/10.1016/S1364-8152(01)00029-9).
- Niemczynowicz, J. (1999). Urban Hydrology and Water Management – Present and Future Challenges. *Urban Water*, 1(1), 1-14. Recovered from [http://doi.org/10.1016/S1462-0758\(99\)00009-6](http://doi.org/10.1016/S1462-0758(99)00009-6).
- Oviedo, N., & Torres, A. (2014). Hydrologie Attenuation and the Hydrologie Benefits of Implementing Eco-Productive Green Roofs in Marginal Urban Areas. *Ingeniería y Universidad*, 18(2), 291-308. Recovered from <http://doi.org/10.11144/Javeriana.IYU18-2.hahb>.
- Rauch, W., Bertrand-Krajewski, J. L., Krebs, P., Mark, O., Schilling, W., Schutze, M., & Vanrolleghem, P. A. (2002). Deterministic Modelling of Integrated Urban Drainage Systems. *Water Science & Technology*, 45(3), 81-94.
- Rodríguez, J., Díaz-Granados, M., Camacho, L., Raciny, I., Maksimovic, C., & McIntyre, N. (2008). Bogotá's urban Drainage System: Context, Research Activities and Perspectives. In: *Proceedings of the 10th National Hydrology Symposium, British Hydrological Society*. Exeter, United Kingdom.
- Rodríguez, J. P., Diaz-Granados, M., Camacho, L., Raciny, I., Maksimovic, C., & MacIntyre, N. (2008). *Bogotá's Urban Drainage System: Context, Research Activities and Perspectives* (pp. 378-386). BHS 10th National Hydrology Symposium, Exeter.
- Rodríguez, M., Pérez, A., Rodríguez, L., Porras, L., & Medina, S. (2011). *Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2009-2010)*. Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Ediciones Uniandes.
- Rojas, C., De Meulder, B., & Shannon, K. (2015). Water Urbanism in Bogotá. Exploring the Potentials of an Interplay between Settlement Patterns and Water Management. *Habitat International*, 48, 177-187. Recovered from <http://doi.org/10.1016/j.habitatint.2015.03.017>.
- Sonnen, M. B. (1974). Discussion of "Need for Metropolitan Water Balance Inventories". *Journal of the Hydraulics Division*, 100(8), 1187-1189.
- Suárez-López, J. J., Puertas, J., Anta, J., Jácome, A., & Álvarez-Campana, J. M. (2014). Gestión integrada de los recursos hídricos en el sistema agua urbana: desarrollo urbano sensible al agua como enfoque estratégico. *Ingeniería del agua*, 18(1), 111-123. Recuperado de <http://doi.org/10.4995/ia.2014.3173>.
- Tsihrintzis, V. A., & Hamid, R. (1997). Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality: A Review. *Water Resources Management*, 11, 137-164.
- Urich, C., & Rauch, W. (2014). Modelling the Urban Water Cycle as an Integrated Part of the City: A Review. *Water Science & Technology*, 70(11), 1857. Recovered from <http://doi.org/10.2166/wst.2014.363>.
- Wong, T. H. (2006a). Water Sensitive Urban Design - the Journey Thus Far. *Australian Journal of Water Resources*, 10(3), 213-222.

Wong, T. H. (2006b). Water Sensitive Urban Design - the Journey Thus Far. *Water Practice & Technology*, 1(1). Recovered from <http://search.informit.com.au/documentSummary;dn=308430980450150;res=IELENG>.

Wong, T. H., & Brown, R. R. (2009). The Water Sensitive City: Principles for Practice. *Water Science & Technology*, 60(3), 673-282.

Dirección institucional de los autores

M.C. Carlos Andrés Peña Guzmán

Estudiante doctoral en Agua y Desarrollo Sostenible
Universidad de Alicante
Instituto del Agua y las Ciencias Ambientales

Universidad Santo Tomás
Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria
Cra. 9 #51-11, Bogotá, Cundinamarca, COLOMBIA
Teléfono: +57 (1) 5878 797
carlos.pena@usantotomas.edu.co
capg2@alu.ua.es

Dr. Joaquín Melgarejo Moreno

Universidad de Alicante
Instituto del Agua y las Ciencias Ambientales
Carretera San Vicente del Raspeig s/n
03690 San Vicente del Raspeig, Alicante, ESPAÑA
Teléfono laboral: +34 (96) 5903 400, extensión 9677
jmelgar@ua.es

Dr. Daniel Prats Rico

Universidad de Alicante
Instituto del Agua y las Ciencias Ambientales
Carretera San Vicente del Raspeig s/n
03690 San Vicente del Raspeig, Alicante, ESPAÑA
Teléfonos: +34 (96) 5903 948 y 5903 951
prats@ua.es



Haga clic aquí para escribir al autor



Macrófitas acuáticas en humedales temporales, Bosconia, César, Colombia.

Foto: Aracelly Caselles Osorio.

Visión panorámica de las precipitaciones pluviales combinadas por los efectos de los ciclones tropicales *Ingrid-Manuel*

• Michel Rosengaus-Moshinsky* •
Consultor privado

* Autor para correspondencia

• Felipe I. Arreguín-Cortés •
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

• David Korenfeld-Federman •
Consultor privado

• Horacio Rubio-Gutiérrez •
Comisión Nacional del Agua

Resumen

Rosengaus-Moshinsky, M., Arreguín-Cortés, F. I., Korenfeld-Federman, D., & Rubio-Gutiérrez, H. (noviembre-diciembre, 2016). Visión panorámica de las precipitaciones pluviales combinadas por los efectos de los ciclones tropicales *Ingrid-Manuel*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 73-92.

Se presenta un análisis panorámico de las precipitaciones pluviales que generaron los ciclones tropicales *Ingrid* y *Manuel* durante los días en que actuaron de forma simultánea sobre México, con énfasis en las características que no corresponden a la simple superposición de los campos de lluvias que cada uno de ellos hubiese generado de manera individual. Se muestra que la circulación combinada de la humedad alrededor de ambos vórtices explica conceptualmente las extensiones anómalas de la zona lluviosa que se manifestaron hacia el noreste de México, en el caso de *Ingrid*, y hacia el sureste de México, en el caso de *Manuel*. Se muestra que el evento combinado resultó mucho mayor que el referente previo en la zona del Pacífico (huracán *Pauline*, en 1997). Para tres cuencas específicas cercanas a Acapulco, Guerrero, se calcularon los periodos de retorno de las lluvias ocurridas durante este evento, identificando que, aunque las acumulaciones diarias resultaron extremas, las secuencias ocurridas de 2 a 5 días consecutivos corresponden a un periodo de retorno mucho mayor.

Palabras clave: ciclones tropicales, precipitación ciclónica, interacción entre ciclones, eventos hidrometeorológicos extremos, *Ingrid*, *Manuel*, Acapulco, huella de lluvias.

Abstract

Rosengaus-Moshinsky, M., Arreguín-Cortés, F. I., Korenfeld-Federman, D., & Rubio-Gutiérrez, H. (November-December, 2016). *Panoramic Vision of the Rainfall Generated by the Combined Effects of the Tropical Cyclones Ingrid-Manuel*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 73-92.

A panoramic analysis of the rainfall produced by the combination of the tropical cyclones *Ingrid* and *Manuel* (2013) is presented, with emphasis on the anomalous extension of the rainfall footprint observed in comparison to the simple superposition of two individual tropical cyclones. It's conceptually shown that the combined circulation of humidity around the double system explains the anomalous extensions towards NE Mexico in the case of *Ingrid* and SE Mexico in the case of *Manuel*. It is shown that this combined system resulted in a much larger footprint than the previous historic reference on the Pacific coastline, hurricane *Pauline* in 1997. For three specific basins close to Acapulco, state of Guerrero, the return periods of the rainfall by *Ingrid-Manuel* were computed, identifying that, while the daily rainfalls resulted extreme, the sequence of daily rainfall in two to five day intervals correspond to a much larger return period.

Keywords: tropical cyclones, cyclonic rainfall, cyclone interaction, extreme hydrometeorological events, *Ingrid*, *Manuel*, Acapulco, rainfall footprint.

Recibido: 26/05/2015
Aceptado: 22/06/2016

Introducción

Durante la temporada 2013 de ciclones tropicales se presentó una situación inédita sobre México: dos ciclones tropicales se presentaron de manera simultánea: la tormenta tropical *Manuel* por el Pacífico y el huracán *Ingrid* por el Golfo de México, suficientemente cerca uno del otro como para permitir cierta interacción en la manifestación de sus precipitaciones pluviales sobre el territorio nacional. A pesar de que ninguno de ellos, por sí mismo, resultaba especialmente peligroso, alcanzando *Manuel* un pico en su velocidad de vientos máximos sostenidos de 111 km/h (clasificado como *tormenta tropical*), e *Ingrid* un pico en su velocidad de vientos máximos sostenidos de 139 km/h (clasificado como un *huracán categoría I*), el hecho es que produjeron uno de los desastres de mayor envergadura de los que se tenga registro en el país. El intervalo de acción simultánea de estos dos ciclones tropicales fue de 72 horas, de las 08:00 (hora del Centro de México; en adelante, todas las horas se referirán a este horario) del 13 de septiembre a las 08:00 del 16 del mismo mes de 2013. Aunque al final de este intervalo *Ingrid* apenas iniciaba su incidencia sobre el noreste de México, *Manuel* se había declarado como disipado (temporalmente) desde cuatro horas antes cerca de Bahía de Banderas. Para las 16:00/16sep, *Ingrid* fue declarado una depresión tropical. Aunque el remanente de *Manuel* se volvió a regenerar al recuperar contacto con las aguas cálidas del Pacífico mexicano, esto no ocurrió sino hasta las 16:00/16sep, por lo que la porción final de ambos ciclones tropicales no resultó simultánea y por ello no se considera como sujeto del presente estudio. En esta segunda etapa de *Manuel*, la regeneración alcanzó el nivel de huracán categoría I antes de reincidir en tierra sobre las costas de Sinaloa. La fracción del país sujeto a lluvias por el efecto combinado de los dos ciclones tropicales fue de 77%, aproximadamente (Pedrozo-Acuña, Breña-Naranjo, & Domínguez-Mora, 2014), lo que corresponde a un área mucho mayor que la que hubiese sufrido de este efecto con la simple adición de las

huellas de precipitación esperadas para cada uno en lo individual, de acuerdo con criterios presentados más adelante. También la duración total de las lluvias en las zonas afectadas resultó mayor que la que de forma típica se produce con ciclones tropicales de tales características. Estas dos características (extensión y duración de las lluvias) se analizan en el presente estudio, bajo la hipótesis de que resultaron determinantes en la magnitud del desastre ocurrido.

García-Arróliga, Méndez-Estrada, Reyes-Rodríguez y Marin-Cambranis (2015) asocian 119 muertes (98.3% del total relacionadas con desastres de 2013) a este par de ciclones tropicales, así como un valor de 34 829 millones de pesos (82% del total 2013) en daños. La mayor concentración de muertes y valor de los daños se dio en el estado de Guerrero (105 muertes y 23 441 millones de pesos); esto, a pesar de que la trayectoria de *Manuel* no incidió directamente en ese estado. Alrededor de 40 000 turistas se quedaron varados en el destino turístico de Acapulco, Guerrero, debido a las inundaciones generalizadas provocadas por las lluvias ocurridas del 13 al 16 de septiembre de 2013. Pedrozo-Acuña et al. (2014) presentan un análisis de las lluvias a nivel nacional del 1° al 19 de septiembre de 2013, pero sólo sobre el acumulado total, además del cálculo de la fracción que las lluvias representan de la lámina típica anual —en 19 estaciones sobre Guerrero y Michoacán—, encontrando gran variabilidad, que va desde 11 hasta 186% (este último, en Huitzuco, Guerrero). En un análisis más detallado de cuatro estaciones cercanas a Acapulco, los mismos autores encuentran periodos de retorno para la máxima diaria ocurrida en este evento relativamente moderados, de entre 25 a 40 años. Su estimación del caudal máximo (basado en evidencias *a posteriori* del nivel de agua alcanzado) en la estación Km 21 sobre el río La Sabana fue de unos 45 años. Dichos autores no muestran análisis representativos de cuencas completas ni de acumulados mayores a 24 horas.

Roth (2015) ofrece numerosas (365) huellas de precipitación pluvial (basada en mediciones

puntuales en superficie) producidas por ciclones tropicales que incidieron en tierra, la mayor parte de ellos sobre EUA, bajo condiciones orográficas planas o moderadas, pero muchos en México y unos más sobre islas del Caribe, para la temporada 1964-2014. De ellas se deduce que la huella de lluvias significativas (iguales o mayores que 50 mm) de un ciclón tropical se mantiene dentro del entorno de 250 km alrededor de la trayectoria. En Rosengaus (2016a) se muestran otras 73 huellas de precipitación pluvial de ciclones tropicales que incidieron sobre o pasaron cerca de México, muchos de ellos sobre las condiciones orográficamente abruptas características de este país; esto, para el intervalo de 1993 a 2015 (muestras completas sólo de 2011 a 2015). En dichas huellas de lluvia se observa que aunque el umbral de 250 km se mantiene, al incidir cuasi-perpendicularmente a una sierra, la zona de lluvias observada muestra un sesgo hacia el área en donde la circulación de los vientos va del mar hacia el eje de la sierra, es decir, que se *desliza* hacia el SE en el Pacífico mexicano y hacia el NW o N en el Golfo de México. También se advierte que para las Sierras Madres de México, las lluvias significativas (≥ 50 mm) se mantienen restringidas a la vertiente marítima de la Sierra, aunque el eje de ésta se encuentre a menos de 250 km de la línea del litoral. El umbral de 250 km alrededor de la trayectoria que resulta un máximo para la huella de lluvias significativas (≥ 50 mm) es compatible con el modelo estadístico de pronóstico de lluvias ciclónicas *R-CLIPER* (Marks, Kappler, & DeMaria, 2002; Marks & DeMaria, 2003; Tuleya, DeMaria, & Kuligowski, 2007; Lonfat, Rogers, Marchok, & Marks, 2007) y con el modelo de proyección de lluvias actuales (desde satélite en banda microondas) sobre la(s) trayectoria(s) pronosticada(s), llamados *TRaP* y *e-TraP* (Kidder, Kusselson, Knaff, & Kuligowski, 2001; Kidder et al., 2005; Ferraro et al., 2005). Análisis detallados de casos emblemáticos (Mooney et al., 2001) también confirman este umbral para la extensión de precipitaciones significativas por un ciclón tropical.

Este trabajo estudia las anomalías del evento combinado *Ingrid-Manuel*, especialmente en cuanto a extensión y duración del campo de lluvias, con respecto al que se esperaría para cualquiera de estos casos en lo individual y en simple adición aritmética de ambos, como una posible (y parcial) explicación de la magnitud del desastre que produjeron sobre México. Primero se realiza un análisis de las precipitaciones diarias de 08:00/13sep2013 a 08:00/16sep2013 y su acumulado total, luego se contrastan contra el caso histórico emblemático previo (*Pauline*, 1997) en la zona más afectada, concluyendo con un análisis más detallado de la precipitación ocurrida en tres cuencas cercanas a Acapulco, en un contexto histórico con los datos 1961-2010. Finalmente, se discuten resultados en el contexto de enfrentar la emergencia y se presentan conclusiones.

Análisis de las precipitaciones diarias del 13 al 16 de septiembre de 2013

El Servicio Meteorológico Nacional de México envía diariamente a la comunidad internacional un subconjunto de las mediciones pluviométricas que la Comisión Nacional del Agua y otros organismos realizan con cierre en cada mañana a las 08:00 hora local. El análisis de las precipitaciones diarias desde las 08:00 horas del 13 de septiembre a las 08:00 horas del 16 de septiembre de 2013 se realizan con base en estos datos, pero ya interpolados sobre una malla regular con resolución de 0.2° de latitud y longitud. Esto, para hacerlas directamente comparables con las mediciones históricas 1961-2010, disponibles en la base de datos *MAYA* v1.1 (Rosengaus, 1996; Quintas, 2004). El número de mediciones puntuales de la que se interpoló la información histórica es mayor, del orden de unos 3 300 puntos de medición cada día. Los segmentos de las trayectorias en cada uno de los días se obtuvieron de la trayectoria operativa (en contraste con el *best track* de las bases de datos históricas). Las posiciones a las 08:00 horas de cada día son linealmente interpoladas de las posiciones disponibles en los boletines del

Centro Nacional de Huracanes de Miami, EUA, más próximas a las 08:00 horas.

Aunque el ciclón tropical *Ingrid* fue declarado como tal previamente, el primer día en el que ambos, *Ingrid* y *Manuel*, actúan simultáneamente es de las 08:00 horas del 13 de septiembre a las 08:00 horas del 14 de septiembre de 2013. En la figura 1 se muestra el mapa de precipitaciones, en conjunto con los segmentos de las trayectorias recorridas en dicho día. Se resaltan las isoyetas de 50 mm en línea punteada y de 100, 200,... etc., en línea más gruesa. Alrededor de cada trayectoria se presenta la vecindad de 250 km alrededor de ella como indicador del área dentro de la cual se esperarían las lluvias significativas (≥ 50 mm), en el caso de independencia total de cada uno de los ciclones. Ese día, la velocidad de vientos sostenidos máxima fue de 93 km/h para *Ingrid* y de 74 km/h para *Manuel*.

Se observa claramente que ocurrió poca lluvia dentro de los entornos esperados, observándose un deslizamiento de la misma hacia el este sobre la vertiente marítima Pacífico y hacia el NW en la vertiente marítima del Golfo de México. El pico en la vertiente Pacífico resultó de 132.4 mm sobre el punto $(-97.8, +16.0)$, unos 350 km al este del centroide de la trayectoria en dicho día. El pico en la vertiente Golfo de México, 171.3 mm, se presentó sobre el punto $(-97.8, +20.4)$, unos 250 km al NW, al punto de mayor aproximación a tierra de *Ingrid* en dicho día. Es importante enfatizar que estos picos son representativos de promedios en celdas de unos 400 km². En un intento por explicar conceptualmente esta anomalía, en la figura 2 se muestra el mismo mapa de lluvias, pero ahora súper impuesto un esquema de la circulación de cada uno de los vórtices. Las extensiones observadas se explican al considerar la circulación de

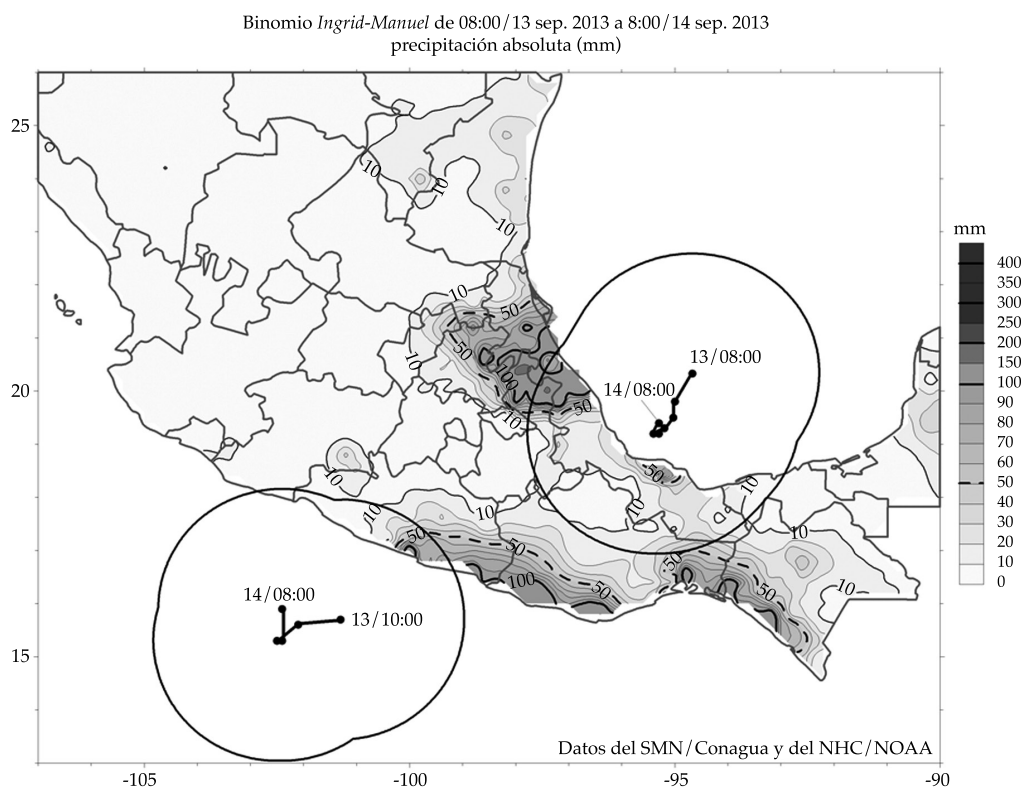


Figura 1. Mapa de lluvias de 08:00/13sep2013 a 08:00/14sep2013 con los segmentos de trayectoria recorrida y sus entornos de 250 km.

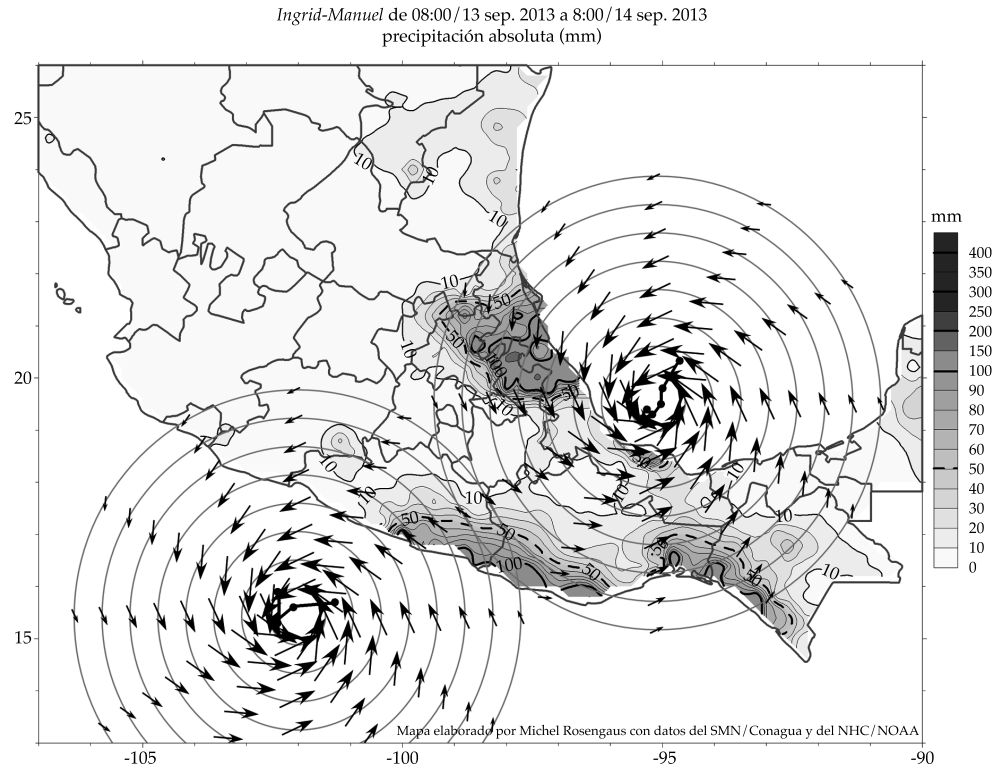


Figura 2. Mapa de lluvias del primer día de acción simultánea de *Ingrid* y *Manuel*, con esquema de circulación de cada uno de ellos superpuesto.

humedad alrededor de ambos vórtices. En este sentido, las lluvias sobre la vertiente marítima Pacífico de Chiapas se explican más por la circulación de *Ingrid* en el Golfo de México que por la circulación de *Manuel* en el propio Pacífico. En términos relativos, las lluvias correspondientes a este primer día alcanzan valores de 5 y hasta 10% de la lámina media anual local.

El segundo día de acción simultánea de *Ingrid* y *Manuel* se da de 08:00/14sep2013 a 08:00/15sep2013, cuyas precipitaciones y segmentos de trayectoria se presentan en la figura 3, junto con el entorno de 250 km alrededor de cada segmento de trayectoria. De nuevo se observa que sólo una fracción pequeña de la lluvia se presentó dentro de los límites normales de precipitación significativa (≥ 50 mm). La mayor parte de ella se concentra hacia el este en la vertiente Pacífico y hacia el oeste y NW en la vertiente del Golfo de México. En el primer caso,

el pico se da en el punto $(-99.8, +17.0)$, con 293.1 mm, unos 250 km al este del centroide de la trayectoria recorrida en dicho día por el centro de giro de *Manuel*. En el segundo caso, el pico se presenta en las coordenadas $(-98.6, +21.2)$, con valor de 172.2 mm, unos 300 km al oeste del centroide de la trayectoria recorrida durante dicho día. En esa fecha, las velocidades de viento máximo sostenido fueron de 111 km/h para *Manuel* y de 139 km/h para *Ingrid*. Obsérvese que cerca del punto final de *Manuel* para ese día, muy próximo al litoral, y a pesar de que se clasificaba ya como una tormenta tropical cerca del límite de huracán, la precipitación pluvial es muy escasa. En términos relativos, en este segundo día, las precipitaciones alcanzaron de 5 a 10% de la lámina media anual en la vertiente Golfo de México, y de 5 a 20% en la vertiente Pacífico, con este 20% muy cerca de Acapulco, la zona de mayores daños.

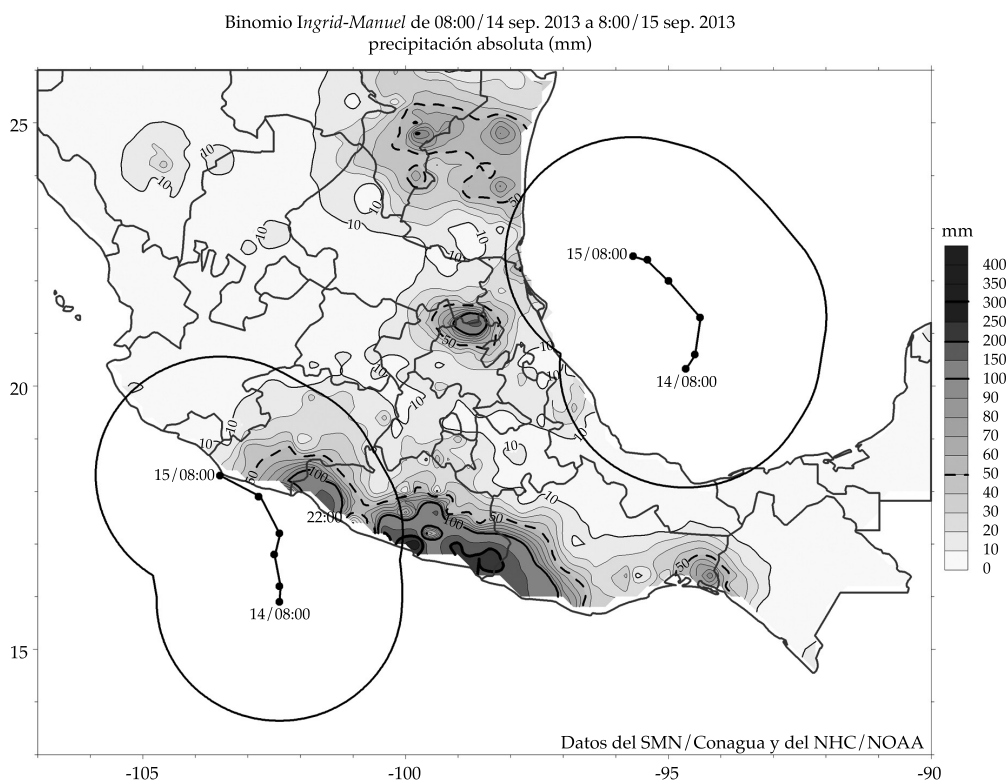


Figura 3. Mapa de lluvias de 08:00/14sep2013 a 08:00/15sep2013 con los segmentos de trayectoria recorrida y sus entornos de 250 km.

Repitiendo el ejercicio conceptual del primer día sobre la circulación combinada de ambos ciclones tropicales, en la figura 4 se presenta el mismo mapa de lluvias con el esquema de circulación superpuesto. Nuevamente, la distribución geográfica de la lluvia se explica mejor con la circulación combinada alrededor de ambos ciclones que con la circulación alrededor de cada uno de ellos, incluyendo las lluvias significativas presentes sobre la vertiente Pacífico en el Istmo de Tehuantepec. La anomalía penetración de humedad tierra adentro sobre el NE de México (antes de incidir en tierra *Ingrid*) también parece promoverse por la presencia simultánea de ambos vórtices.

El tercer día de acción simultánea de los ciclones tropicales *Ingrid* y *Manuel* es de 08:00/15sep2013 a 08:00/16sep2013. El mapa de la huella de lluvia, así como los segmentos de sus trayectorias recorridas y sus entornos de

250 km se muestran en la figura 5. De nuevo se observa gran parte de la precipitación significativa fuera de las zonas de vecindad de 250 km alrededor de las trayectorias, hacia el ESE en el caso de *Manuel*, hacia el WNW en el caso de *Ingrid*. El pico de precipitación pluvial del día sobre la vertiente Pacífico se dio sobre las coordenadas $(-99.8, +17.0)$, con 324.1 mm, más de 400 km al ESE del centroide de posiciones del correspondiente centro de giro para dicho día. Para el caso de la vertiente del Golfo de México, el pico se presentó sobre las coordenadas $(-99.8, +25.0)$ con 119.1 mm, unos 400 km al WNW del centroide de las posiciones del centro de giro de *Ingrid*. Para este día, las velocidades máximas sostenidas que alcanzaron *Manuel* e *Ingrid* fueron de 111 y 120 km/h, respectivamente. En términos relativos a la huella de lluvias significativas, alcanzó porcentajes de 5 a 30% de la lámina típica anual en la vertiente Pacífico,

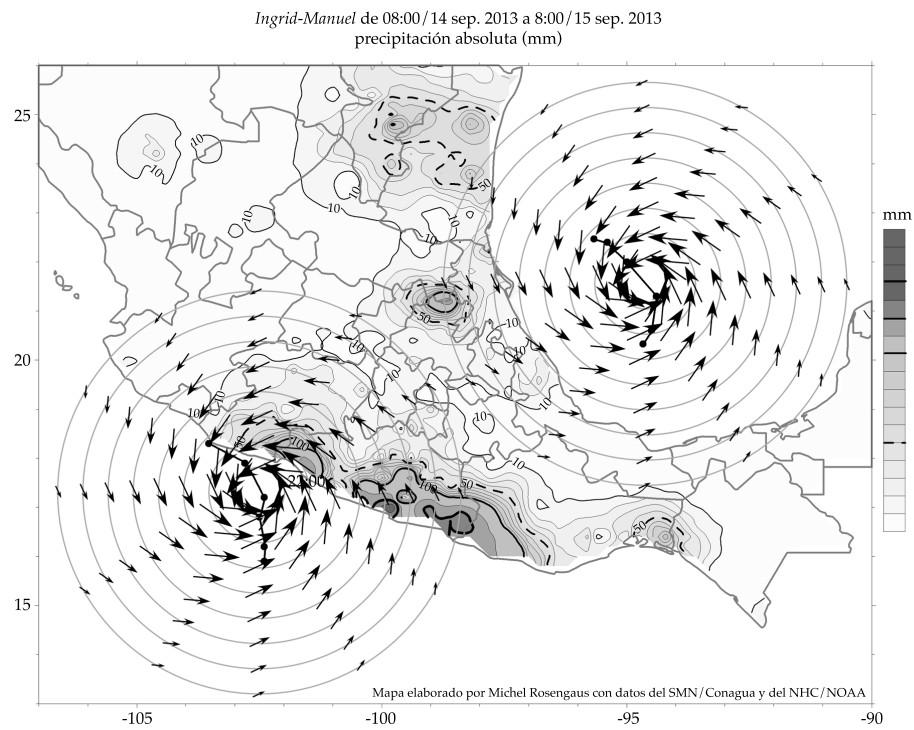


Figura 4. Mapa de lluvias del segundo día de acción simultánea de *Ingrid* y *Manuel*, con esquema de circulación de cada uno de ellos superpuesto.

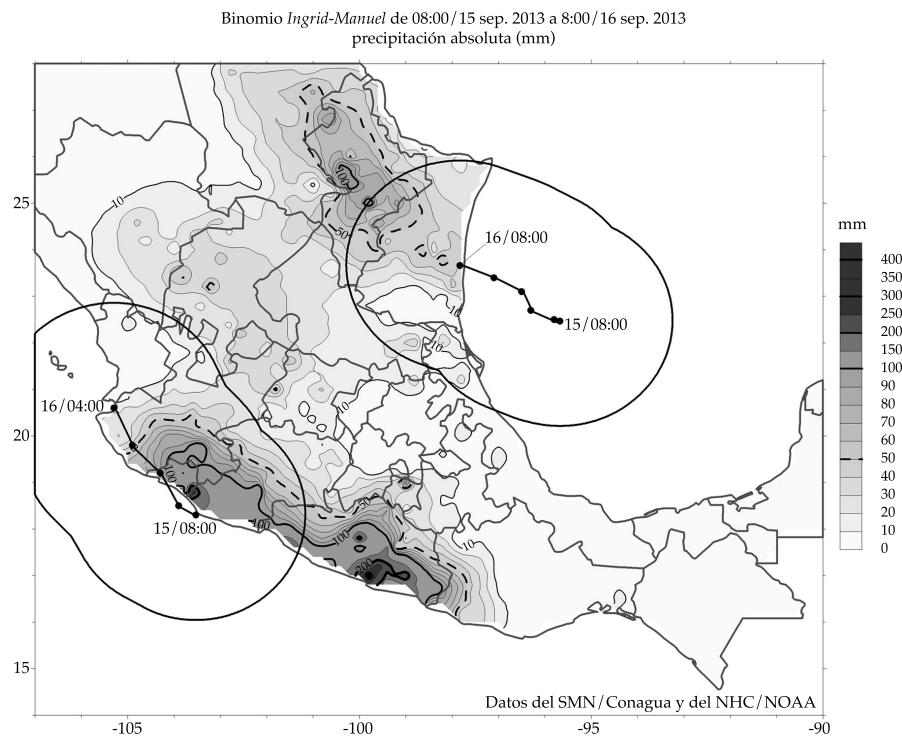


Figura 5. Mapa de lluvias de 08:00/15sep2013 a 08:00/16sep2013 con los segmentos de trayectoria y sus entornos de 250 km.

y entre 5 y 20% de la lámina típica anual en la vertiente del Golfo de México.

Las desviaciones de la huella de lluvias de este tercer día de acción simultánea también se pueden explicar de modo conceptual, considerando los esquemas de circulación ciclónica para ambos sistemas montados sobre el centroide de cada segmento de trayectoria, como se muestra en la figura 6. Una vez más se observa que el patrón de lluvias del día en cuestión se explica mejor considerando el transporte de humedad alrededor de ambos vórtices y difícilmente se puede hacer considerando este transporte como solamente alrededor de cada vórtice en lo individual. Las intensas lluvias sobre la zona de Acapulco fueron probablemente promovidas por la presencia del vórtice de *Ingrid*, extendiendo de modo significativo la huella hacia el ESE. De igual manera, la extensión hacia el WNW de la vecindad de *Ingrid* parecen más lógicos auxiliados por la circulación alrededor de *Manuel*.

Análisis de las precipitaciones acumuladas desde el 13 hasta el 16 de septiembre de 2013

Se ha mostrado la anomalía de la ubicación de las zonas de lluvia diarias con respecto a lo que se esperaría en los casos individuales, pero la precipitación pluvial de cada día no parece haber sido récord y en este sentido su capacidad de producir un desastre es incierta. Por ello, en esta sección, se procede a evaluar la precipitación acumulada total en las 72 horas de acción conjunta de ambos ciclones tropicales. La huella total de precipitación pluvial, con los segmentos de trayectoria recorrida y su entorno de 250 km se muestran en la figura 7.

La anomalía en la ubicación de las lluvias (fuera de los entornos de 250 km) es menos notoria en este caso acumulado que en los días individuales, pero todavía evidente: una porción muy grande de la huella se encuen-

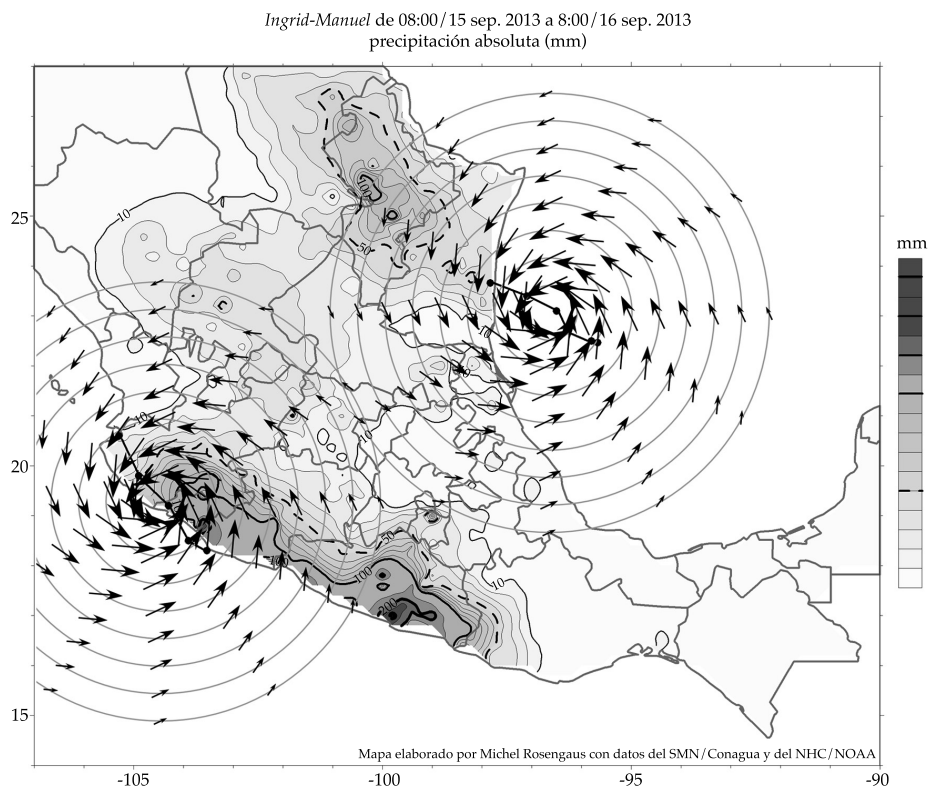


Figura 6. Mapa de lluvias del tercer día de acción simultánea de *Ingrid* y *Manuel*, con esquema de circulación de cada uno de ellos superpuesto.

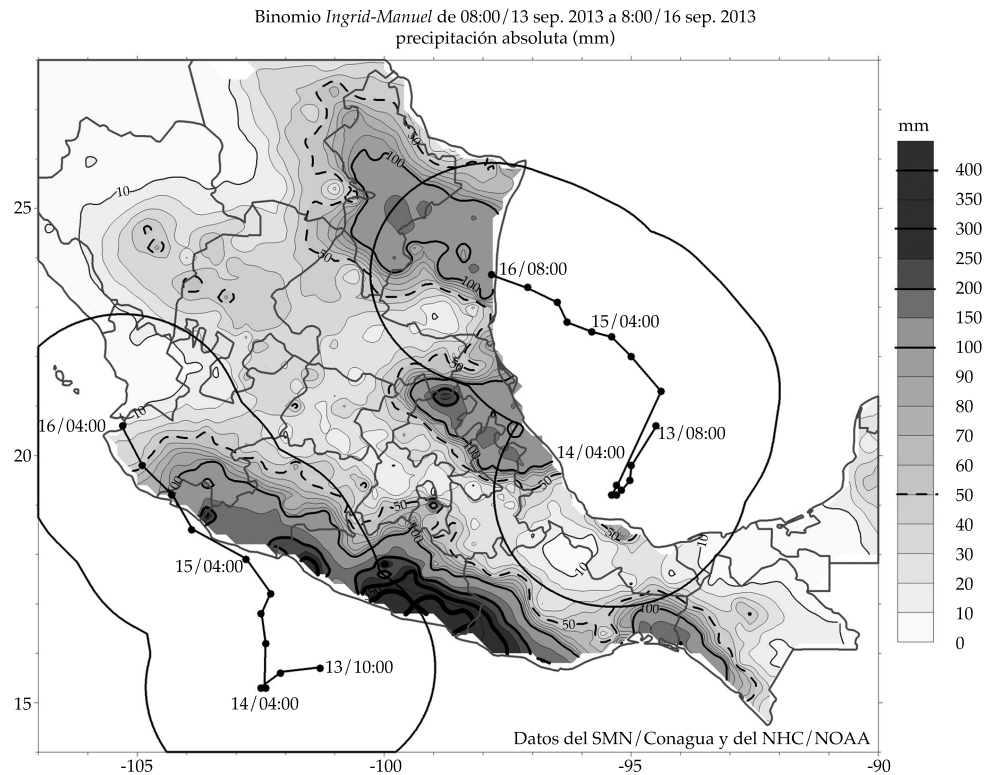


Figura 7. Mapa de precipitación pluvial acumulada de 08:00/13sep2103 a 08:00/16sep2013, con los segmentos de trayectoria y entornos de 250 km.

tra hacia el este, fuera del entorno de 250 km alrededor de la trayectoria de *Manuel*, y una porción significativa de la huella está hacia el W y WNW del entorno de 250 km alrededor de la trayectoria de *Ingrid*. El pico en la vertiente Pacífico se encuentra sobre $(-99.8, +17.0)$, con 692.1 mm, apenas adentro del entorno de 250 km y unos 400 km al ESE del punto de incidencia de *Manuel* sobre tierra. Al mismo tiempo, la precipitación acumulada al NW del punto de disipación de *Manuel* es muy escasa y es probable que sea humedad transportada desde el Golfo de México más que del propio Pacífico. El punto más lejano con precipitación de 50 mm se encuentra a ¡600 km! al este fuera del entorno de 250 km alrededor de la trayectoria de *Manuel* (en el sur de Chiapas). Sobre la vertiente del Golfo de México, el pico se encuentra sobre $(-98.8, +21.2)$ con 284.3 mm ligeramente afuera, hacia el oeste, del entorno de 250 km alrededor

de la trayectoria de *Ingrid*. Con el propósito de comparar posteriormente contra el evento previo más extremo registrado (*Pauline*, 1997), el área cubierta y el volumen total precipitado dentro de la huella de lluvias significativas (≥ 50 mm) sobre la vertiente Pacífico (el área delimitada por la línea punteada y el litoral), resultaron de 193 462 km² y 3.127×10^{10} m³, con una lámina media de 161.6 mm.

Para dimensionar la magnitud del evento completo, el mapa de lluvias de la figura 7 se muestra de nuevo, ahora como fracción de la lámina típica anual (figura 8). Se observa que sobre la vertiente Pacífico, el evento representó entre 5 y 35% de la lámina típica anual, mientras que sobre el noreste de México alcanzó algo más de 30%. La fracción del territorio nacional que rebasó 5% de la lámina típica anual es muy significativa. Estos valores son iguales o mayores que las fracciones a las que corresponden las llu-

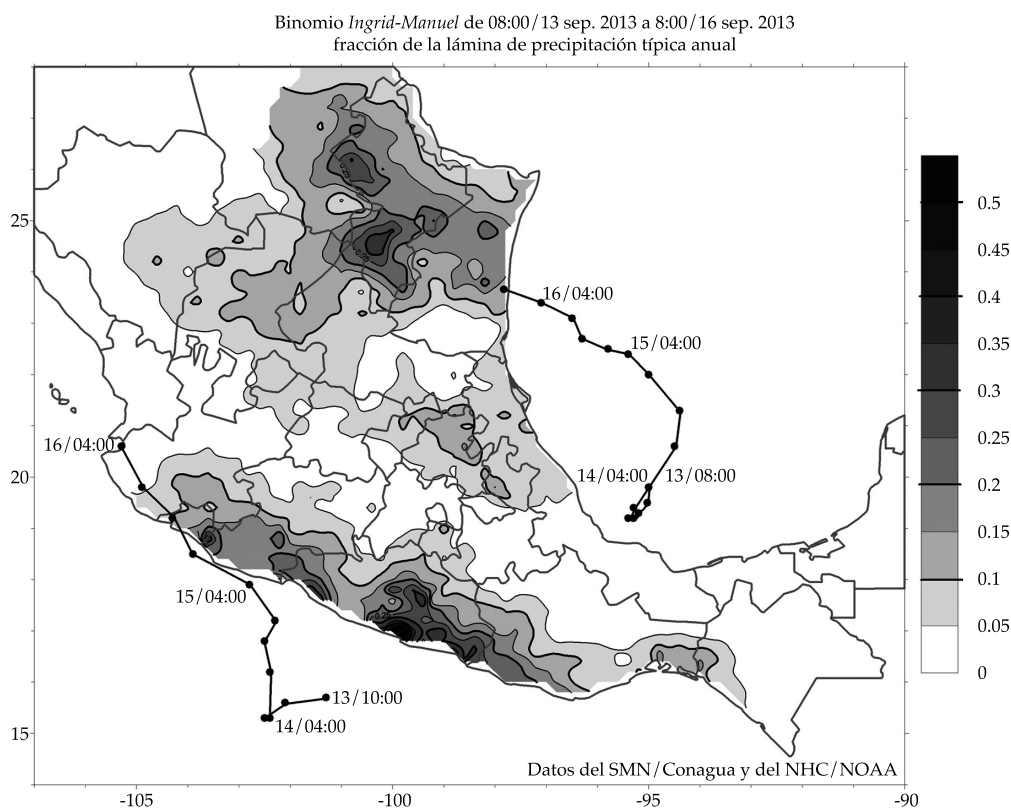


Figura 8. Mapa de las precipitaciones acumuladas de 08:00/13sep2013 a 08:00/16sep2013 como fracción de la lámina típica anual (1961-2010).

vias totales de temporadas de ciclones tropicales sobre el país de acuerdo con Breña-Naranjo, Pedrozo-Acuña, Pozos-Estrada, Jiménez-López y López-López (2015).

Resulta importante resaltar que el mapa de precipitaciones en la figura 7 no representa la totalidad de la precipitación asociada con los eventos de *Manuel* e *Ingrid* completos. Por un lado, *Manuel* se regeneró 12 horas después de su posición final en la figura 7 y volvió a dejar lluvias significativas en la zona de Sinaloa, donde reingresó a tierra. Por su lado, *Ingrid* continuó su trayectoria más allá de su posición final en la figura 7 hasta disiparse tierra adentro. En ambos casos, los mapas completos pueden ubicarse en línea en Rosengaus (2016b y c), y las lluvias y sus distribuciones geográficas resultaron típicas de fenómenos individuales sin la interacción sujeto de este estudio.

Análisis de las precipitaciones del ciclón tropical *Pauline* del 7 al 10 de octubre de 1997

Como caso de comparación se utiliza el del huracán *Pauline* (del 5 al 10 de octubre de 1997), que hasta ahora mantenía el récord de precipitación pluvial diaria sobre la zona de mayor afectación del binomio *Ingrid-Manuel*: los alrededores de Acapulco. Precisamente en el Observatorio de Acapulco, localizado muy cerca de la zona Diamante, se midió una acumulación puntual pico en 24 horas de 412 mm al paso del huracán *Pauline*. Aunque *Pauline* resultó bastante más intenso que *Manuel*, alcanzando una velocidad de vientos máximo sostenido de 213 km/h sólo unas seis horas antes de incidir en tierra cerca de Puerto Ángel, Oaxaca (instante en el que presentaba 176 km/h), y que pasó mucho

más cerca de la totalidad de la vertiente Pacífico Sur que *Manuel*, su producción de lluvia significativa (≥ 50 mm/24 h) resultó también en tres días consecutivos. A su paso sobre Acapulco, *Pauline* fue tan sólo un huracán marginal (120 km/h). En todo caso, considerados como casos individuales, la expectativa de lluvias de *Pauline* sería mucho más alta que la de *Manuel*. A *Pauline* se le adjudican entre 230 y 400 muertes, y daños millonarios, que resultan difíciles de comparar cuantitativamente con los de *Ingrid-Manuel*, por haber iniciado el Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred) sus evaluaciones objetivas de daños con la metodología actual poco después de 1997. En la figura 9 se presentan los mapas de lluvias en los tres días individuales

y en el acumulado de ellos; como en el caso de *Ingrid-Manuel*, se incluyen los segmentos de la trayectoria y los entornos de 250 km alrededor de ellas.

En el contexto de promedios sobre celdas de la base de datos MAYA v1.1, la precipitación diaria pico para *Pauline* resultó de 277.5 mm/24 h precisamente sobre las coordenadas (-100.0,+17.0). En esta misma celda, el acumulado en 72 horas resultó de 308.8 mm y el pico en el acumulado fue de 391.7 mm sobre las coordenadas (-98.8,+16.8); sólo 56.6% del correspondiente a *Manuel*.

Destaca de inmediato que, en este caso, sin interacción con otro vórtice cercano, *Pauline*, en efecto, mantuvo la mayor parte de su precipi-

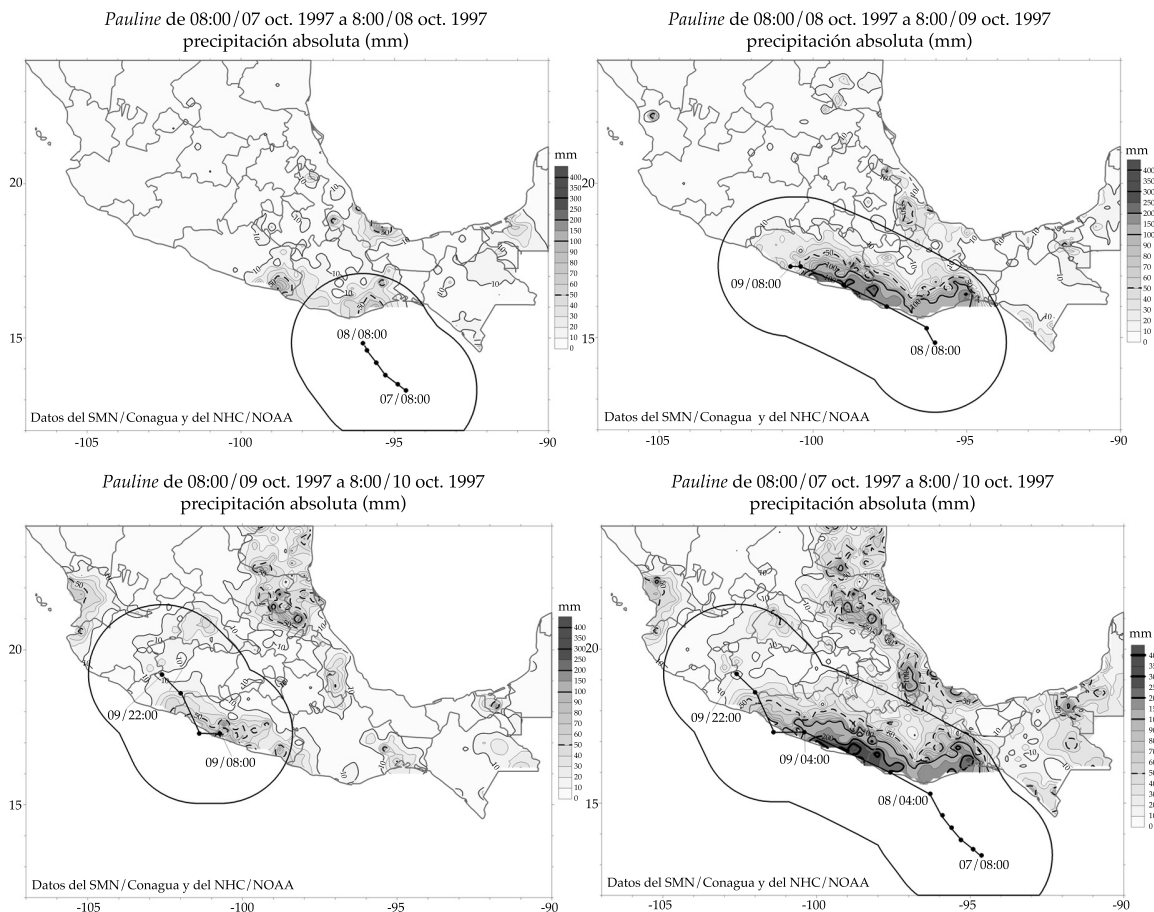


Figura 9. Evolución de lluvias y trayectoria del huracán *Pauline* día por día y el acumulado total del 08:00/07oct1997 al 08:00/10oct1997.

tación significativa (≥ 50 mm) claramente por adentro de su entorno de 250 km. Como es de esperarse en un huracán, las lluvias más intensas se dan en los alrededores directos del centro de giro, sobre la llamada *pared del ojo del huracán*. En este caso, el área total de la huella de lluvias significativas resultó de 95 967 km² (49.6% de la correspondiente a *Manuel*); el volumen total precipitado de 1.364×10^{10} m³ (43.6% del correspondiente a *Manuel*), y una lámina media dentro de esta *huella* de 142.2 mm (del mismo orden de magnitud que en el caso de *Manuel*). En términos relativos, como fracción de la lámina típica anual, la huella de *Pauline* se muestra en la figura 10, resultando significativamente menos extrema que en el caso de *Manuel* de la figura 8. Se produjeron lluvias del orden de 5 a 25% de la lámina típica anual, pero las mayores fracciones siempre muy cerca de la trayectoria (es decir,

presumiblemente, lluvias producidas de manera directa bajo la *pared del ojo*).

En resumen, esta comparación muestra que el evento *Ingrid-Manuel*, sobre la vertiente marina del Pacífico Sur mexicano, resultó del orden del doble del previo evento récord (*Pauline*, 1997), esto tanto en área con precipitaciones significativas (2.0X) como en el volumen total precipitado (2.3X) y la lámina pico acumulada en 72 horas (1.8X). Lo anterior, además de la anomalía de presentar grandes cantidades de precipitación pluvial fuera de la zona esperada (de los 250 km alrededor del segmento de trayectoria correspondiente), es decir, una extensión anómala. Falta por evaluar el efecto de la interacción *Ingrid-Manuel* en términos de la anomalía en la duración del evento de lluvia, lo que se realizará analizando tres cuencas selectas cercanas a Acapulco a continuación.

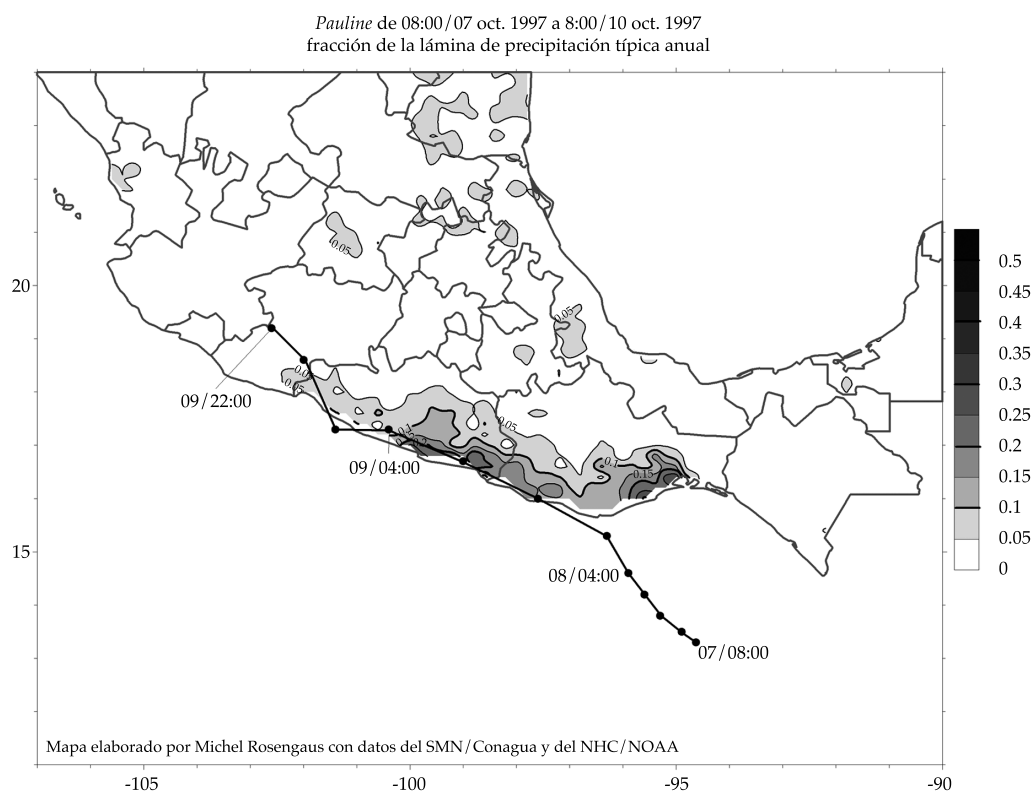


Figura 10. Mapa de las precipitaciones acumuladas de 08:00/07oct1997 a 8:00/10oct1997 como fracción de la lámina típica anual (1961-2010).

Definición de las tres cuencas para análisis detallado y metodología

Se seleccionaron tres cuencas de interés, que sufrieron daños importantes, todas cercanas a Acapulco, para evaluar los periodos de retorno a los que correspondieron las lluvias generadas durante *Ingrid* y *Manuel*. Puesto que se requiere explorar la anomalía de estas lluvias en términos de duración, no sólo se analiza el periodo de retorno del evento para precipitaciones acumuladas en 24 horas, sino también para 2, 3, 4 y 5 días consecutivos de lluvias. A fin de no preseleccionar las secuencias de días más extremas, el análisis se realizó para todas las posibles secuencias de días consecutivos dentro del intervalo 08:00/11sep2013 a 08:00/18sep2013. Las cuencas tienen contrastes fuertes en su dimensión, mientras que la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra es tan pequeña (del orden de 15 km²) que tan sólo un nodo de la base de datos MAYA v1.1 la representa;

la cuenca del río La Sabana cuenta con aportaciones de cuatro nodos (área = 404.7 km²) y la cuenca del río Papagayo tiene aportaciones de 29 celdas (área = 7 450 km²). Las tres cuencas son prácticamente colindantes. El río La Sabana no descarga de manera directa al mar, sino que lo hace a través de la Laguna de Los Tres Palos. El análisis se realizó sólo hasta donde inicia el delta de dicho río hacia la Laguna de Los Tres Palos. Cuando el río La Sabana se desborda en su parte final, puede conectarse hacia la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra (Rosengaus, 2013). Análisis adicionales se realizaron para las subcuencas altas de la cuenca del río La Sabana (hasta la estación hidrométrica km 21) y de la cuenca del río Papagayo (hasta la Presa La Venta), pero estos resultados no se muestran en el presente trabajo. Los detalles de los análisis, incluyendo las muestras históricas completas de máximos anuales, se pueden consultar en Rosengaus (2013). Las cuencas en sí se muestran en la figura 11, en donde se identifican

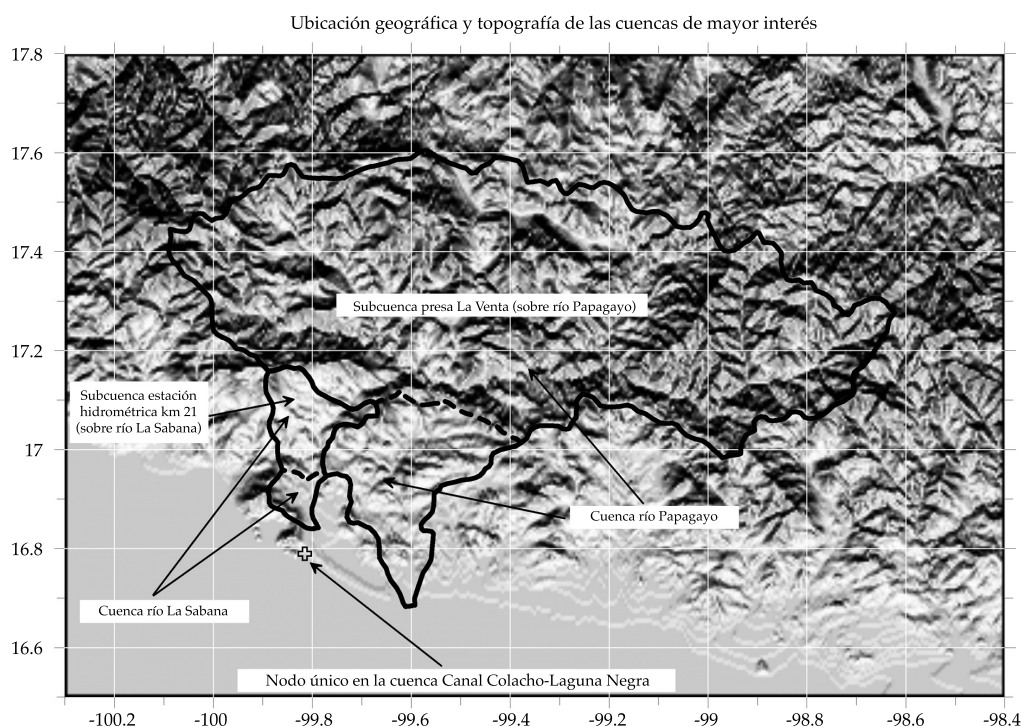


Figura 11. Delimitación de las tres cuencas (línea continua) sobre un mapa de relieve topográfico.

los diversos nodos que aportan información al análisis de cada cuenca, no solamente los que se encuentran en su interior, sino los que están apenas afuera de su periferia.

La metodología utilizada es la tradicional (Aparicio-Mijares, 1992), con excepción de que se emplean datos del evento *Ingrid-Manuel* que han sido interpolados en una malla regular idéntica a la de la base de datos histórica MAYA v1.1, para poder hacer su comparación directa. Para cada cuenca se genera su serie histórica representativa, como promedio pesado de las series de los nodos en su interior o cerca de su periferia, con pesos proporcionales a la fracción del área efectiva de la cuenca dentro de la celda correspondiente a cada nodo. Con dicha serie diaria de cada cuenca se generan además series para acumulados en 2, 3, 4 y 5 días consecutivos (todavía con granularidad diaria). Se extraen las muestras de los valores máximos anuales para secuencias de 1, 2, 3, 4 y 5 días consecutivos, mismos que se utilizan para comparar los valores producidos por el evento *Ingrid-Manuel* y asignarles un periodo de retorno. Puesto que la muestra histórica es de sólo 50 años, los valores para periodos de retorno mayores se obtienen ajustando diversas distribuciones de probabilidad de valores extremos (con apoyo de herramienta computacional en Jiménez, Domínguez y Cruz, 1997). No se considera confiable la extrapolación más allá de $T = 100$ años para una muestra histórica de tan sólo 50 años, por lo que los periodos de

retorno mayores a 100 años deben considerarse únicamente como indicadores burdos del orden de magnitud del periodo de retorno correcto. Es importante considerar que los resultados de la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra corresponden de manera directa al nodo con coordenadas (-99.8,+16.8) que se encuentra de forma directa en su vecindad.

Resultados para la cuenca Canal Colacho-Laguna Negra

En el cuadro 1 se presentan los valores máximos históricos ocurridos para la ubicación de la cuenca Canal Colacho-Laguna Negra en los 50 años presentes en MAYA v1.1, es decir, aquellas láminas que corresponderían empíricamente al periodo de retorno de 50 años. Esto, para los acumulados en 1, 2, 3 4 y 5 días consecutivos.

Por otro lado, en el cuadro 2 se muestran las precipitaciones diarias (de 08:00 a 08:00 horas de las fechas indicadas) que se presentaron en cada uno de los siete días considerados durante el evento *Ingrid-Manuel* en la misma cuenca.

Se observa que para el día 14-15 ya se tenía una lámina con periodo de retorno apreciable (25 años), pero para el día siguiente, la lámina resultó inclusive más grande. El caso es que para estos dos días consecutivos, la acumulación resulta ya de 449.6 mm (212.7 mm + 236.9 mm), mayor que el máximo histórico para acumulados en dos días (317.4 mm del cuadro 1), e inclusive más alto que el máximo histórico para

Cuadro 1. Acumulaciones que corresponden empíricamente a periodos de retorno de 50 años en la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra.

Acumulación en	1 día	2 días consecutivos	3 días consecutivos	4 días consecutivos	5 días consecutivos
Láminas máximas históricas (mm)	245.4	317.4	398.7	456.8	486.6

Cuadro 2. Láminas diarias registradas en la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra durante el evento *Ingrid-Manuel*.

Fecha	11 a 12 sep 2013	12 a 13 sep 2013	13 a 14 sep 2013	14 a 15 sep 2013	15 a 16 sep 2013	16 a 17 sep 2013	17 a 18 sep 2013
Lámina diaria (mm)	25.7	12.1	81.9	212.7	236.9	141.3	0.9

acumulados de tres días (398.7 mm del cuadro 1). Bajo estas circunstancias no debe sorprender que los periodos de retorno para acumulados en secuencias de 2, 3, 4 y 5 días pudieran resultar muy altos. Finalmente, en el cuadro 3 se muestran las máximas acumulaciones registradas para cada secuencia de días consecutivos durante *Ingrid-Manuel* en la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra, con las fechas de inicio y fin del intervalo de acumulación, máximo histórico (1961-2010) y periodo de retorno al que corresponde en el contexto de la muestra histórica pertinente.

El último renglón corresponde al error estándar del ajuste de la distribución de probabilidad de valores extremos que mejor resultó, con el cual se obtuvo el periodo de retorno. Los periodos de retorno calculados más allá de 100 años se colocan en gris, para indicar que no se consideran valores confiables para una muestra histórica tan corta como 50 años y que deben ser considerados únicamente como indicadores burdos de orden de magnitud. Como se había previsto, aunque el periodo de retorno para el máximo diario resulta tan sólo de 45.8 años, los periodos de retorno para acumulados en 2, 3, 4 y 5 días fueron mucho mayores. Este es un claro indicador de que día por día, el evento de *Ingrid-Manuel* resultó significativo, pero que su verdadero extremo se manifiesta para la secuen-

cia de varios días consecutivos, confirmando la aseveración sobre una duración extraordinaria de las lluvias significativas. Para el caso de las otras dos cuencas, se procede bajo una metodología completamente análoga.

Resultados para la cuenca del río La Sabana

Incluso cuando la cuenca del río La Sabana cuenta con aportaciones de sólo cuatro nodos de la base de datos MAYA v1.1, cada valor nodal es, a su vez, un promedio pesado de las mediciones de hasta 24 estaciones vecinas a dicho nodo (Quintas, 2004), por lo que el número total de estaciones de medición involucrado es suficiente para resultar representativo bajo toda condición. Con la serie diaria promedio de la cuenca se procede a obtener las equivalentes para acumulados en 2, 3, 4 y 5 días consecutivos también. Luego, se extraen los máximos anuales que corresponden a estas cinco distintas series. Los valores máximos anuales que resultan para cada intervalo de acumulación se muestran en el cuadro 4.

Las mediciones del evento en cuestión, interpoladas en malla regular y con el promedio pesado para sacar valores promedio sobre la cuenca en los siete días considerados del evento, se presentan en el cuadro 5.

Cuadro 3. Máximas láminas acumuladas en diversos intervalos durante *Ingrid-Manuel* en la cuenca Canal Colacho-Laguna Negra.

Días de acumulación	1	2	3	4	5
Lámina acumulada (mm)	236.9	449.6	590.9	672.9	711.7
Hora/fecha inicial	08:00/15sep2013	08:00/14sep2013	08:00/14sep2013	08:00/13sep2013	08:00/13sep2013
Hora/fecha final	08:00/16sep2013	08:00/16sep2013	08:00/17sep2013	08:00/17sep2013	08:00/18sep2013
Máximo histórico (1961-2010) (mm)	245.48	317.43	398.76	456.81	486.62
Periodo de retorno (años)	45.8	2 782	≈10 000	4 091	4 892
Error estándar del ajuste (mm)	3.7	5.8	6.5	7.3	8.0

Cuadro 4. Acumulaciones que corresponden empíricamente a periodos de retorno de 50 años en la cuenca del río La Sabana.

Acumulación en	1 día	2 días consecutivos	3 días consecutivos	4 días consecutivos	5 días consecutivos
Láminas máximas históricas (mm)	206.8	259.7	293.8	330.0	354.3

Cuadro 5. Láminas diarias registradas en cuenca del río La Sabana durante el evento de *Ingrid-Manuel*.

Fecha	11 a 12 sep 2013	12 a 13 sep 2013	13 a 14 sep 2013	14 a 15 sep 2013	15 a 16 sep 2013	16 a 17 sep 2013	17 a 18 sep 2013
Lámina diaria (mm)	26.1	13.5	73.5	257.3	292.1	224.2	0.2

En esta cuenca, más extremo aún que en la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra, tres días consecutivos presentan lluvias diarias mayores que la lámina diaria máxima histórica (ver cuadro 4). Es decir, el periodo de retorno resultará mayor para acumulados en 2 y 3 días, que para acumulados en un solo día. Finalmente, en el cuadro 6, se muestran las máximas acumulaciones registradas para cada secuencia de días consecutivos durante *Ingrid-Manuel* en la cuenca del río La Sabana, con las fechas de inicio y fin del intervalo de acumulación, el máximo histórico (1961-2010) y el periodo de retorno al que corresponde, en el contexto de la muestra histórica pertinente.

Obsérvese que para los acumulados en 2, 3, 4 y 5 días, el evento *Ingrid-Manuel* produjo

lluvias que rebasan 2X el máximo histórico correspondiente de la muestra 1961-2010 de 50 años. Por supuesto, en este caso, los periodos de retorno obtenidos son tan grandes que no deben ser considerados confiables a partir de una muestra histórica de sólo 50 años.

Resultados para la cuenca del río Papagayo

Similar a lo realizado para la cuenca del río La Sabana, sólo que en este caso del río Papagayo, con aportaciones de 29 celdas de MAYA v1.1, en el cuadro 7 se presentan los máximos acumulados durante los 50 años disponibles para 1, 2, 3, 4 y 5 días de acumulación para la cuenca completa del río Papagayo (hasta su desembocadura al mar).

Cuadro 6. Máximas láminas acumuladas en diversos intervalos durante *Ingrid-Manuel* en la cuenca del río La Sabana.

Días de acumulación	1	2	3	4	5
Lámina acumulada (mm)	292.1	549.5	773.7	847.2	860.6
Hora/fecha inicial	08:00/15sep2013	08:00/14sep2013	08:00/14sep2013	08:00/13sep2013	08:00/12sep2013
Hora/fecha final	08:00/16sep2013	08:00/16sep2013	08:00/17sep2013	08:00/17sep2013	08:00/17sep2013
Máximo histórico (1961-2010) (mm)	206.8	259.7	293.8	330.0	354.3
Periodo de retorno (años)	3 742	> 10 000	> 10 000	> 10 000	> 10 000
Error estándar del ajuste (mm)	4.2	3.1	5.0	4.7	5.6

Cuadro 7. Acumulaciones que corresponden empíricamente a periodos de retorno de 50 años en la cuenca del río Papagayo.

Acumulación en	1 día	2 días consecutivos	3 días consecutivos	4 días consecutivos	5 días consecutivos
Láminas máximas históricas (mm)	160.8	193.6	250.4	272.1	294.3

Las acumulaciones con $Tr = 50$ años pueden no parecer muy altas para las condiciones del Pacífico Sur mexicano, pero se trata de valores promedio sobre una cuenca extensa de 7 450 km². Por otra parte, las mediciones (promedio sobre la cuenca) del evento para los siete días explorados se presentan en el cuadro 8.

En este caso, sólo en el intervalo 08:00/15sep2013 a 08:00/16sep2013 se rebasó la lámina diaria máxima histórica (1961-2010). Pero, de nuevo, las acumulaciones máximas en 2, 3, 4 y 5 días consecutivos rebasan de forma amplia a los máximos históricos registrados para dichos intervalos de acumulación, por lo que serían de esperarse periodos de retorno muchos más altos que 50 años. La comparación de las mediciones en el cuadro 8 con las muestras de máximos

anuales históricos en este caso producen los resultados que aparecen en el cuadro 9. Se observa otra vez el hecho de que aunque el día más lluvioso en el evento *Ingrid-Manuel* en efecto resultó extremo, en términos de acumulados en 2, 3, 4 y 5 días consecutivos fue mucho más extremo, con periodos de retorno mayores a los 1 000 años.

Discusión de los resultados en términos de atención a la emergencia

La magnitud del periodo de retorno para acumulados en un día del cuadro 3, 45.8 años, resulta congruente con el periodo de retorno que Pedrozo-Acuña *et al.* (2014) encontraron para las cuatro estaciones cercanas a Acapulco

Cuadro 8. Láminas diarias registradas en la cuenca del río Papagayo durante el evento *Ingrid-Manuel*.

Fecha	11 a 12 sep 2013	12 a 13 sep 2013	13 a 14 sep 2013	14 a 15 sep 2013	15 a 16 sep 2013	16 a 17 sep 2013	17 a 18 sep 2013
Lámina diaria (mm)	24.0	8.2	51.0	122.8	172.1	70.4	0.8

Cuadro 9. Máximas láminas acumuladas en diversos intervalos durante *Ingrid-Manuel* en la cuenca del río Papagayo.

Días de acumulación	1	2	3	4	5
Lámina acumulada (mm)	172.1	295.0	371.6	416.4	449.3
Hora/fecha inicial	08:00/15sep2013	08:00/14sep2013	08:00/14sep2013	08:00/13sep2013	08:00/12sep2013
Hora/fecha final	08:00/16sep2013	08:00/16sep2013	08:00/17sep2013	08:00/17sep2013	08:00/17sep2013
Máximo histórico (1961-2010) (mm)	160.8	193.6	250.4	272.1	294.3
Periodo de retorno (años)	89.4	1 307	1 169	1 673	2 825
Error estándar del ajuste (mm)	2.8	2.9	4.2	4.0	3.9

que analizaron con detalle, lo cual aumenta la confianza de los valores de periodos de retorno mucho más altos encontrados para las cuencas río La Sabana y Papagayo realizados bajo igual metodología. No es común identificar análisis de eventos extremos que se orienten a los periodos de retorno para diferentes secuencias de días consecutivos, ni para estaciones aisladas, ni para valores promedio sobre cuencas.

Estos análisis de varios días consecutivos serían de importancia cuando la duración de las lluvias significativas rebasaran el tiempo de concentración de la cuenca de interés en sí, pues la manifestación de dichas lluvias no se dará únicamente en el caudal pico sobre el cauce, sino en el volumen total escurrido (es decir, también en la duración del hidrograma). Desde el punto de vista de toma de decisiones de protección civil, tendrá impacto en la duración y extensión de la inundación, una vez que el cauce normal ha sido rebasado. En el caso del río La Sabana, que en términos de lluvia muestra periodos de retorno extraordinariamente grandes, los vuelos sobre la zona dañada y las posteriores visitas por tierra a puntos selectos, así como la modelación numérica de la avenida, muestran que dicho cauce se desbordó mucho antes del punto donde se encontraba antiguamente la estación hidrométrica Km 21 (Rosengaus, 2013), incorporándose al delta del río hacia la laguna de Los Tres Palos por sitios muy distintos al cauce usual. Estos estudios de campo también mostraron que el desbordamiento del río La Sabana rebasó su parteaguas con la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra, drenando parcialmente a través de ellos (de forma muy lenta) hacia el mar. Esto es, la precipitación propia ocurrida dentro de la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra, por más alta que haya sido, no fue la única causa del grave desbordamiento de la Laguna Negra por sobre la carretera que une a Acapulco con su Aeropuerto Internacional. Gran parte de este volumen de inundación provenía de precipitación ocurrida sobre la cuenca del río La Sabana. La seguridad contra inundaciones de la zona Diamante de Acapulco en el futuro necesariamente tendrá que considerar esta

posibilidad de precipitaciones sobre la cuenca del río Sabana, drenando a través de la Laguna Negra hacia el mar.

Conclusiones

Dado que ni la intensidad de la tormenta tropical *Manuel* (en el Pacífico nororiental) ni del huracán *Ingrid* (en el Golfo de México) resultaron especialmente extremos, y ya que en la mayor parte de su trayectoria no se encontraron muy cerca de tierra, la magnitud del desastre que produjeron resulta algo sorpresiva. El campo de lluvia que en combinación produjeron resulta mucho más extenso y con mayor duración que la que se hubiese podido esperar para cualquiera de ellos e, inclusive, para la simple adición de ambos. Así, se estima que su ocurrencia simultánea (en parte de su desarrollo) permitió interacciones que resultaron determinantes en la magnitud del desastre.

En este trabajo se ha mostrado la factibilidad de que la gran extensión de la huella combinada de lluvias se debiera al transporte de humedad alrededor de ambos vórtices, produciendo anómalas extensiones de las lluvias hacia el este del centro de giro de *Manuel*, y hacia el oeste y noroeste del centro de giro de *Ingrid*, con lluvias significativas (≥ 50 mm) muy por fuera del entorno de 250 km, que es lo común en ciclones tropicales aislados.

Se comparó con el evento más extremo en el intervalo 1961-2010 en la zona aledaña a Acapulco: el huracán *Pauline* en 1997. A pesar de la relativa debilidad de *Ingrid* y *Manuel* como ciclones tropicales, en conjunto produjeron, en la vertiente marina Pacífico Sur de México, una huella de lluvias del orden de dos veces la huella que en su momento produjo *Pauline* en 1997 tanto en volumen precipitado como en extensión.

Por otro lado, el análisis de las precipitaciones ocurridas en tres cuencas en la zona de mayor afectación, cerca de Acapulco, Guerrero, en comparación con su historia de precipitaciones de 1961 a 2010, indica que aunque día por día el evento efectivamente resultó extremo, con

periodo de retorno en el rango de 40 a 100 años, las acumulaciones en 2, 3, 4 y 5 días consecutivos resultaron con periodos de retorno mucho mayores, tan grandes que una muestra de tan sólo 50 años de lluvias diarias resulta poco confiable para aseverar sus valores cuantitativos. Esto demuestra que en relación con el clima de extremos de la zona, la duración de las precipitaciones por el fenómeno combinado resultó sin precedente en la historia de precipitaciones de 1961 a 2010.

Se discuten varios puntos asociados con las conclusiones previas que resultan pertinentes para explicar la magnitud del desastre ocurrido y que deben considerarse en posibles casos futuros análogos, que incluyen el impacto no tanto en la magnitud del pico de los hidrogramas como en la duración de éstos (volumen total de inundación), la importancia del hidrograma sobre el río La Sabana como aportador de volumen para la cuenca del Canal Colacho-Laguna Negra, y el cambio de dinámica en la atención a la emergencia que proviene de la gran extensión de las zonas siniestradas, en áreas inesperadas con base en la experiencia casi exclusiva de la afectación por ciclones tropicales aislados.

Créditos

Se agradece el apoyo recibido del Dr. Ángel Terán Cuevas en la generación de los entornos de los segmentos de trayectoria de los diversos ciclones tropicales. Se acredita el patrocinio de la Organización Meteorológica Mundial (en su programa PREMIA) bajo condiciones emergentes. Se agradece la dedicación de un árbitro anónimo, que promovió la reestructuración de este trabajo en una versión más directa y potencialmente más interesante para los lectores.

Referencias

- Aparicio-Mijares, F. J. (1992). *Fundamentos de hidrología de superficie* (302 pp.). México, DF: Limusa.
- Breña-Naranjo, J. A., Pedrozo-Acuña, A., Pozos-Estrada, O., Jiménez-López, S. A., & López-López, M. R. (2015). The Contribution of Tropical Cyclones to Rainfall in Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth, Elsevier*. Fecha de consulta: mayo de 2016. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2015.05.011>.
- Ferraro, R., Pellegrino, P., Turk, M., Chen, W., Qiu, Sh., Kuligowski, R., Kusselson, Sh., Irving, A., Kidder, S., Knaff, J. (2005). The Tropical Rainfall Potential (Trap) Technique. Part II: Validation. *Weather and Forecasting. American Meteorological Society*, 20, 466-475.
- García-Arróliga, N. M., Méndez-Estrada, K. M., Reyes-Rodríguez, R., & Marin-Cambranis, R. H. (2015). *Impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en la República Mexicana en 2013* (80 pp.). México, DF: Centro Nacional de Prevención de Desastres, Secretaría de Gobernación.
- Jiménez, E. M., Domínguez, M., R., & Cruz, M., M. (1997). *Manual de operación de los programas AX.EXE y CARACHID.EXE (para hidrología)*. México, DF: Área de Riesgos Meteorológicos, Cenapred. Recuperado de <http://documents.mx/documents/manualax.html>.
- Kidder, S. Q., Kusselson, Sh. J., Knaff, J. A., & Kuligowski, J. (October, 2001). *Improvements to the Experimental Tropical Rainfall Potential (TraP) Technique*. 11th Conference on Satellite Meteorology and Oceanography. Recovered from https://www.researchgate.net/publication/237814530_IMPROVEMENTS_TO_THE_EXPERIMENTAL_TROPICAL_RAINFALL_POTENTIAL_TRA_P_TECHNIQUE.
- Kidder, S. Q., Kusselson, Sh. J., Knaff, J. A., Ferraro, R. R., Kuligowski, R. J., & Turk, M. (2005). The Tropical Rainfall Potential (TraP) Technique. Part 1: Description and Examples. *Weather and Forecasting. American Meteorological Society*, 20, 456-464.
- Lonfat, M., Rogers, R., Marchok, T., & Marks, F. D. Jr. (2007). A Parametric Model for Predicting Hurricane Rainfall. *Monthly Weather Review, American Meteorological Society*, 135, 3086-3097.
- Marks, F. D., Kappler, G., & DeMaria, M. (2002). *Development of a Tropical Cyclone Rainfall Climatology and Persistence (R-CLIPER) Model*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/242377492_Development_of_a_tropical_cyclone_rainfall_climatology_and_persistence_R-CLIPER_model.
- Marks, F. D., & DeMaria, M. (2003). *Development of a Tropical Cyclone Rainfall Climatology and Persistence (R-CLIPER) Model. Final Report, Dic. 31, 2003*. Miami: Hurricane Research Division, Atlantic Oceanographical and Marine Laboratory, OAR, NOAA.
- Mooney, L., Adolphson, J., Feldt, J., Gabrielsen, P., Graham, K., Orrock, J., Stewart, K., & Trumbla, R. (2001). *Tropical Storm Allison Heavy Rains and Floods Texas and Louisiana, June 2001* (32 pp.). Silver Spring, USA: Service Assessment, National Weather Service, NOAA.
- Pedrozo-Acuña, A., Breña-Naranjo, J. A., & Domínguez-Mora, R. (2014). The Hydrological Setting of the 2013 Floods in Mexico. *Weather, Royal Meteorological Society*, 69(11), 295-302.
- Quintas, I. (2004). *Informe OMM/PROMMA No. 199. Explotación de la base de datos climatológica nacional del siglo XX. Programa de Modernización del Manejo del Agua* (31 pp.).

México, DF: Comisión Nacional del Agua, Organización Meteorológica Mundial.

Rosengaus, M. (1996). Una propuesta para el manejo eficiente de la información climatológica en México. En: *Memorias del VII Congreso Nacional de Meteorología*. Organización Mexicana de Meteorólogos, Chapingo, Estado de México.

Rosengaus, M. (2013). *Generación de estadísticas de volúmenes históricos precipitados para cuatro cuencas piloto en el río Lerma. Informe MM/PREMI 219* (124 pp.). Organización Meteorológica Mundial y Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://sites.google.com/a/wmo.int/mx/infospremia/premiagen>.

Rosengaus, M. (2016a). *Ciclotrop.com*. Recuperado de [http://ciclotrop.com/Ciclones Tropicales/xxxx](http://ciclotrop.com/Ciclones_Tropicales/xxxx) (donde xxxx="previo a 2011","2011","2012","2013","2014","2015").

Rosengaus, M. (2016b). *Ciclotrop.com*. Consultado en mayo de 2016. Recuperado de http://ciclotrop.com/uploads/3/4/3/4/34340120/precip_y_tray_ingrid_0800_12sep2013_a_0800_18sep2013.png.

Rosengaus, M. (2016c). *Ciclotrop.com*. Consultado en mayo de 2016. Recuperado de http://ciclotrop.com/uploads/3/4/3/4/34340120/precip_y_tray_manuel_fase_ii_0800_18sep2013_a_0800_21sep2013.png.

Roth, D. (2015). *Tropical Cyclone Rainfall Data*. Weather Prediction Center, National Centers for Environmental Prediction, NOAA. Recuperado de <http://www.wpc.ncep.noaa.gov/tropical/rain/tcrainfall.html>.

Tuleya, R. E., DeMaria, M., & Kuligowski, R. J. (2007). Evaluation of GFDL and Simple Statistical Model Rainfall Forecasts for U.S. Landfalling Tropical Storms. *Weather and Forecasting, American Meteorological Society*, 22, 56-70.

Dirección institucional de los autores

Dr. Michel Rosengaus Moshinsky

Consultor privado

Teléfonos: +52 (55) 5589 9213, 5404 7071

mickros@mac.com

Dr. Felipe I. Arreguín Cortés

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso

62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO

Teléfono: +52 (777) 3293 600, extensión 554

felipe_arreguin@tlaloc.imta.mx

Dr. David Korenfeld Federman

Consultor privado

drkorenfeld@prodigy.net.mx

M.I. Horacio Rubio Gutiérrez

Comisión Nacional del Agua

Avenida Insurgentes Sur 2416

Copilco El Bajo, 04340 Ciudad de México, MÉXICO

Teléfono: +52 (55) 5174 4000, extensiones 1687 y 1688

horacio.rubio@conagua.gob.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae)

• Jhan Carlos Charris • Aracelly Caselles-Osorio* •
Universidad del Atlántico, Colombia

*Autor para correspondencia

Resumen

Charris, J. C., & Caselles-Osorio, A. (noviembre-diciembre, 2016). Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 93-103.

Este estudio evaluó la eficiencia de eliminación de materia orgánica (DQO), nitrógeno (NH_4^+ , NO_3^-) ortofosfatos, y coliformes totales y fecales en cuatro humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto usando dos especies de plantas locales. Dos sistemas fueron plantados con *Cyperus ligularis* y dos con *Echinochloa colonum*. El experimento constó de un tanque de almacenamiento de 760 litros (tratamiento primario), desde donde se vertió el agua residual, mediante tubería de PVC, al sistema de humedales. Cada humedal fue rellenado con grava granítica de unos 8 mm de diámetro y porosidad de 0.4. Una vez al día y durante cuatro meses, se adicionó a los humedales un caudal de 42 l.día⁻¹, para mantener un tiempo de residencia hidráulico de tres días. Las muestras de agua residual (afuente y efuente) se recolectaron tres veces por semana para determinar la concentración de DQO y nutrientes. Una vez por semana se determinaron coliformes fecales y totales. La eliminación de DQO, amonio, nitrato y ortofosfatos fue de 93, 65, 71 y 32%, respectivamente, para *C. ligularis*, y de 85, 54, 67 y 57%, respectivamente, para *E. colonum*. La eficiencia de eliminación de bacterias coliformes fue de 99.9% para ambas especies. Los resultados indicaron que hubo una diferencia significativa ($P < 0.05$) en la eliminación de los principales contaminantes en el humedal plantado con *C. ligularis*, indicando una mayor capacidad de esta especie para el tratamiento del agua residual doméstica.

Palabras clave: DQO, amonio, coliformes, aguas residuales, macrófitas, humedales construidos de flujo subsuperficial.

Abstract

Charris, J. C., & Caselles-Osorio, A. (November-December, 2016). Contaminant Removal Efficiency from Domestic Wastewater Using Experimental Constructed Wetlands Planted with *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) and *Echinochloa colonum* (Poaceae). *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 93-103.

This study evaluated the removal efficiency of organic matter (COD), nitrogen (NH_4^+ , NO_3^-) orthophosphate and total and fecal coliforms in four horizontal subsurface flow pilot scale constructed wetlands using two species of local plants. Two systems were planted with *Cyperus ligularis* and two *Echinochloa colonum*. The experiment consisted of sedimentation tank of 760 L (primary treatment) from where water was poured, through PVC pipe to constructed wetlands system. Each wetland was filled with gravel of a diameter of 8 mm and porosity of 0.4. Once a day during four months, wetlands added a flow rate of 42 l.day⁻¹ to maintain a hydraulic residence time of three days. Wastewater samples (influent and effluent) were collected three times by week for COD and nutrients concentrations. Once a week the fecal and total coliforms were analyzed. Removal efficiency of COD, ammonium, nitrate and orthophosphate were of 93, 65, 71 and 32%, respectively for *C. ligularis* and of 85, 54, 67 and 57%, respectively for *E. colonum*. Removal efficiency of total and fecal coliforms was on 99.9% for both species. The results indicated no significant difference ($P < 0.05$) in the removal of principals contaminants in the wetland planted *C. ligularis* indicating higher ability of this species for the treatment of domestic wastewater.

Keywords: COD, ammonia, coliforms bacteria, wastewater, macrophytes, and horizontal subsurface flow constructed wetlands.

Recibido: 18/07/2014
Aceptado: 15/03/2016

Introducción

En los países de América Latina se presentan marcadas diferencias socioeconómicas, ambientales y tecnológicas, por lo que se pueden evidenciar regiones que carecen totalmente de saneamiento básico y otras que alcanzan niveles aceptables de tratamiento del agua residual (ONU, 2003). Los problemas de saneamiento en Latinoamérica son más acentuados en zonas rurales y poblaciones aisladas, donde es inaccesible tanto la disposición de redes de alcantarillado como sistemas convencionales de tratamiento. En estas zonas, los sistemas de tratamiento natural son los más recomendables, dados los bajos costos de operación y mantenimiento, y las altas eficiencias de eliminación de contaminantes que se pueden alcanzar (Kadlec & Wallace, 2009). Entre tales sistemas se incluyen lagunas de oxidación, macrófitas flotantes y enraizadas, y humedales construidos (Reed, Crites, & Middlebrooks, 1995). Los humedales construidos presentan varias ventajas e inconvenientes, en comparación con otros sistemas de tratamiento (cuadro 1). Debido a su simplicidad de operación y bajo consumo energético, se convierten en una opción para reducir la contaminación por aguas residuales en comunidades pequeñas y zonas rurales (Vymazal, 2013). Además, para el caso de los humedales construidos de flujo subsuperficial (HC FSS), en donde el agua residual circula por el lecho

granular en forma subterránea, se evitan malos olores y producción de mosquitos causantes de enfermedades (García & Corzo, 2008).

Los principales mecanismos para la eliminación de contaminantes en los humedales incluyen una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos, donde los microorganismos, el sustrato, el agua y las plantas realizan la eliminación de materia orgánica, nutrientes, patógenos y otros contaminantes del agua residual (Kadlec & Wallace, 2009). Uno de los aspectos más estudiados en estos sistemas ha sido la participación de las macrófitas en el proceso de eliminación. Varios estudios han informado que las plantas son capaces de absorber los nutrientes, transportar oxígeno a la zona de las raíces, y mitigar los efectos del viento y la radiación solar sobre las reacciones que se producen en el agua (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2013). Asimismo, algunos autores han señalado que podría haber una diferencia en la eficacia del tratamiento en relación con el tipo de planta sembrada (Brisson & Chazarenc, 2009; Leto, Tuttolomondo, Labella, Leone, & Licata, 2013). Por ejemplo, Carballeira, Ruiz y Soto (2016) reportaron que la eficiencia de eliminación de DQO estuvo relacionada con el tipo de planta y la carga orgánica suministrada. De acuerdo con Vymazal (2013), las especies más comúnmente usadas en el mundo corresponden a *Typha* spp., *Scirpus* spp., *Phragmites australis* y *Juncus* spp. Brisson & Chazarenc (2009) afirman que no se

Cuadro 1. Algunas ventajas e inconvenientes de la tecnología de humedales construidos para la depuración de aguas residuales. Tomado de García y Corzo (2008).

Ventajas	Inconvenientes
Facilidad en la operación y mantenimiento (no requiere invertir mucho tiempo ni personal capacitado)	Requieren superficies relativamente grandes (entre 20 y 80 veces más que otros sistemas)
Gasto energético mínimo (para las lagunas de oxidación se requiere máximo 0.19 kWh/m ³)	El alcance de su eficiencia puede durar varios meses
No hay manejo de residuos	Deben diseñarse acorde con cada proyecto en particular
Buena integración con el medio ambiente	La acumulación de sólidos en el lecho granular acelera su colmatación
Posibilidad de recuperar y/o crear zonas de humedales	

puede generalizar sobre la selección de la especie de macrófita en HC, pues cada especie puede responder a las condiciones exactas donde se lleva a cabo el proceso de depuración. En este sentido, Guittonny-Philippe *et al.* (2015) resaltan la importancia de hacer énfasis en estudios de laboratorio con especies nativas que crecen a corta distancia de los vertidos industriales, ya que serían buenas indicadoras de tolerancia a mezclas de contaminantes orgánicos. En las regiones tropicales, si bien existe una gran diversidad de macrófitas acuáticas (Velásquez, 1994), poco se sabe acerca del potencial de eliminación que pueden tener muchas de estas especies, principalmente en la capacidad para desarrollar y mantener condiciones aeróbico/anaeróbicas en zona de raíces, favoreciendo procesos de depuración de contaminantes (Caselles-Osorio, Villafañe, Caballero, & Manzano, 2011). Esta investigación buscó evaluar el efecto de las macrófitas locales: *Cyperus ligularis* y *Echinochloa colonum*, en la reducción de contaminantes del agua residual doméstica producida por la comunidad estudiantil en la Universidad del Atlántico en Barranquilla, Colombia. Los experimentos se llevaron a cabo

en un sistema piloto que operó bajo condiciones tropicales.

Metodología

Humedales construidos experimentales de flujo subsuperficial horizontal (HC FSSH)

Los HC FSSH se caracterizan porque el agua circula por el medio granular desde una zona de entrada hasta una zona de salida en forma horizontal, a diferencia de los humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (HC FSSV), en los que el agua residual se adiciona desde la superficie hasta el fondo del lecho con periodos intercalados de llenado y vaciado. Para llevar a cabo el presente experimento, se instalaron en la Universidad del Atlántico (Barranquilla, Colombia), cuatro HC FSSH, consistentes en contenedores de hormigón dispuestos en paralelo y conectados a un tanque de sedimentación del agua residual de 500 litros de capacidad (figura 1). Cada una de las unidades de tratamiento de humedales tuvo una dimensión de 1.0 l × 0.6 A × 0.6 m de profundidad y fueron rellenos con grava granítica de diámetro entre 8 y 10 mm

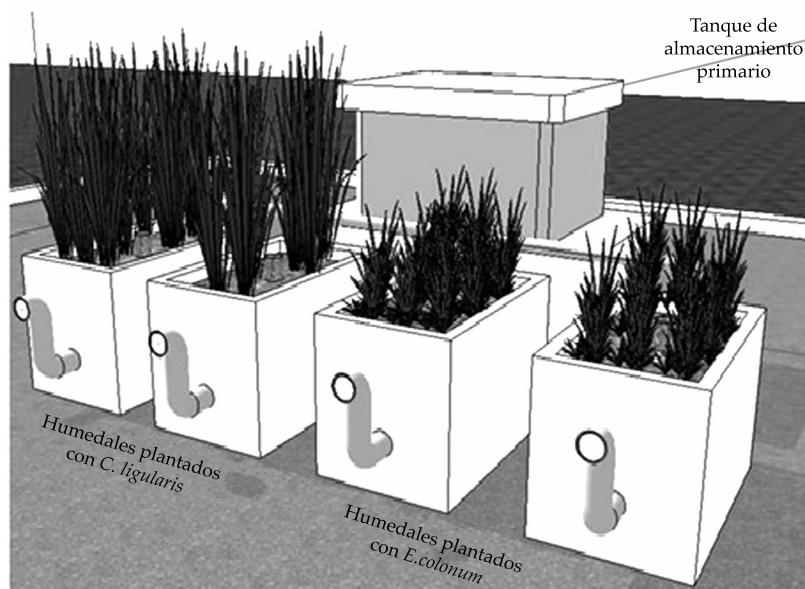


Figura 1. Diagrama de los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal evaluados y plantados con *C. ligularis* y *E. colonum*.

hasta una altura de 0.5 m; el agua residual alcanzó los 0.4 m de profundidad. Dos de los cuatro humedales fueron plantados con rizomas de *Cyperus ligularis* y dos con plántulas de *Echinochloa colonum*. Se sembró un total de 25 plántulas en cada humedal en el mes de julio de 2013 y se monitorizaron durante cuatro meses a partir de agosto de 2013. El agua residual clarificada se adicionó a cada humedal mediante tubería PVC perforada, con un caudal de 42 l.día⁻¹, el cual proporcionó un tiempo de retención hidráulica de unos tres días.

Crecimiento de las plantas y control de calidad del agua residual

Las macrófitas *C. ligularis* y *E. colonum* se colectaron en arroyos cercanos a la ciudad de Barranquilla y aclimatadas durante un mes con agua residual antes de ser plantadas en los humedales. El crecimiento de las plantas se evaluó midiendo periódicamente (de 2 a 3 veces al mes) la altura de las plantas a través de una cinta métrica (3 m). Al final del estudio, se colectaron muestras de hojas, tallos y raíces para estimar la producción de biomasa. La calidad del agua residual, afluente y efluente se realizó tomando tres muestras semanales en horas de la mañana durante cuatro meses, y analizadas para DQO, amonio, nitrato, nitrito, ortofosfato y bacterias coliformes. Los análisis de las muestras de agua se hicieron según las descripciones de APHA-AWWA-WEF (2012). Para el análisis de coliformes totales y fecales se usó el método de filtración por membrana, con filtros de 0.45 micras de tamaño de poro (Millipore Corp) y agar selectivos, EMB (eosina-azul metylen). Los parámetros como potencial redox (ORP), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica y temperatura se midieron *in situ* utilizando una sonda WTW multi 3420. Los valores de las características fisicoquímicas registradas en los efluentes del sistema de humedales fueron contrastados con la normativa legal vigente para vertidos líquidos en Colombia (Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible).

Análisis estadísticos

El análisis de resultados sobre la eliminación de contaminantes en los humedales fue realizado mediante un ANOVA a una vía. Para ello, se llevaron a cabo pruebas de Kolmogorov-Smirnov, a fin de establecer la normalidad de los datos y cuando el supuesto de normalidad no fue evidenciado, los datos fueron transformados. El nivel de significancia fue de 0.05 en todos los casos. Los análisis estadísticos se alcanzaron usando *Statgraphic Centurion XV-2*.

Análisis y discusión de resultados

Crecimiento y desarrollo de las plantas

C. ligularis es una planta perenne, mientras que *E. colonum* tiene un ciclo de vida de un año (USDA, 2016). En el estudio realizado, ambas especies crecieron rápidamente en los sistemas de humedales, alcanzando una cobertura de 100% en los primeros dos meses de crecimiento. *C. ligularis* alcanzó alturas máximas de 69.7 ($\pm$ 34.0) cm en el tercer mes de muestreo y *E. colonum* de 48.1 ($\pm$ 17.6) cm en el segundo mes del mismo periodo de estudio. Las características herbáceas y ciclo de vida corto de *E. colonum* permitieron colectar una biomasa seca total de 2.5 k/m² en el segundo mes de muestreo, mientras que *C. ligularis* de tallos rígidos y duros, y de crecimiento continuo, no permitió obtener un valor de biomasa para el periodo de muestreo donde se llevó a cabo este experimento. Sin embargo, fue posible determinar que el crecimiento y longitud de las raíces fue superior en *C. ligularis* (30 cm) con respecto al área radicular de *E. colonum* (22 cm).

Características fisicoquímicas del agua residual afluente y efluente

En el cuadro 2 se presentan los valores promedio de los factores fisicoquímicos de calidad del agua residual de los efluentes de los HC de FS-SH plantados con *C. articulatus* y *E. colonum*. Las características fisicoquímicas del agua residual efluente fueron similares para ambos sistemas.

Los valores de potencial redox y conductividad eléctrica fueron ligeramente mayores en los HC plantados con *E. colonum*. Estos valores son mucho mayores con respecto a los resultados reportados por Caselles-Osorio *et al.* (2011) para *Eleocharis mutata* y *Eriochloa aristata*, en HC construidos experimentales similares. Tal como lo sugieren Brisson y Chazarenc (2009), el tratamiento puede estar influenciado por el tipo de macrófita acuática y las distintas condiciones de experimentación; así, los valores altos de la conductividad eléctrica se relacionan con las altas tasas de evapotranspiración de las especies (cuadro 2), que concentran las sales disueltas. En este caso coinciden la mayor evapotranspiración con la alta conductividad eléctrica del humedal plantado con *E. colonum*.

Eliminación de contaminantes del agua residual

Las concentraciones de DQO en el afluente promediaron 246.1 (± 78.8) mg.l⁻¹ y 19.4 (± 8) y 40.7 (± 23.3) para los efluentes de *C. ligularis* y *E. colonum*, respectivamente. Las concentraciones de DQO en el agua afluente son más bajas que las reportadas para aguas residuales domésticas (Metcalf & Eddy, 2003), probablemente como consecuencia de un eficiente tratamiento primario (tanque de sedimentación) o por las

bajas concentraciones de este contaminante en el agua producida por la comunidad universitaria. El decreto 3930 de 2010 establece que los valores máximos permisibles de vertimiento para DQO, 180 000 mg.l⁻¹, los efluentes están cumpliendo con lo estipulado por la norma debido a que las concentraciones son más bajas que las reportadas.

En la figura 2 se muestra el comportamiento de los valores de carga orgánica superficial para ambas especies. La carga orgánica del afluente fue de 17.2 g m².d⁻¹ y la de los efluentes de 1.16 y 2.37 g m².d⁻¹ para *C. ligularis* y *E. colonum*, respectivamente. Así, la disminución de la carga orgánica fue de 16 y 14 g DQO m².d⁻¹ para *C. ligularis* y *E. colonum*, respectivamente. Estos valores son similares a los reportados por Konnerup, Koottatep y Brix (2009) en HC de FSSH plantados con *Canna* y *Heliconia* en climas tropicales, donde se alcanzaron reducciones de 20 g DQO m².d⁻¹ para ambas especies ornamentales.

La eficiencia de eliminación de la carga orgánica (DQO) para *C. ligularis* fue de 92% y de 83% para *E. Colonum* (figura 3). Los resultados del análisis de varianza indicaron diferencias significativas entre estas dos especies ($P < 0.000$). La mayor eficiencia de eliminación de *C. ligularis* es concordante con lo reportado por Leto *et al.* (2013) para *C. alternifolius* en HC de FSSH, lo cual indica una eficiencia de este

Cuadro 2. Valores promedio y desviación estándar (en paréntesis) de los factores fisicoquímicos de calidad del agua residual afluente y efluente. Note que los valores del afluente corresponden con las características fisicoquímicas iniciales del agua residual a tratar. Los cálculos fueron basados entre 25 y 28 mediciones dependiendo del factor evaluado.

Factor	Afluente	<i>Cyperus ligularis</i>	<i>Echinochloa colonum</i>
DQO, mg.l ⁻¹	246 (± 78.8)	19.4 (± 7.98)	39.2 (± 24.1)
Amonio, mg.l ⁻¹	69.2 (± 46.0)	26.3 (± 13.9)	35.2 (± 14.3)
Ortofosfatos, mg.l ⁻¹	43.5 (± 19.5)	34.3 (± 16.9)	23.1 (± 11.0)
Temperatura, °C	28.3 (± 1.47)	27.7 (± 2.1)	26.1 (± 1.7)
Oxígeno disuelto, mg.d ⁻¹	1.08 (± 0.45)	1.8 (± 0.9)	1.9 (± 0.9)
E_{H_2} mV	27.1 (± 205)	247.6 (± 70.8)	268.3 (± 90.6)
pH,	8.0 (± 0.92)	7.0 (± 0.1)	7.0 (± 0.1)
Conductividad eléctrica, uS.cm ⁻¹	856.0 (± 171.8)	557.8 (± 171.8)	646.6 (± 258.1)
*Evapotranspiración observada, mm.d ⁻¹		9.9 (3.9)	12 (4.9)

*Corresponde a la diferencia en el volumen de agua aplicado con respecto al volumen de agua recogido.

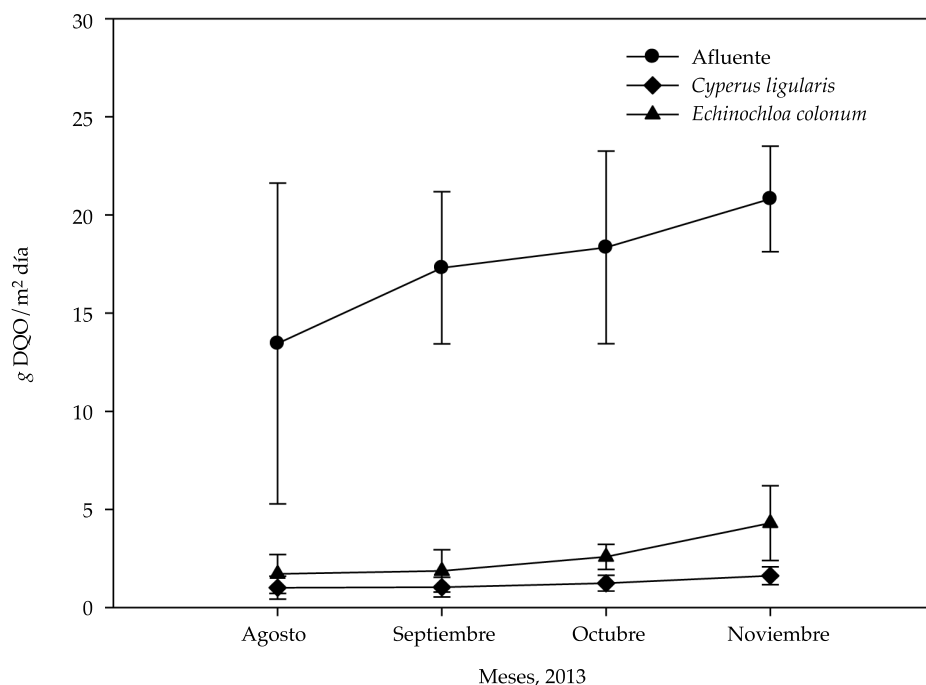


Figura 2. Valores promedio de la carga superficial de DQO eliminada en los humedales construidos de flujo subsuperficial plantados con *C. ligularis* y *E. colonum* durante el periodo de estudio.

género de macrófita en procesos de fitodepuración. Algunos autores han reportado que el rápido crecimiento y la naturaleza invasora de las especies del género *Cyperus* pueden favorecer la eliminación de contaminantes del agua residual (Kyambadde, Kansime, & Dalhammar, 2005; Kantawanichkul, Kladprasert y Brix, 2009, citados en Leto *et al.*, 2013). Asimismo, Vega, Lancheros y Caselles-Osorio (2013), en estudios realizados en HC de FSSH similares, reportaron eficiencias de eliminación de DQO superior a 85% para *Cyperus articulatus*, comparado con un sistema no plantado.

La eliminación de nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) y nitritos ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) varió respecto del tipo de macrófita evaluada. Las concentraciones de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en el agua afluente fueron de $69.3 (\pm 26.1)$ y de $26.9 (\pm 13.3)$ y $35.2 (\pm 14.3)$ para los efluentes de *C. articulatus* y *E. colonum*, respectivamente. Las concentraciones de nitratos en el afluente fueron de $0.9 (\pm 0.9)$ mg.l⁻¹ y de $1.9 (\pm 3.4)$ y $0.5 (\pm 0.3)$ en

los efluentes de *C. ligularis* y *E. colonum*, respectivamente. Con respecto al nitrito, se registraron concentraciones en el afluente de $0.02 (\pm 0.3)$ mg.l⁻¹ y de $0.01 (\pm 0.01)$ y $0.03 (\pm 0.04)$ mg.l⁻¹ para *C. ligularis* y *E. colonum*, respectivamente.

Las altas concentraciones de amonio en el agua afluente indican un agua muy concentrada respecto de lo reportado para aguas residuales domésticas, las cuales no exceden los 25 mg.l⁻¹ (Metcalf & Eddy, 2003). Es probable que el principal uso de la red sanitaria por la comunidad universitaria sea para deposición de orina, lo que origina un agua con mayor contenido de amonio. El comportamiento temporal de la eliminación de la carga superficial de amonio se muestra en la figura 4. Al igual que en la eliminación de DQO, la mayor eliminación de amonio se registró en el HC plantado con *C. ligularis* (60%) con respecto a *E. colonum* (45%). La disminución de la carga promedio eliminada en *C. ligularis* fue de $3.23 \text{ gNH}_4^+\text{-N m}^2\text{d}^{-1}$ y la de *E. colonum* fue $2.8 \text{ gNH}_4^+\text{-N m}^2\text{d}^{-1}$. Estas di-

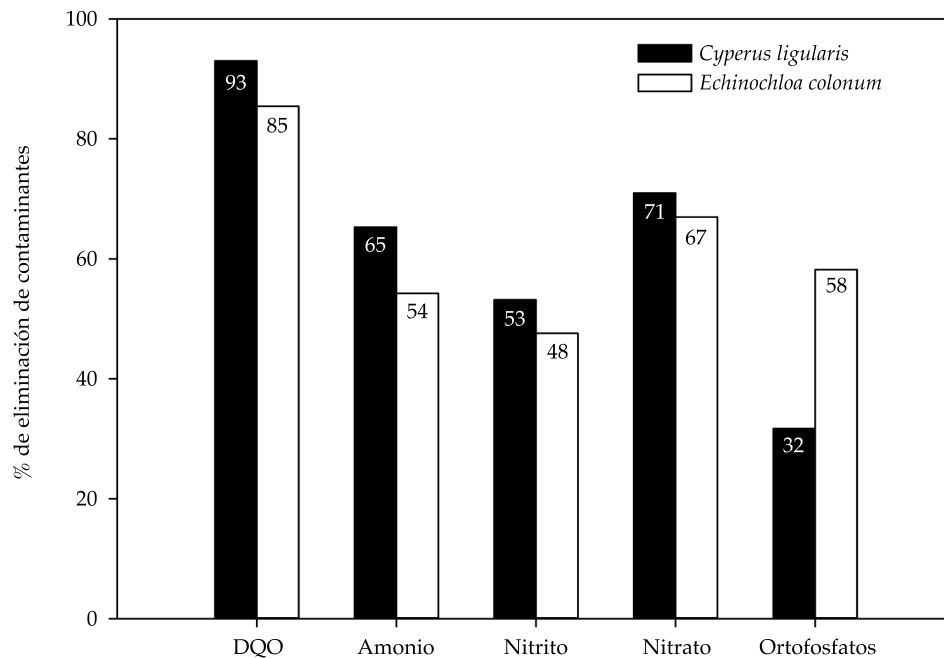


Figura 3. Porcentajes de eliminación de DQO, nitrógeno (amonio, nitrato y nitrito) y ortofosfatos en los humedales construidos de flujo subsuperficial plantados con *C. ligularis* y *E. colonum* durante el periodo de estudio.

ferencias fueron estadísticamente significativas ($P = 0.012$), indicando la mayor eficiencia de *C. ligularis* para eliminar nitrógeno amoniacal (figura 3). Estos resultados son similares a los reportados por Caselles-Osorio *et al.* (2011), en sistemas de HC de FSSH experimentales similares, donde especies como *Eleocharis mutata* y *Eriochloa aristata* obtuvieron eficiencias de eliminación de amonio de 62 y 67%, respectivamente. Sin embargo, difieren de los registrados por Vega *et al.* (2013) para *Cyperus articulatus* en experimentos similares, quienes reportan eficiencias de eliminación de amonio de 90%. Tales autores argumentan que las características morfológicas particulares de *C. articulatus*, como rápido crecimiento y presencia de tallos huecos, podrían haber transferido más oxígeno hacia la zona de raíces, para promover condiciones aeróbicas que favorecieron los procesos de nitrificación en el sistema. Es probable que las características de crecimiento de raíces y desarrollo vegetativo de *C. ligularis* estén influenciando el mayor rendimiento de esta especie con respecto

a *E. colonum*. También se evidencia que la mayor eliminación de amonio ocurrió principalmente en los dos primeros meses de crecimiento de ambas especies, disminuyendo una vez que se alcanzó un máximo de crecimiento. Estos resultados apoyan lo sugerido por Brisson y Chazarenc (2009) sobre la importancia en la selección de la especie de planta para procesos de fitodepuración con HC.

Tal como se ha demostrado para otras especies de macrófitas acuáticas ampliamente usadas en HC de FSSH, como *Typha* spp., *Phragmites australis* y *Scirpus* spp. (Vymazal, 2013; Leto *et al.*, 2013), *C. ligularis* y *E. colonum* demostraron tolerancia y adaptabilidad a las condiciones del agua residual doméstica. No obstante, *C. ligularis* tendría ventajas en la eficiencia de la eliminación.

La dinámica de eliminación de la carga de nitratos en el tiempo fue similar a la del amonio (figura 5) para ambas especies, con excepción del mes de agosto/13 cuando la carga en el efluente del humedal plantado con *C. ligularis*

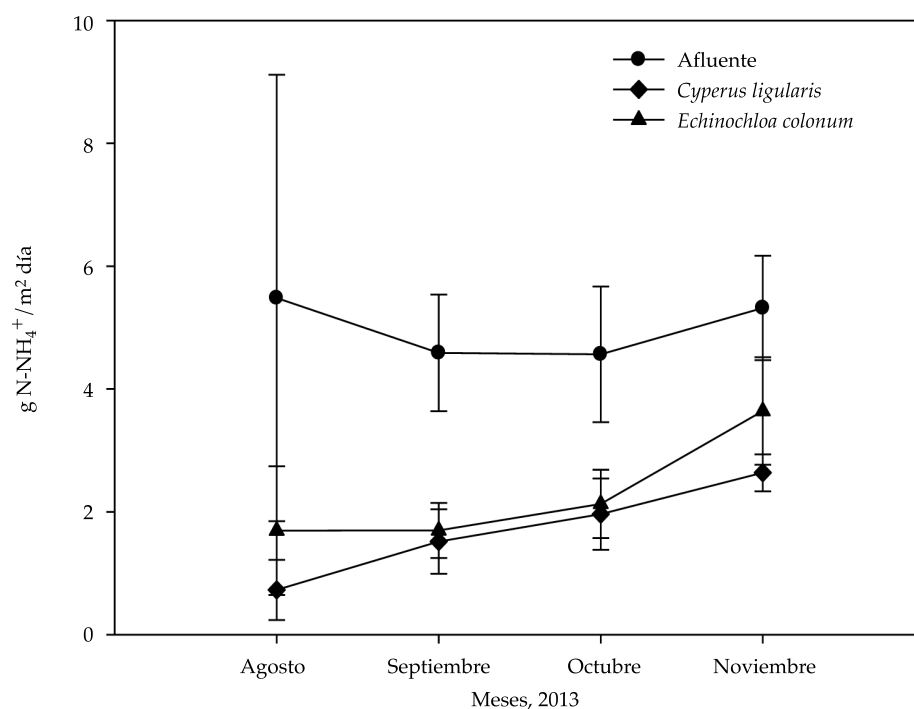


Figura 4. Valores promedio de la carga superficial de amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) en los humedales construidos de flujo subsuperficial plantados con *C. ligularis* y *E. colonum* durante el periodo de estudio.

fue superior. La carga total afluente tuvo un promedio de $0.06 (\pm 0.05) \text{ gNO}_3\text{-N m}^2.\text{d}^{-1}$, para el efluente de *C. ligularis* de $0.11 (\pm 0.19)$ y para *E. colonum* de $0.02 (\pm 0.01)$. Es probable que las altas cargas de nitrato en el efluente de *C. ligularis* registradas en el primer mes de estudio correspondan a una eficiente nitrificación en el periodo de rápido crecimiento de la macrófita. Sin embargo, en los meses restantes, las concentraciones en el efluente descendieron, permitiendo una eficiencia promedio de 71% (figura 3). La eficiencia en la eliminación de nitratos en el humedal plantado con *E. colonum* fue de 67%. Estas eficiencias de eliminación de compuestos nitrogenados son superiores a las reportadas por Leto *et al.* (2013) para especies como *Typha latifolia* y *Cyperus alternifolius*.

Las concentraciones de ortofosfatos en el agua residual afluente fueron de $43.6 (\pm 19.5) \text{ mg.l}^{-1}$ y de $34.3 (\pm 17)$ para el efluente de *C. ligularis* y de $23.1 (\pm 11.1)$ para el efluente de *C. colonum*. Contrario al comportamiento de la

eliminación de materia orgánica (DQO) y nitrógeno (amonio y nitrato), donde se presentó una mayor eficiencia de eliminación en *C. ligularis*, la remoción de ortofosfatos fue superior en el humedal plantado con *E. colonum*. En la figura 6 se describe el comportamiento de la carga de ortofosfatos para el afluente y los efluentes de las dos macrófitas evaluadas, y en la figura 3 se muestra la eficiencia de eliminación (32% para *E. colonum* y 58% para *C. ligularis*). Aparentemente, esta alta eliminación parece corresponder a mayores requerimientos de fósforo para el crecimiento de *E. colonum*, sumado al afecto de adsorción por el sustrato, como otro mecanismo de eliminación (García & Corzo, 2008). La eficiencia de eliminación de fósforo en HC de FSSH, por lo general no supera el 30% (Kadlec & Wallace, 2009) y depende de los mecanismos de eliminación de fósforo, como la precipitación y adsorción en el medio de soporte; es por esto que cuando los humedales operan con bajas cargas o cuando están recién construidos, se ob-

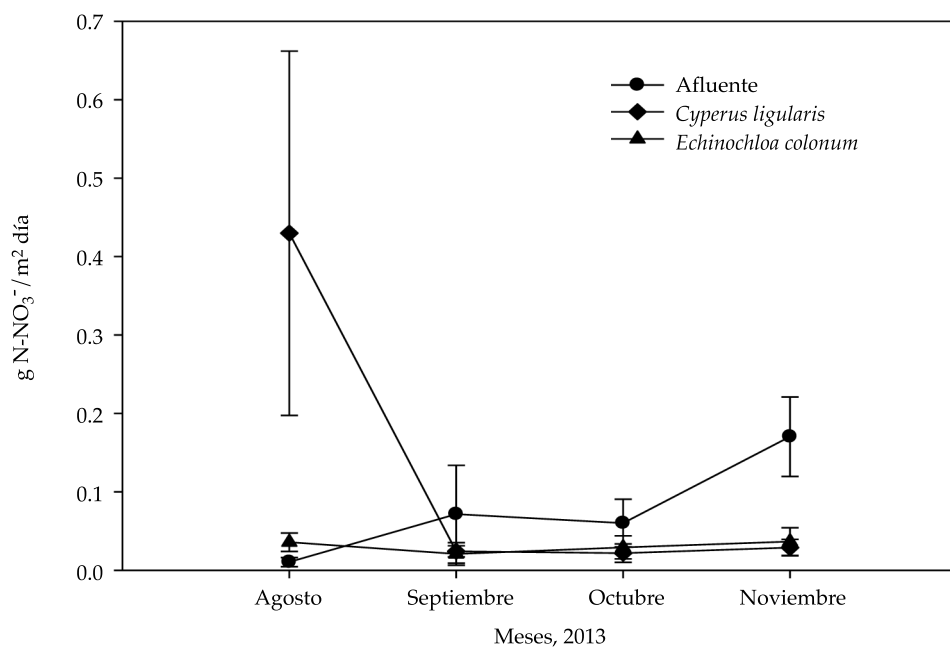


Figura 5. Valores promedio de la carga superficial de nitratos (NO₃-N) eliminada en los humedales construidos de flujo subsuperficial plantados con *C. ligularis* y *E. colonum* durante el periodo de estudio.

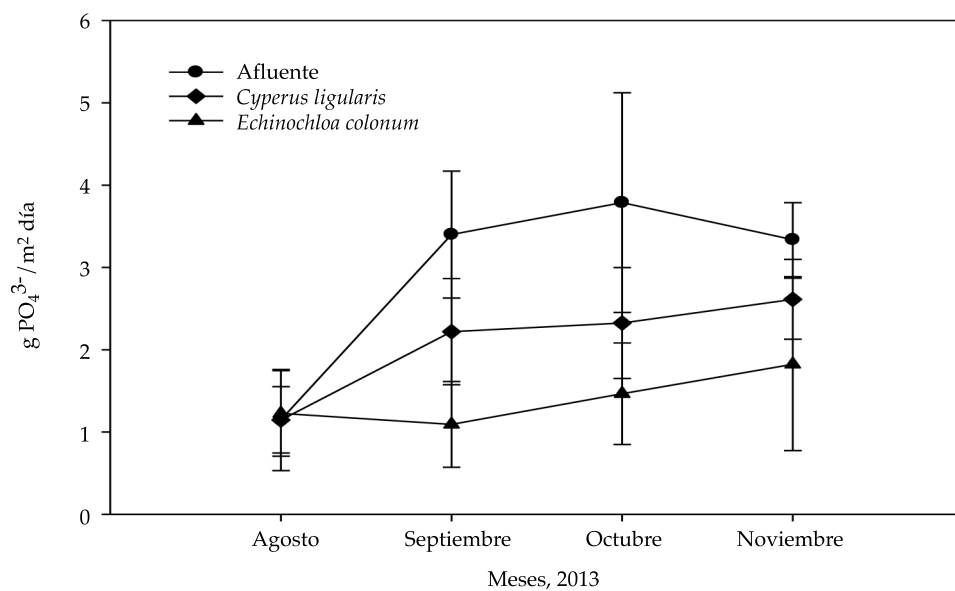


Figura 6. Valores promedio de la carga superficial de ortofosfatos (PO₄³⁻-P), eliminada en los humedales construidos de flujo subsuperficial plantados con *C. ligularis* y *E. colonum* durante el periodo de estudio.

tienen altas remociones de ortofosfatos (García & Corzo, 2008).

A nivel de microorganismos coliformes, la eliminación fue de tres unidades logarítmicas para ambos tipos de especies, alcanzando una eficiencia de eliminación de 99.9%. Estos resultados corroboran las altas eficiencias de los HC de FSSH para eliminar coliformes totales y fecales, tal como lo han reportado otros estudios bajo condiciones tropicales (García, Paredes, & Cubillos, 2013).

Por otra parte, los valores de las características fisicoquímicas de los efluentes de este estudio son concordantes con lo exigido en la normativa de vertimientos puntuales para aguas superficiales y alcantarillado de Colombia, principalmente para factores como pH y DQO, cuyos valores máximos permisibles están entre 6 y 9, y 200 mg.l⁻¹, respectivamente.

Conclusiones

La eficiencia de eliminación de bacterias coliformes, materia orgánica, amonio, nitrato y ortofosfatos estuvo entre 99.9, 93, 65, 71 y 32% para *E. ligularis*, y entre 99.99, 85, 54, 67 y 57% para *E. colonum*, respectivamente. *E. colonum* presentó las mayores eliminaciones de ortofosfatos, mientras que *C. ligularis* fue más eficiente en la eliminación de DQO, amonio y nitrato. Estos resultados permiten inferir que *C. ligularis* podría ser una especie de macrófita acuática recomendable en un sistema de humedales construidos a gran escala para el Caribe colombiano, dadas las altas eficiencias de eliminación de estos sistemas y la factibilidad de operación en zonas rurales donde no existen sistemas de tratamiento de agua residual.

Agradecimientos

A la Vicerrectoría de Extensión y Proyección Social de la Universidad del Atlántico, que financió la ejecución del estudio, y al Centro de Estudios del Agua de la Universidad, que facilitó su laboratorio para el análisis de las muestras. Especial agradecimiento a los estudiantes de último semestre de ingeniería Química, Henry Casierra y Jafeth Casalins, por su interés y colaboración en la finalización de este trabajo.

Referencias

- APHA-AWWA-WEF (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- Brisson, J., & Chazarenc, F. (2009). Maximizing Pollutant Removal in Constructed Wetlands: Should We Pay More Attention to Macrophyte Species Selection? Universidad de Montreal, Québec, Canada. *Science of the Total Environment*, 407, 3923-3930.
- Carballeira, T., Ruiz, I., & Soto, M. (2016). Effect of Plants and Surface Loading Rate on the Treatment Efficiency of Shallow Subsurface Constructed Wetlands. *Ecological Engineering*, 90, 203-214.
- Caselles-Osorio, A., Villafañe, P., Caballero, V., & Manzano, Y. (2011). Efficiency of Mesocosm-Scale Constructed Wetland Systems for Treatment of Sanitary Wastewater under Tropical Conditions. *Water, Air, Soil Pollut.* 220, 161-171.
- García, J., & Corzo, A. (2008). *Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial* (pp. 2-8). Barcelona: Universidad Politécnica de Catalunya.
- García, J. A., Paredes, D., & Cubillos, J. A. (2013). Effect of Plants and the Combination of Wetland Treatment Type Systems on Pathogen Removal in Tropical Climate Conditions. *Ecological Engineering*, 58, 57-62.
- Guittonny-Philippe, A., Petit, M., Masotti, V., Monnier, Y., Malleret, L., Coulomb, B., Combroux, I., Baumberger, T., Viglione, J., & Laffont-Schwob, I. (2015). Selection of Wild Macrophytes for Use in Constructed Wetlands for Phytoremediation of Contaminant Mixtures. *Journal of Environmental Management*, 147(1), 108-123.
- Konnerup, D., Koottatep, T. H., & Brix, H. (2009). Treatment of Domestic Wastewater in Tropical, Subsurface Flow Constructed Wetlands Planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological Engineering*, 35, 248-257.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). Boca Raton, USA: Taylor and Francis Group, CRP Press.
- Kyambadde, J., Kansime, F., & Dalhammar, F. (2005). Nitrogen and Phosphorus Removal in Substrate-Free Pilot Constructed Wetlands with Horizontal Surface Flow in Uganda. *Water, Air, Soil Pollut.*, 165, 37-59.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., Labella, S., Leone, R., & Licata, M. (2013). Effects of Plant Species in a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland –Phytore Mediation of Treated Urban Waste Water with *Cyperus alternifolius* L. and *Typhalatifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, 61, 282-291.
- Metcalfe & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. New York: McGraw-Hill.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible (17 de marzo de 2015). *Resolución 0631 de 2015 por la cual*

se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. Bogotá: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible.

ONU (2003). *Informe de la Organización de las Naciones Unidas*. Revisado el 5 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.fire.or.cr/mayo03/notas/agua1.htm>.

Reed, S., Crites, R., & Middlebrooks, E. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment* (2nd ed.). New York: McGraw-Hill, Inc.

USDA (2016). *Natural Resources Conservation Services*. United State Department of Agriculture. Recovered from <http://plants.usda.gov/core/profile?symbol=ECCO2>.

Vega, H. J., Lancheros, J. C., & Caselles-Osorio, A. (2013). Organic Matter and Nitrogen Removal in horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands Planted with *Cyperus articulatus*. *Memorias. Quinto Simposio Internacional sobre Dinámica y Control de Contaminación en Humedales, Wetpol., Nantes, Francia*.

Velásquez, J. (1994). *Plantas acuáticas vasculares de Venezuela* (992 pp.). Caracas: Universidad Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico.

Vymazal, J. (2013). The Use of Hybrid Constructed Wetlands for Wastewater Treatment with Special Attention to Nitrogen Removal: A Review of a Recent Development. *Water Research*, 47, 4795-4811.

Dirección institucional de los autores

Biól. Jhan Carlos Charris Olmos

Universidad del Atlántico
Km 7 Vía Puerto, Barranquilla, Atlántico, COLOMBIA
Teléfono: +57 (5) 3197 010
jhancarloscharris09@gmail.com

Dr. Aracelly Caselles Osorio

Docente asociada
Universidad del Atlántico
Km 7 Vía Puerto, Barranquilla, Atlántico, COLOMBIA
Teléfono: +57 (5) 3197 010
aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co



Haga clic aquí para escribir al autor



Cultivo de banano, Urabá antioqueño, Colombia.

Foto: Ana María Toro Trujillo.

Requerimientos de riego y predicción del rendimiento en el cultivo de banano mediante un modelo de simulación en el Urabá antioqueño, Colombia

• Ana María Toro-Trujillo • Ramón Arteaga-Ramírez* •
• M. Alberto Vázquez-Peña • L. Alicia Ibáñez-Castillo •
Universidad Autónoma Chapingo, México

*Autor para correspondencia

Resumen

Toro-Trujillo, A. M., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., & Ibáñez-Castillo, L. A. (noviembre-diciembre, 2016). Requerimientos de riego y predicción del rendimiento en el cultivo de banano mediante un modelo de simulación en el Urabá antioqueño, Colombia. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 105-122.

El cultivo de banano es la actividad agrícola más importante de la economía del Urabá antioqueño, desarrollada en 49 000 ha. El fenómeno ENSO ha afectado la producción debido a déficit de precipitación, incrementos de temperatura y periodos de sequía más intensos, a lo que se suman las altas incertidumbres asociadas con el cambio climático y la distribución desigual de las lluvias en la zona; todo ello ha aumentado la necesidad de riego. El objetivo fue estimar mediante simulaciones con el modelo CROPWAT los requerimientos de riego y la reducción del rendimiento del banano cuando se cultiva en condiciones sin riego en tres escenarios de precipitación: 20% (húmedo), 50% (normal) y 80% (seco) de probabilidad de excedencia. Se usaron datos diarios de precipitación, y temperatura máxima y mínima de siete estaciones meteorológicas, información fenológica y referencias edafológicas del Urabá, con siembras: en la estación seca (verano) (SV) y en la estación húmeda (temporada de lluvias) (SL). En los resultados, la evapotranspiración del cultivo presenta sus valores mayores con (SV) en marzo-agosto y con (SL) en julio-agosto, Salpicón es la mayor. Todas las estaciones presentan sus valores menores de precipitación efectiva entre enero y marzo, y los requerimientos hídricos mayores para la SV y en el escenario seco (80 %). La reducción del rendimiento en SV fue de 0.9% (húmedo), 5 a 15% (normal), y 25 a 30% (seco); en SL de 2% (húmedo), 1 a 3% (normal), y 5 a 10% (seco). En la zona norte del Urabá antioqueño, el riego suplementario es importante para no tener bajas en el rendimiento en los escenarios seco y normal.

Palabras clave: evapotranspiración, precipitación efectiva, requerimiento de riego, escenario.

Abstract

Toro-Trujillo, A. M., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., & Ibáñez-Castillo, L. A., (November-December, 2016). Irrigation Requirements and Yield Prediction of Bananas Growing through a Simulation Model in Urabá Antioqueño. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 105-122.

Banana cultivation is the main agricultural activity intense economy Urabá, Antioquia, developed in 49000 ha, the ENSO phenomena have affected the production deficit of precipitation, temperature increases, droughts further the high uncertainties associated with climate change and the uneven distribution of rainfall in the area, have increased the need for irrigation. The objective was to estimate the model through simulations CROPWAT irrigation requirements and yield reduction when grown banana in rainfed in conditions without irrigation in three scenarios of precipitation is 20% (wet), 50% (normal) and 80% (dry) probability of exceedance. Daily precipitation data and Maximum and Minimum Temperature 7 weather stations, phenological information and references Urabá soil, sown in Summer (SV) and planting in the rainy season (SL) were used. In the results presented crop evapotranspiration their elders SV values from March to August and SL in July-August, with the largest spatter. All stations have the lowest values of effective rainfall from January to March, the largest water requirements for SV and rain 80%. The yield reduction was 5-15% (normal) and 25-30% (dry) in SV and SL was 1-3% (normal) and 5-10% (dry) in the wet stage were lower 0.9% and 2% for SV SL. In the northern Urabá Antioquia, supplemental irrigation is important to avoid decreases in performance on dry, normal scenarios.

Keywords: Evapotranspiration, effective rainfall, irrigation requirement, scenario.

Recibido: 30/06/2014
Aceptado: 01/04/2016

Introducción

Colombia, en el ámbito mundial, aporta en la actualidad 10% de la producción total del banano tipo exportación (Espinal, Martínez & Acevedo, 2005). El banano para Colombia representa un 3% de las exportaciones totales, 35% del PIB agropecuario sin el café y 0.4% del PIB de Colombia, con 90 millones de cajas exportadas, que significan 757.3 millones de dólares norteamericanos al año (Augura, 2013). Para la zona del Urabá representa la principal actividad económica, pues agrupa unos 22 mil trabajadores (Espinal *et al.*, 2005). En 2012, el cultivo de banano ocupó 49 000 ha del área agrícola sembrada del país y alcanzó 1 834 822 Tm de la producción agrícola total. La zona del Urabá aporta 77% de la producción, con un rendimiento promedio para banano de exportación de 33.7 t ha⁻¹, superior al nacional de 32.3 t ha⁻¹ (Agronet, 2013).

La producción del banano en el Urabá en los últimos años ha sido afectada por el fenómeno ENSO, como consecuencia de los déficit de precipitación y los incrementos de temperatura (Guarín, 2011), y la tendencia lineal decreciente de la producción por hectárea en función de la evaporación potencial/precipitación (Quiceno, 2004). En este mismo sentido, IDEAM (2010) pronosticó que el cambio climático puede alterar los patrones de distribución de las lluvias y posiblemente se traducirá en periodos de sequía más intensos que pueden aumentar aún más su impacto en la producción de banano. Bajo sequía, las raíces producen señales que inducen al cierre parcial de los estomas, lo que permite que el banano permanezca altamente hidratado, con una reducción de carbono asimilado y, por lo tanto, una disminución en el rendimiento (Turner, Fortescue, & Thomas, 2007). Como consecuencia a la alta sensibilidad del banano al estrés hídrico, más de las dos terceras partes que se cultivan para la exportación en todo el mundo están bajo condiciones de riego, entre ellas zonas en el trópico con periodos secos marcados (Carr, 2009), situación que no se presenta en la zona en la temporada seca de diciembre a

marzo. Asimismo, Machovina y Feeley (2013) plantean el riego suplementario en la zona de estudio bajo diferentes escenarios de cambio climático. La zona no cuenta con más de 5% en áreas bajo riego. Con todo lo planteado, se requiere el conocimiento de las necesidades reales de agua del cultivo para la gestión y planificación de los recursos hídricos (Cigales & Pérez, 2011), pero en este proceso se necesita experimentación, recursos económicos, tiempo y mano de obra. Los resultados no se pueden exportar a otras regiones, pero los modelos computacionales evalúan las necesidades de riego y productividad del agua, y pronostican el rendimiento para regiones con condiciones meteorológicas distintas y situaciones de suelo específicas que no se han estudiado (Ruíz, Arteaga, Vázquez, López, & Ontiveros, 2011). Existen diferentes aplicaciones del modelo CROPWAT. Eid, Marsafaw y Ouda (2006) lo implementaron para la evaluación del impacto de cambio climático sobre la evapotranspiración y rendimiento con tres escenarios para maíz, trigo y algodón en Egipto. Encontraron un aumento en la evapotranspiración y disminución del rendimiento para maíz y trigo, y como estrategia de mitigación proponen la expansión del cultivo de algodón que se ve más favorecido ante las condiciones modeladas. Del mismo modo, Cigales y Pérez (2011) estimaron la influencia de los elementos climáticos y suelos en los requerimientos hídricos del banano, en conjunto con el programa CROPWAT. De acuerdo con los resultados del estudio, se concluyó que éste constituye una herramienta útil, fácil y versátil para efectuar ajustes en los programas de riego o bien calcular la lámina y frecuencia de riego en huertas donde se desea determinar un programa de riego para el cultivo del banano con buena precisión.

Shen, Li, Chen, Qi y Zhang (2013), y Freitas, Ramos y Costa (2008) plantean que la determinación de la variación temporal y espacial de la demanda de riego agrícola y los requerimientos de cultivos son de importancia para ayudar a mejorar la gestión del agua hacia el uso sostenible. Igualmente, Chopin y Blazy (2013) indican

la importancia de describir las causas de la variabilidad de los rendimientos y de esta manera focalizar las estrategias y políticas de promociones y de apoyo para facilitar la adopción de buenas prácticas a los agricultores de banano. El objetivo del presente estudio fue estimar mediante simulaciones los requerimientos de riego y la reducción del rendimiento en el cultivo de banano en condiciones de secano en los siguientes escenarios de precipitación: normal (50%), seca (80%) y húmeda (20%) mediante el modelo CROPWAT en la zona norte del Urabá antioqueño.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la zona norte del eje bananero del Urabá antioqueño. Se extiende entre los 7° 43.779' a los 8° 01.035' de latitud norte, y entre los 76° 36.677' y 76° 44.802' de longitud oeste, y está comprendida entre los ríos Curru-lao y Apartadó (figura 1). Según IGAC (2007), el eje bananero presenta un rango altitudinal que va desde 1 a 1 000 msnm; la precipitación promedio multianual fluctúa entre los 1 600 y 3 600 mm; la temperatura media multianual oscila entre los 22.8 y 28.5 °C; la evapotranspiración potencial (ETP) estimada por el método Thornthwaite registra valores entre 1 100 y 2 150 mm; la humedad relativa está en función del ciclo de lluvias de la zona y presenta los valores más alto para los periodos mayo-abril y octubre-noviembre, y humedades bajas de diciembre a marzo; en este último se tiene el valor más bajo (Roldán, 2008).

Información climática

Para las siete estaciones de CI Banancol se usó la información de precipitación (mm) a nivel diario para el periodo de 2004-2012; la temperatura máxima y mínima para el periodo 2004-2009, y se empleó la radiación solar medida en la estación Pista Indira para el cálculo de la evapotranspiración de las siete estaciones de Banancol

CI, como lo recomiendan Allen, Pereira, Raes y Smith (2006). El relleno de los datos faltantes se realizó por el método de US National Weather Service (ASCE, 1996).

Modelo CROPWAT

CROPWAT 8.0, para Windows es un programa de computación que puede ser usado para el cálculo de los requerimientos de agua de los cultivos con base en datos climáticos, fenológicos y edafológicos. Además, permite la elaboración de calendarios de riego para diferentes condiciones de manejo y el cálculo del esquema de provisión de agua para distintos patrones de cultivos. Está basado en las metodologías descritas en los boletines 56, 33 y 24 de la serie Riego y Drenaje de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (Allen, Pereira, Raes & Smith, 2006; Doorenbos & Kassam, 1979; Doorenbos & Pruitt, 1977), y ha sido utilizado en banano por Cigales y Pérez (2011); Karanja (2006), y Stephen, Sammis y Wu (1985). En otros cultivos, por George, Shende y Raghuwanshi (2000), y Molua y Lambi (2006). Este modelo estima la reducción del rendimiento por estrés hídrico y se expresa como un porcentaje de la producción máxima alcanzable en la zona en condiciones óptimas. Todas las versiones operan bajo el concepto de evapotranspiración de referencia calculada mediante el método de Penman-Monteith FAO y la versión ocho ofrece la posibilidad de ingresar el valor de evapotranspiración por los métodos recomendados en Allen et al. (2006).

Datos de suelo

La información edafológica de la zona norte del eje bananero requerida por el modelo CROPWAT para planificar el riego fue tomada del estudio semidetallado de suelos de áreas potencialmente agrícolas en la zona del Urabá (IGAC, 2007) y de la base de datos de suelos con la que cuenta este programa se eligió la textura franco-arcillosa como representativa de la zona, con excepción de Tapartó, que se tomó

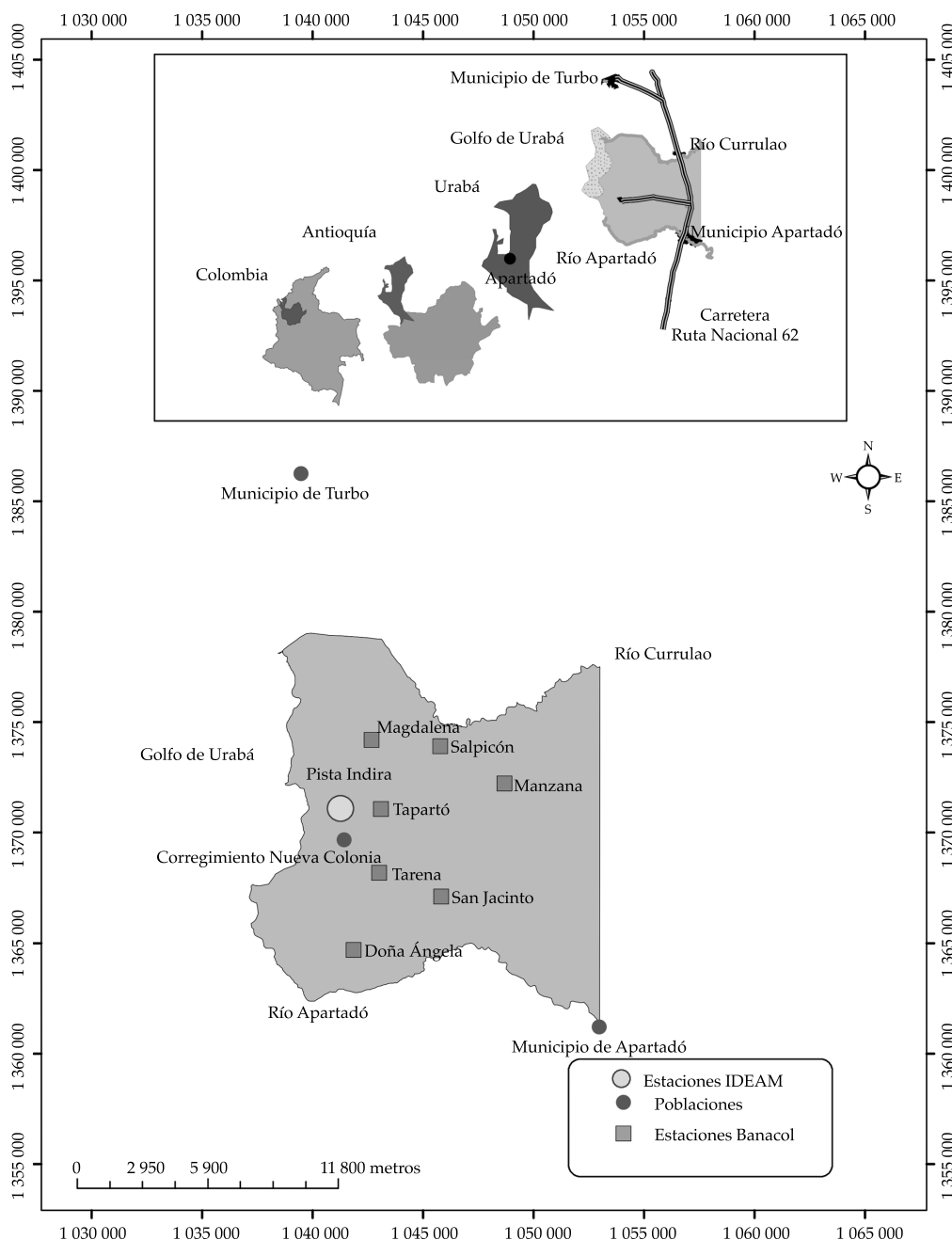


Figura 1. Ubicación de las estaciones y delimitación de la zona norte del eje bananero del Urabá antioqueño.

como arcillo-limosa. La humedad disponible al momento de la siembra fue de 130 mm como representativa de la región y para Tapartó de 170 mm. Se consideró una profundidad máxima de enraizamiento del banano de 90 cm según Allen *et al.* (2006).

Cálculo de ETo

El cálculo se realizó con el método de Hargreaves, que se basa en las diferencias de temperaturas máximas y mínimas, propuesto por Hargreaves y Samani (1985), y ajustado al

método de Penman-Monteith (ecuaciones (1) y (2)):

$$EtoHS_{1985} = 0.0135 * (T_{med} + 17.78) * R_s \quad (1)$$

$$EtoPM = a + b * EtoHS_{1985} \quad (2)$$

$EtoHS_{1985}$ = evapotranspiración de referencia diaria calculada con Hargreaves y Samani (1985) (mm día⁻¹); $EtoPM$ = evapotranspiración de referencia diaria calculada con Penman-Monteith (mm día⁻¹); T_{media} = temperatura media (°C); R_s = radiación solar incidente (mm día⁻¹); a y b coeficientes propios de la regresión.

Precipitación efectiva (P_{ef})

Se calculó con el modelo CROPWAT con el criterio del Servicio de Conservación de Suelos (USDA) (Dastane, 1977; George *et al.*, 2000; Molua & Lambi, 2006) con las siguientes expresiones:

$$P_{ef} = \frac{(125 - 0.2 * p) * p}{125} \quad \text{para } p \leq 250 \text{ mm} \quad (3)$$

$$P_{ef} = 0.1 * p + 125 \quad \text{para } p > 250 \text{ mm} \quad (4)$$

p = precipitación (mm)

Coefficientes de cultivo (K_c)

En el cuadro 1 están los valores generales del coeficiente de cultivo (K_c), datos fenológicos para el banano y factor de respuesta del rendimiento al suministro del agua (K_y). Esta información se tomó de la base de datos del CROPWAT a partir de Allen *et al.* (2006). Ya

que en la región no hay datos experimentales, éstos fueron constantes en las simulaciones realizadas.

Evapotranspiración del cultivo de banano

El cálculo se realizó con el CROPWAT mediante el método del coeficiente único de cultivo (K_c) (Allen *et al.*, 2006), donde se integran los efectos combinados de la transpiración y la evaporación del suelo con la relación:

$$ET_c = Eto * K_c \quad (5)$$

Donde ET_c es la evapotranspiración real del cultivo (mm); Eto , evapotranspiración de referencia (mm), y K_c es el coeficiente de cultivo.

Predicción del rendimiento (ecuación de productividad)

La respuesta del rendimiento del cultivo a la deficiencia de agua es presentada por Doorenbos y Kassam (1979), en un modelo lineal basado en la teoría. Tiene en cuenta todos los demás factores de la producción en su nivel óptimo, y sólo el factor de escasez de agua (estimado como la relación entre la evapotranspiración real y la evapotranspiración máxima, ET/ET_m) es el que limita el rendimiento final (Ali, 2011); es decir, el porcentaje de la producción con respecto a la producción máxima en condiciones óptimas y el porcentaje de las necesidades hídricas insatisfechas en cuanto a las condiciones óptimas se calcula con referencia a una etapa única del ciclo o para toda la temporada del cultivo. Fue implementado por Steduto, Hsiao, Fereres y Raes (2012) en AQUACROP y también ha sido adoptado por Molua y Lambi (2006), y Ruíz,

Cuadro 1. Valores fisiológicos generales para el banano de la base de datos del CROPWAT y boletín 56.

Fase	Inicial	Desarrollo	Mediados de temporada	Final de temporada	Total
Coefficiente del cultivo (K_c)	1		1.2	1.1	
Duración de la fase (días)	60	60	75	45	240
Factor de respuesta del rendimiento (K_y)	1.35	1.35	1.35	1.35	1

Arteaga, Vázquez, López y Ontiveros (2011). El cálculo se realiza con la siguiente ecuación:

$$\left(1 - \frac{Y_a}{Y_m}\right) = Ky \left(1 - \frac{ET_a}{ET_m}\right) \quad (6)$$

Y_a y Y_m son el rendimiento real cosechado y el máximo en kg ha^{-1} ; Ky , el factor de respuesta del efecto del suministro de agua sobre el rendimiento (adimensional, cuadro 1); ET_a y ET_m , evapotranspiración real y máxima (mm) cuando el suministro de agua satisface plenamente las necesidades del cultivo.

Fecha de siembra

IDEAM (2005) reporta que la estación seca (verano) finaliza con la entrada de lluvias a finales de marzo. Se obtuvo que en promedio, para las siete estaciones, el 6 de abril, las lluvias al 80% de probabilidad de excedencia llevan a capacidad de campo la humedad del suelo, denominada fecha de siembra óptima. Con la finalidad de evaluar los efectos de la reducción del rendimiento producidos por la estación seca se evaluó el primero de enero como fecha de siembra en verano.

Escenarios climáticos

Las simulaciones se realizaron en condiciones de secano y se utilizó lluvia al 20, 50 y 80% de probabilidad de excedencia para conocer el comportamiento del cultivo ante los impactos del cambio climático y sus requerimientos de agua, calculados como la diferencia entre la evapotranspiración del cultivo y la precipitación efectiva (Dastane, 1977; Molua & Lambi, 2006). Así, el nivel de probabilidad al 20% denota un escenario húmedo, al 50% un año normal y al 80% un año seco; este último podría presentarse en cuatro de cada cinco años (Doorenbos & Pruitt, 1977; Smith, 1992). La precipitación probabilística se determinó con la distribución normal (Infante & Zarate, 1990), porque se usaron totales mensuales y la región de estudio es una zona húmeda.

Resultados y discusión

Evapotranspiración de referencia (Et_0)

En la zona norte del eje bananero, la evapotranspiración de referencia está ligada a factores locales y su fluctuación anual (figura 2) presentó un aumento rápido de enero a febrero, donde

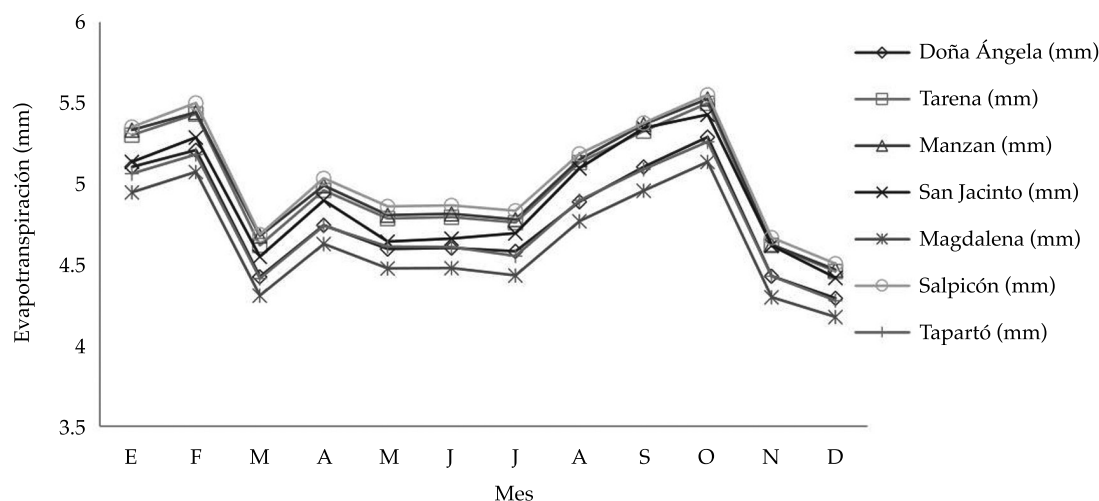


Figura 2. Evapotranspiración media mensual (mm día^{-1}) para las estaciones de la zona norte del Urabá.

alcanzó un primer pico de valores altos y después un descenso; se mantiene casi constante de abril a julio, producto de la entrada de las lluvias (humedad relativa alta); luego, el mayor pico empieza su ascenso en agosto hasta el mes de octubre, que presenta humedad relativa media y alta radiación. Asimismo, los valores menores son para diciembre. El valor mínimo de evapotranspiración se registra en la estación Magdalena y el máximo en la estación Salpicón. Estas dos estaciones son muy cercanas. El promedio para todas las estaciones es de 1 618 mm año⁻¹ acorde con lo reportado por IGAC (2007) y superior a lo encontrado por Guarín (2011).

En la figura 3a y b se puede evidenciar cómo la precipitación de enero, febrero y marzo no logra satisfacer las necesidades del cultivo.

Evapotranspiración del cultivo de banano

La evapotranspiración promedio mensual diaria tuvo valores de 5.3 a 5.8 mm día⁻¹. Se encuentra dentro del rango que Robinson (1996) reporta de 3 a 6 mm día⁻¹, y Montenegro, Gomes, De Miranda y Crisóstomo (2008) de 3 a 8 mm día⁻¹, superiores a los reportados por Basso *et al.* (2004) de 3.3 mm día⁻¹ en el tercer ciclo y por Carr (2009) en los trópicos de 4.3 mm día⁻¹. En la

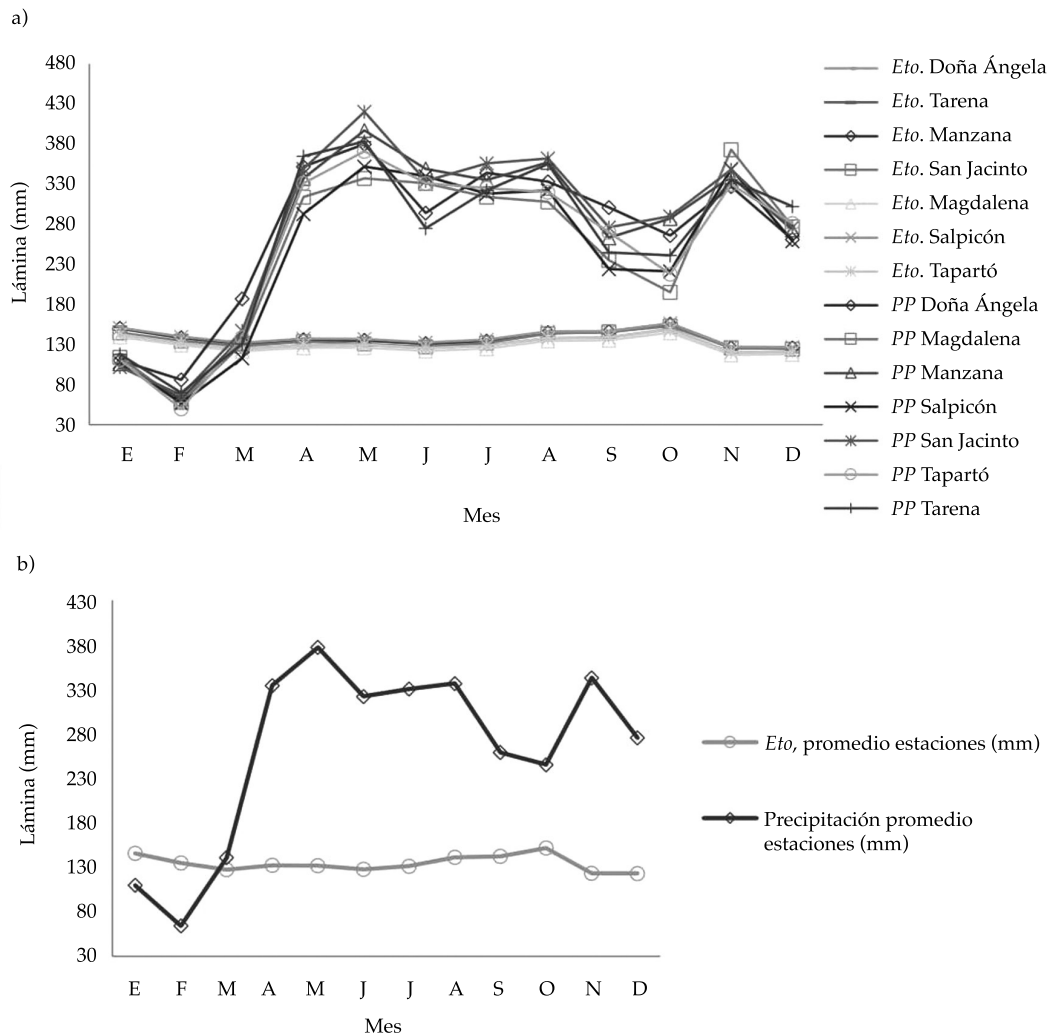


Figura 3. a) Evapotranspiración y precipitación media mensual para las siete estaciones; b) evapotranspiración y precipitación media mensual promedio para la zona norte del Urabá.

figura 4 se muestra el comportamiento anual de la evapotranspiración del cultivo de banano en la estación seca (verano) y la estación húmeda (temporada de lluvias). Durante el año, los valores mayores de la evapotranspiración para el cultivo se presentaron en Salpicón, seguidos de Manzana, Tarena, San Jacinto, Tapartó, Doña Ángela y por último Magdalena tanto para el cultivo sembrado en la estación seca (verano) como el cultivo sembrado a partir del 6 de abril (lluvias).

Los valores de evapotranspiración para el cultivo sembrado en la estación seca (verano)

oscilan entre 1 188 mm (Magdalena) y 1 294 mm (Salpicón). El sembrado a partir del seis abril presentó una evapotranspiración de cultivo comprendida entre 1 205 mm (Magdalena) y 1 305 (Salpicón), valores similares a los encontrados por Cigales y Pérez (2011), quienes reportan una evapotranspiración para el cultivo de banano de 1 047 mm año⁻¹. Robinson y Alberts (1989) obtienen estimaciones de las tasas de evapotranspiración de 1 200 a 2 690 mm año⁻¹, según las condiciones del clima, mientras que Marinato (1980) determina que el consumo anual del banano puede variar de 1 200 a 1 800 mm.

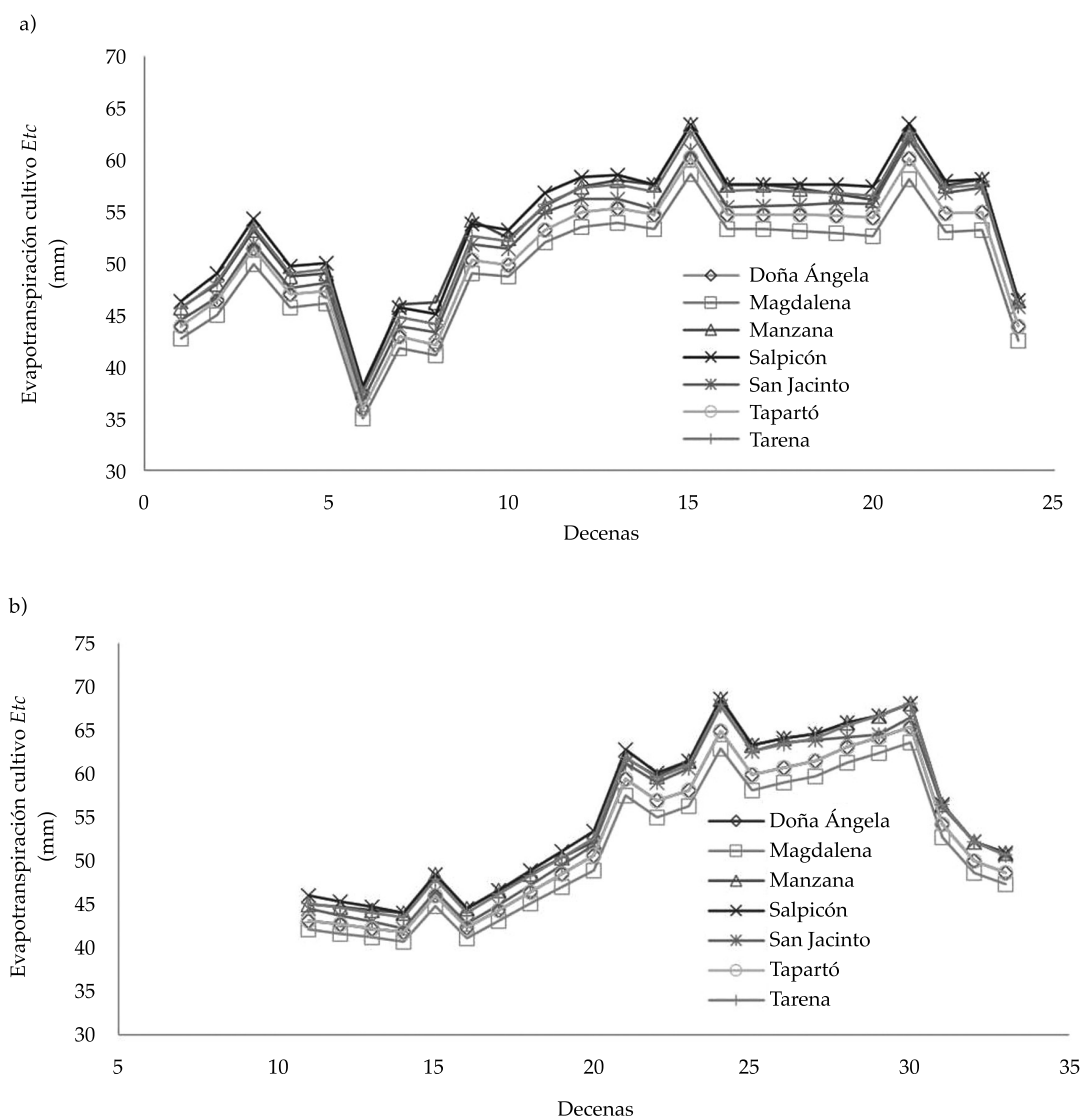


Figura 4. Evapotranspiración del cultivo sembrado: a) en la estación seca (verano); b) en la estación húmeda (6 de abril).

Precipitación efectiva (*P_{ef}*)

En la figura 5 se presenta el comportamiento anual de precipitación efectiva para los escenarios húmedo, seco y normal, la cual varió en función de la cantidad de precipitación total registrada (Ruíz *et al.*, 2011) y para los tres escenarios. Las regiones que presentaron la mayor cantidad durante todo el año fueron San Jacinto, Doña Ángela y Tarena; y los más bajos se registraron en Tapartó, Salpicón y Magdalena. La menor dispersión entre los valores de *P_{ef}* se presentó de abril a agosto para el escenario normal. Para los tres escenarios en febrero, todas las localidades tienen la precipitación efectiva menor y después el valor aumentó hasta su máximo, que para todas las estaciones es mayo, con excepción del escenario seco, que lo presentó en julio; en octubre disminuye nuevamente para los escenarios húmedos y normal; mientras que para el escenario seco disminuye para el mes de octubre en Magdalena y Tapartó, y para las demás en septiembre. En este mismo sentido, en la figura 5, principalmente Doña Ángela y Tarena en julio-junio pasan a tener menor oferta hídrica que las demás estaciones, a pesar de que en los demás meses se presentan con los valores más altos, situación que se manifiesta en todos los escenarios; la estación Magdalena en el escenario seco tiende a presentar una menor oferta hídrica en los meses de agosto y octubre con respecto a los demás escenarios; igualmente, Tarena, para el periodo de febrero a marzo, en el escenario seco, tiene una oferta hídrica media con respecto a las demás estaciones, y en los demás escenarios presenta valores altos.

Requerimiento de riego

Para el escenario húmedo (20%), con siembra en la estación seca, se requirió riego durante todo el periodo, con excepción del comprendido entre la primera semana de abril (decena 10) y finales de mayo (decena 15), salvo Salpicón, que demandó riego durante todo el periodo del cultivo (figura 6a); asimismo, con la siembra en la esta-

ción húmeda (temporada de lluvia), se requirió en las siete estaciones desde mediados de julio (decena 20) hasta finales de septiembre (decena 27) y posteriormente en la primer semana de diciembre (decena 34) (figura 6 b); la mayor necesidad se presenta para Salpicón y la menor para Doña Ángela tanto en la estación seca (verano) como en la estación húmeda (temporada de lluvias). Para el escenario normal (50%), con fecha de siembra en la estación seca (verano), se necesita riego en todo el periodo, con excepción de mediados de abril (decena 11) para todas las estaciones; se excluye a Salpicón, que requiere riego toda la temporada; los valores más altos se presentan para Salpicón y los menores para San Jacinto y Doña Ángela (figura 7a); para la fecha de siembra en la temporada de lluvias en el escenario normal se requiere riego desde finales de julio (decena 21) hasta principios de noviembre (decena 31) y después a principios de diciembre (decena 34); los valores más altos se presentan para Salpicón y los más bajos para Doña Ángela (figura 7b). Para el escenario seco (80%), con siembra en la estación seca (verano), todas las estaciones necesitan riego en la temporada del cultivo; los valores más altos de requerimiento de riego los presentan Salpicón y Tarena, y los menores Magdalena y San Jacinto; en cambio, para las siembras realizadas en la época de lluvia se precisa riego desde finales de julio (decena 21), con excepción de Doña Ángela y Tarena, que requieren desde principio de junio (decena 16) y todas las estaciones necesitan riego hasta la primera semana de diciembre (decena 34); a pesar de que a mediados de noviembre las exigencias disminuyen, la menor la presenta Doña Ángela, y la mayor Salpicón y Tarena. En general, para todos los escenarios, a partir de diciembre se requiere riego debido a la ubicación más al norte de la zona de Interconvergencia Tropical (ZICT); los valores son bajos para Doña Ángela, y los más altos para Salpicón, Magdalena y Tapartó.

En la figura 9 se puede ver que los requerimientos de riego son mayores para la estación seca (verano) que para la siembra realizada en

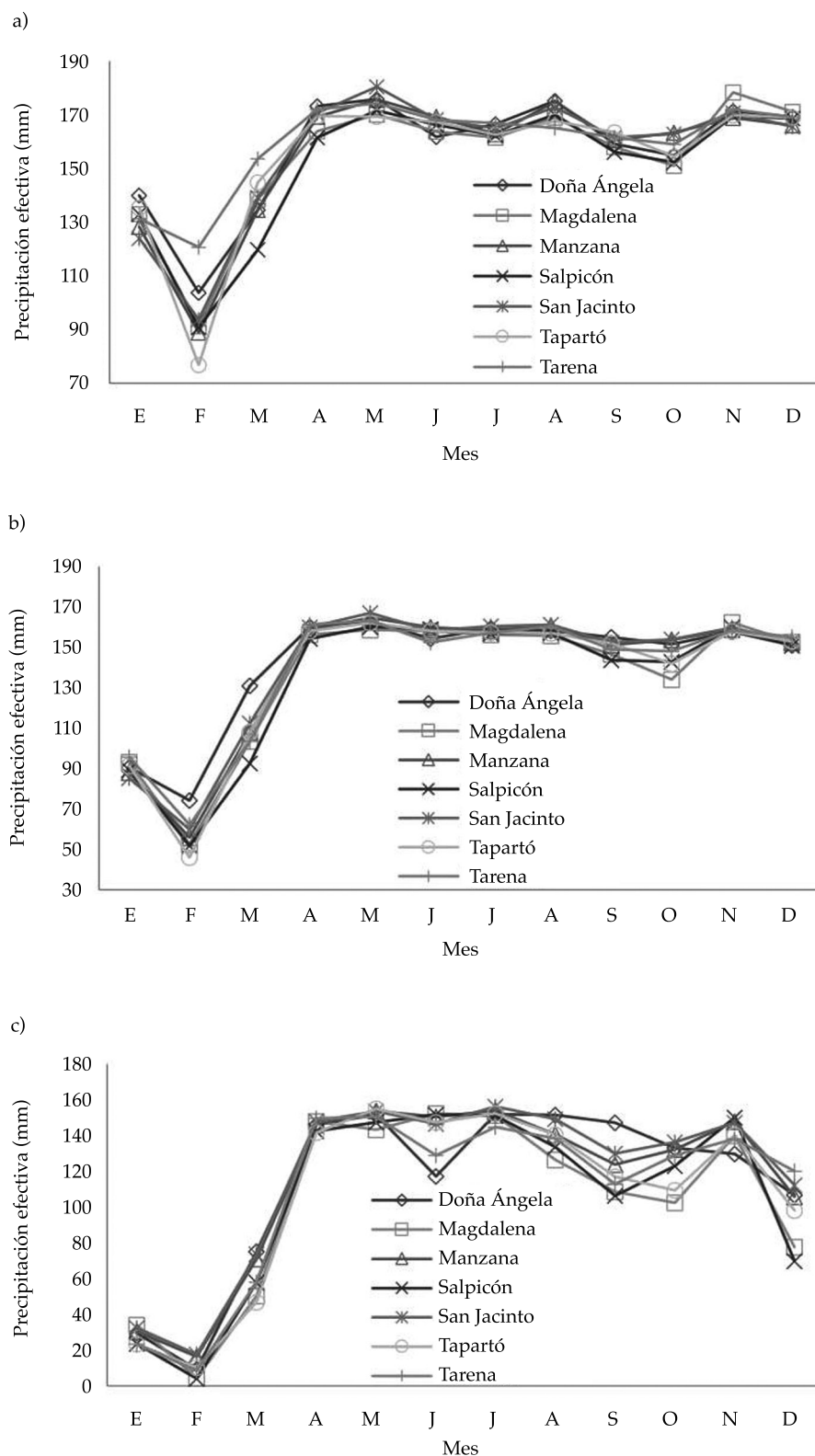


Figura 5. Precipitación efectiva (mm) anual para los escenarios: a) húmedo, b) normal c) seco.

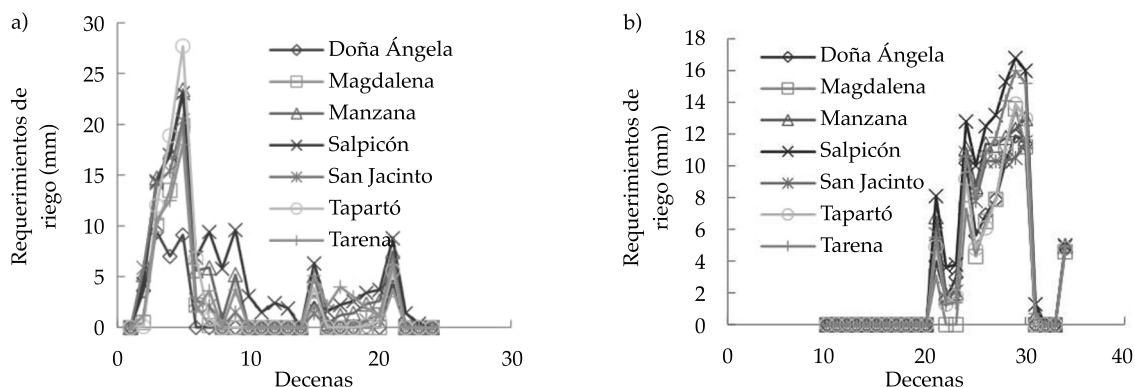


Figura 6. Requerimiento de riego para el escenario húmedo con siembras: a) en la estación seca; b) en la estación húmeda.

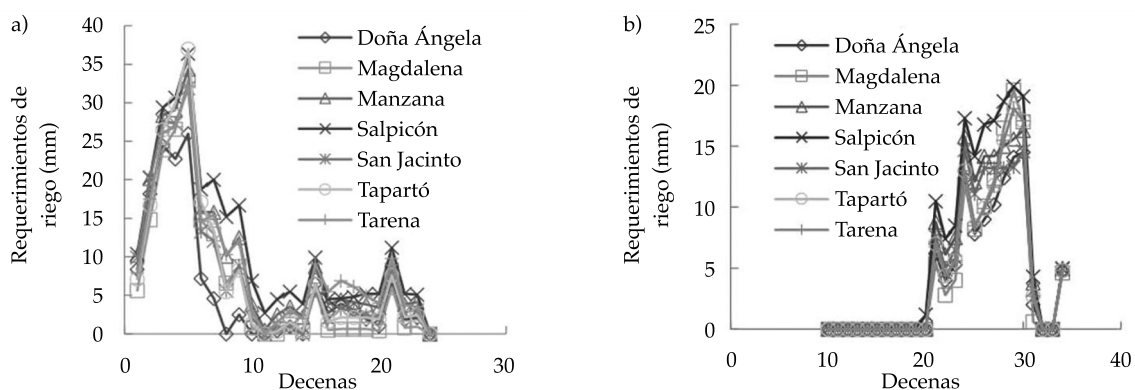


Figura 7. Requerimiento de riego para el escenario normal con siembras: a) en la estación seca; b) en la estación húmeda.

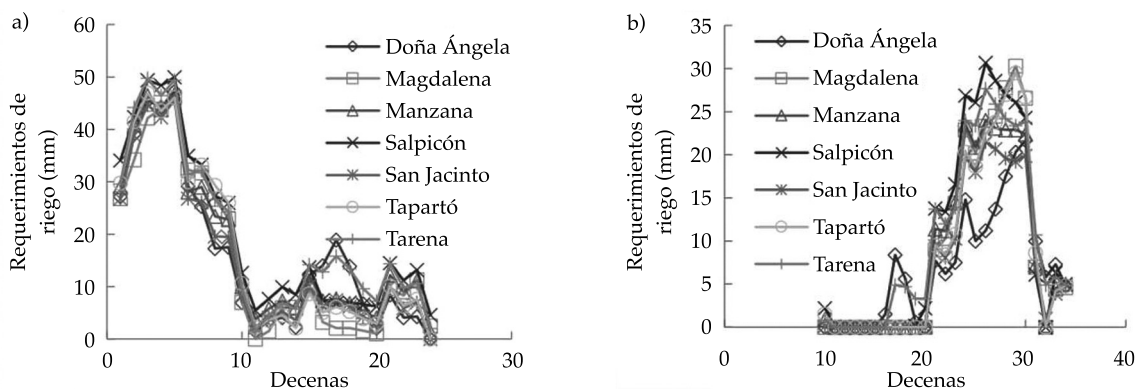


Figura 8. Requerimiento de riego para el escenario seco con siembras: a) en la estación seca; b) en la estación húmeda.

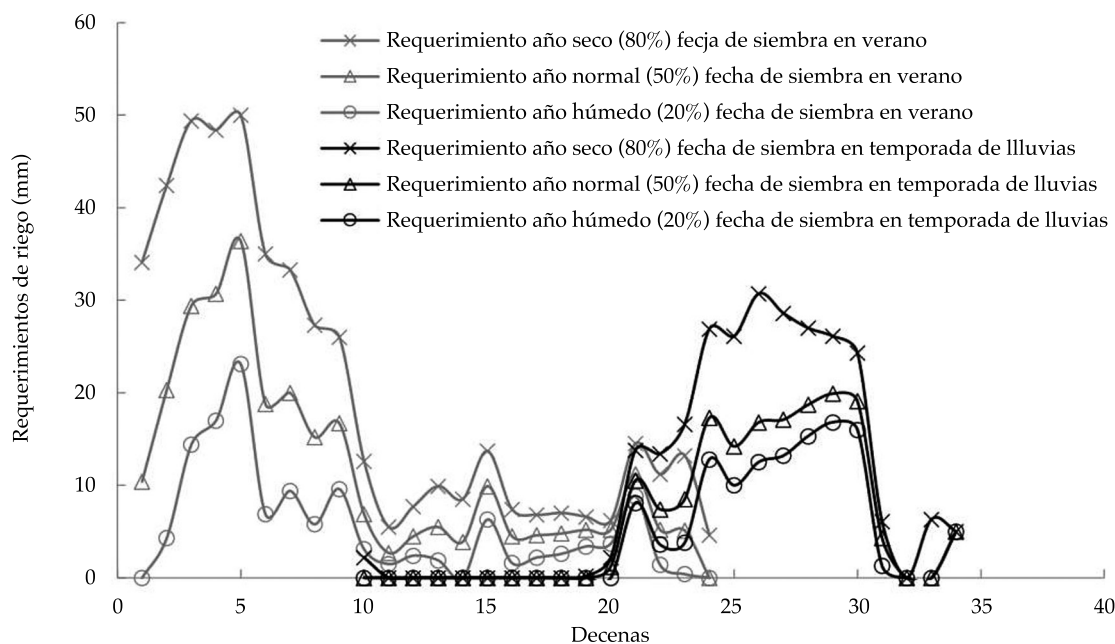


Figura 9. Requerimiento de riego, escenarios húmedo, normal y seco en la estación húmeda, y en la estación seca para la estación Salpicón.

la estación húmeda (temporada de lluvias) (6 de abril).

En la figura 10 se muestra la variación de los requerimientos de riego para los escenarios: seco (80%), normal (50%) y húmedo (20%). En todas las estaciones, el escenario seco presentó mayor demanda de riego que el escenario normal y se encontró que aún en el húmedo es necesario aplicar riego suplementario para satisfacer las necesidades y mantener el cultivo de banano en buenas condiciones hídricas. Cabe señalar que para el escenario húmedo, en promedio la zona presentó necesidades de riego de 89 mm año⁻¹ (siembra en estación húmeda) y 105 mm año⁻¹ (siembra en estación seca); para el escenario normal, demandas de 123 mm año⁻¹ (siembra en estación húmeda) y 216 mm año⁻¹ (siembra en estación seca), los cuales se encuentran dentro del rango reportado por IGAC (2007); en el escenario seco presentó un requerimiento de riego promedio de 217 mm año⁻¹ (siembra en estación húmeda) y 403 mm año⁻¹ (siembra en estación seca).

Reducción del rendimiento

En la figura 11, para el escenario normal (50%), las reducciones en las siete estaciones fueron superiores con la siembra en verano que en la estación húmeda (temporada de lluvias o fecha óptima); en la estación seca se presenta reducción con respecto al potencial de 15% en las estaciones Salpicón y Manzana; mientras que para el escenario seco (80%), tuvo rangos de 25 a 30% para la estación seca (verano), y en la estación húmeda (fecha óptima) se presenta un rango de reducción de 5 a 10%. Las estaciones ubicadas al sur son las más afectadas, los porcentajes de reducción se encuentran dentro del rango reportado por Martínez (2013), y oscilan entre 6.88 y 26.18%, en función de la fase y el nivel de afectación hídrica. Destaca que en todas las fases existió un nivel de déficit hídrico en relación con la demanda, que produjo una afectación de la productividad; de igual forma, los valores reportados para el porcentaje de reducción en la siembra óptima están dentro de los

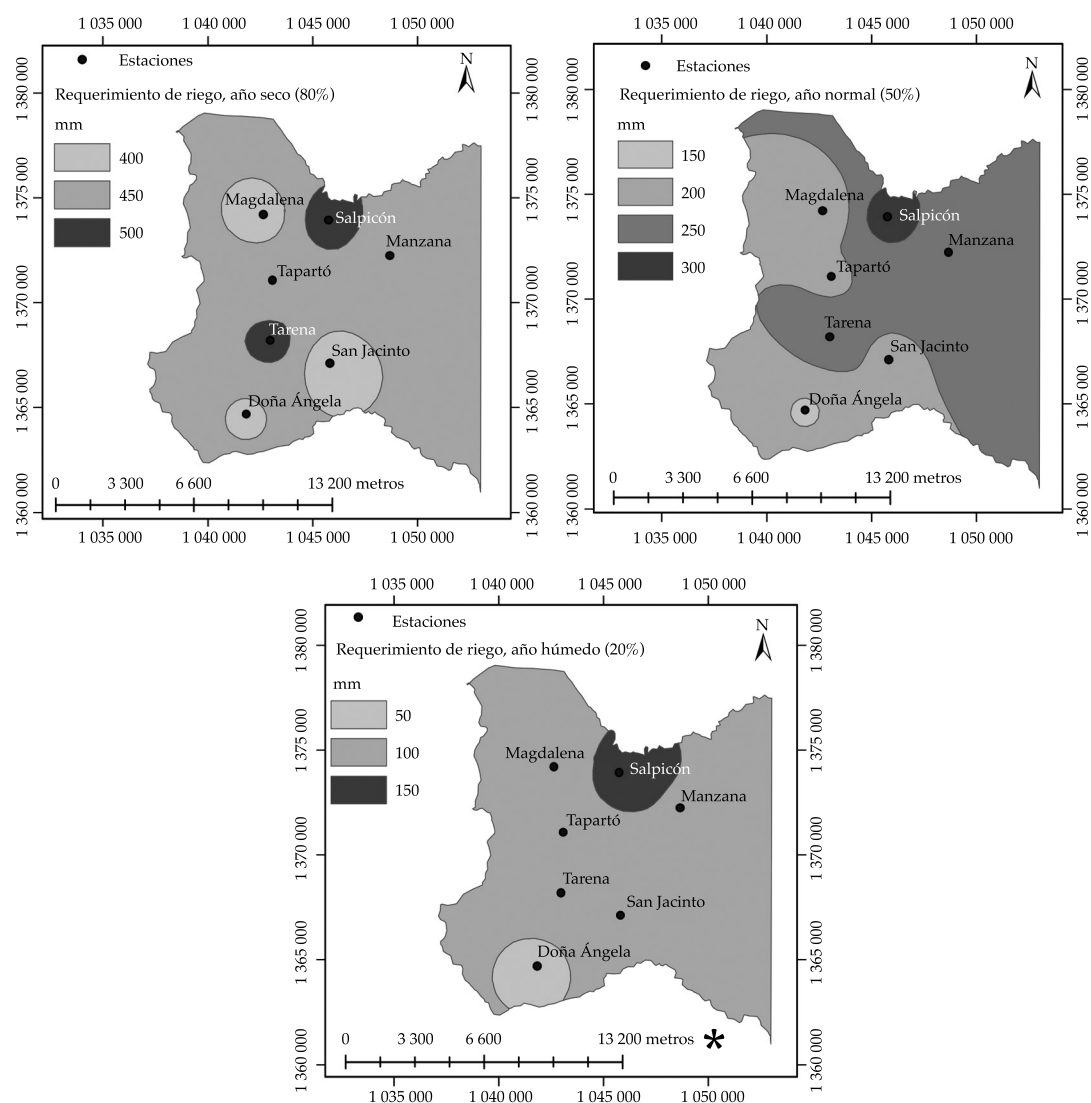


Figura 10. Requerimiento de riego para año seco (80%) normal (50%) y húmedo (20%), con siembra en la estación seca (verano). (Obtenidos con el *software* ArcGis versión 9.3, con el método interpolación IDW (ponderación de distancia inversa).

encontrados por Wairegi, Van Asten, Tenywa y Bekunda (2010), quienes identifican los factores más importantes que limitan la producción de banano en Uganda; con una reducción de 5% de producción principalmente por la escasez de la precipitación a pesar de presentar un promedio de 1 132 mm año⁻¹ inferior al utilizado en este estudio.

Cabe destacar que en el escenario húmedo para las siembras realizadas en la estación seca (verano) se presentan reducciones de 0.0 a 0.9%, para Salpicón, Manzana y Tarena, que son las mayores; mientras para la temporada de lluvias se presentan reducciones de 0.0 a 2%, en Manzana y Tarena, que son las mayores.

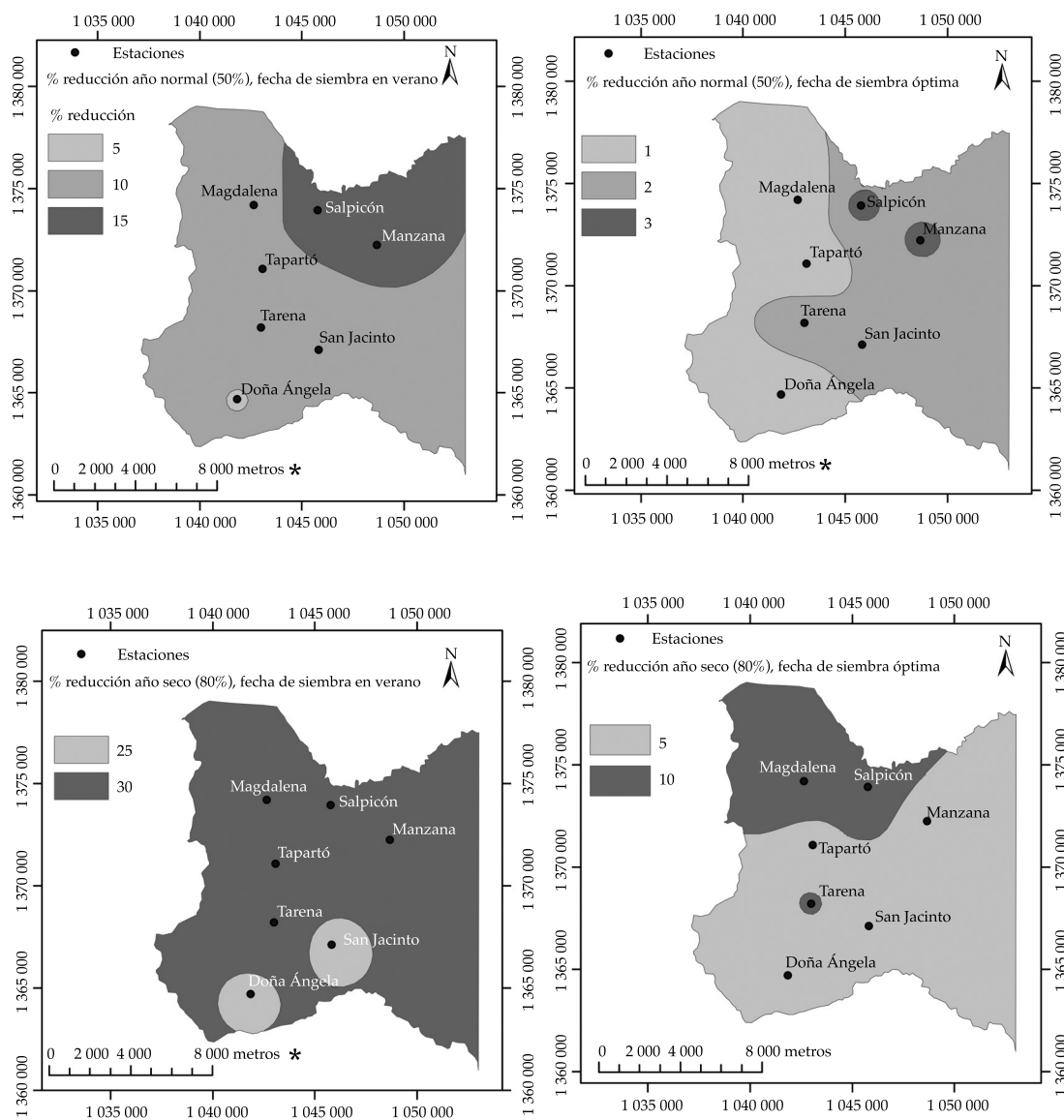


Figura 11. Reducción del rendimiento para el escenario seco (80%) y normal (50%) en condición de secano.

Se realizaron regresiones, una para el escenario normal y otra para el seco, entre el porcentaje de reducción del rendimiento y los requerimientos de riego en cada una de las estaciones, para obtener un modelo para la zona de estudio (figuras 12 y 13). Cai, Liu, Lei y Pereira (2007) recomiendan una $R^2 > 0.8$ para un buen ajuste del modelo y acorde al R^2 de 0.876 obtenido,

la regresión encontrada representa la ecuación de productividad de la zona. Según Doorenbos y Kassam (1979), para el banano, los rendimientos (Y_m) varían de 40 a 60 t ha⁻¹ en buenas condiciones hídricas en el trópico, y al utilizar la ecuación entre el rendimiento y el requerimiento de riego (figura 12) para la época de siembra en la estación seca (verano), se tiene que para

un año normal de no suplirse las necesidades hídricas por cada 100 mm se puede reducir de 1.42 a 2.13 t ha⁻¹, menores a lo encontrado por Stephen *et al.* (1985), quienes observaron que la evapotranspiración (*Et*) insatisfecha en 100 mm resultó en una pérdida del rendimiento de 3.1 t ha⁻¹ para el cultivo después del segundo ciclo y una pérdida de rendimiento de 2.6 t ha⁻¹ para el primer ciclo. En la zona del Urabá, las condiciones de una finca bananera en general presenta una densidad de siembra de 1 600 plantas ha⁻¹ (Martínez & Cayón, 2011) y en el proceso poscosecha, en la conversión de racimos a cajas se obtiene, en promedio, un desperdicio de 12% respecto al total de la producción; por razones comerciales y exigencias de calidad se presenta una relación (racimos/cajas) de uno y el peso de caja de 18.6 kg; con estos indicadores se tiene una producción de 33 t ha⁻¹, similar a la reportada por Augura (2013). Bajo las condiciones antes mencionadas y con la ecuación de la figura 12, en el escenario normal, por cada 100 mm que no se suplan, se obtiene una reducción de 3.56% de producción total, equivalente a 1.17 t ha⁻¹, lo que repercute en 0.65 kg de pérdida

en el peso en racimo, menor a lo encontrado por Goenaga, Irizarra, Coleman y Ortiz (1995), que por cada 100 mm de disminución del agua de riego resultó en una pérdida de peso en racimo de 2.5 a 2.7 kg, y a los encontrados por Van Asten, Fermont y Taulya (2011), que por cada 100 mm de precipitación ausente causa pérdidas de peso de 1.5 a 3.1 kg. Al aplicar las mismas condiciones e indicadores de una finca bananera a la ecuación de la figura 13 para el escenario seco presentó una pérdida de 4.31 t ha⁻¹, lo que repercute en la pérdida de peso del racimo en 2.41 kg por cada 100 mm y una reducción de producción de 13.07%, mayor a lo encontrado por Goenaga *et al.* (1995) y similar a lo encontrado por Stephen *et al.* (1985) y Van Asten *et al.* (2011).

Conclusiones

Las condiciones climáticas en la región del Urabá se encuentran en los rangos adecuados para un óptimo desarrollo del banano. El escenario húmedo presenta reducciones en el rendimiento menores al 2%; sin embargo, pueden existir

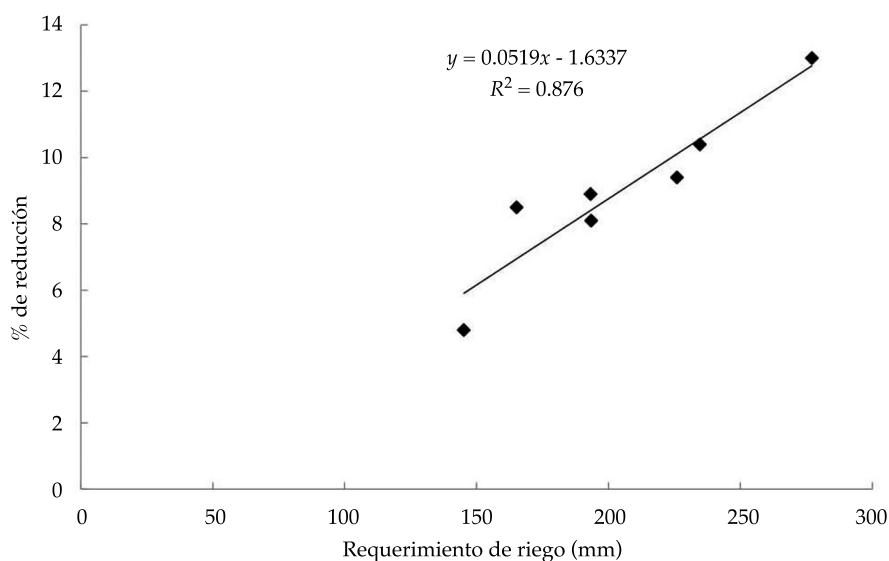


Figura 12. Relación entre el requerimiento de riego en escenario normal y porcentaje de reducción de producción con siembra en la estación seca (verano).

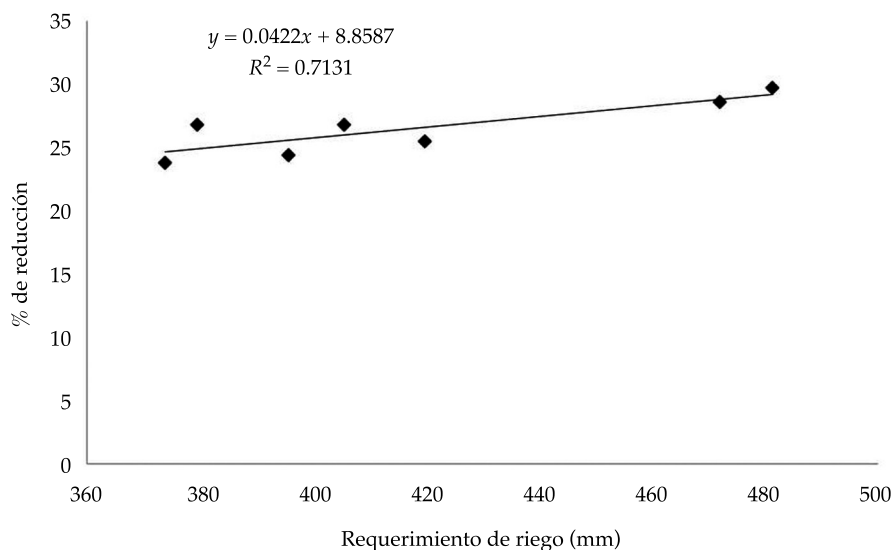


Figura 13. Relación entre el requerimiento de riego en escenario seco y porcentaje de reducción de producción con siembra en la estación seca (verano).

épocas de déficit de agua en los escenarios normal y seco, donde se hace necesario el uso de riego suplementario, lo que indica que la distribución y la cantidad de la precipitación no satisface la exigencia de la evapotranspiración del cultivo porque muestra reducciones en el rendimiento de 15 y 30%. En el futuro, las necesidades de riego aumentarán hasta en 50% debido a los escenarios simulados; es mayor para las siembras realizadas en enero que el 6 de abril (inicio de lluvias). El CROPWAT es una herramienta para identificar la cantidad de agua a regar, optimar los recursos hídricos y maximizar los rendimientos; asimismo, la ecuación de productividad da un conocimiento preciso del consumo de agua del cultivo y su respuesta al riego, para los beneficios y los riesgos inherentes a las decisiones de gestión de éste.

Referencias

- AgroNet (2013). *Anuario estadístico del sector agropecuario 2012. Resultados. Evaluaciones Agropecuarias Municipales, Política Sectorial y Sistemas de Información* (294 pp.). Bogotá: Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.
- Ali, M. H. (2011). Models in Irrigation and Water Management. *Practices of Irrigation & On-farm Water Management. Springer*, 2, 379-422, DOI: 10.1007/978-1-4419-7637-6.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (323 pp).
- ASCE (1996). *Hydrology Handbook* (769 pp). New York: American Society of Civil Engineers.
- Augura (2013). *Coyuntura bananera 2012*. Medellín: Asociación de Bananeros de Colombia. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de http://www.augura.com.co/index.php?Option=com_docman&task=cat_view&gid=27&Itemid=95.
- Bassoi, L. H., Teixeira, A. H. D. C., Lima-Filho, J. M. P., Silva, J. A. M. E., Silva, E. E. G. D., Ramos, C. M. C., & Sedyama, G. C. (2004). Guidelines for Irrigation Scheduling of Banana Crop in São Francisco Valley, Brazil. II - Water consumption, crop coefficient, and physiological behavior. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 26(3), 464-467. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-29452004000300022&script=sci_arttext.
- Cai, J., Liu, Y., Lei, T. & Pereira, L. S. (2007). Estimating Reference Evapotranspiration with the FAO Penman-Monteith Equation Using Daily Weather Forecast Messages. *Agricultural and Forest Meteorology*, 145(1-2), 22-35, DOI: j.agrformet.2007.04.012.

- Carr, M. K. V. (2009). The Water Relations and Irrigation Requirements of Banana (*Musa spp.*). *Experimental Agriculture*, 45(3), 333-371, DOI: 10.1017/S001447970900787X.
- Cigales, M., & Pérez, O. (2011). Variabilidad de suelos y requerimiento hídrico del cultivo de banano en una localidad del Pacífico de México. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 15(3), 21-31. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=83720034003>.
- Chopin, P., & Blazy, J.-M. (2013). Assessment of Regional Variability in Crop Yields with Spatial Autocorrelation: Banana Farms and Policy Implications in Martinique. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181, 12-21, DOI: j.agee.2013.09.001.
- Dastane, N. G. (1977). *Precipitación efectiva en la agricultura de regadío* (68 pp.). Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Doorenbos, J., & Kassam, A. (1979). *Efectos del agua sobre el rendimiento de los cultivos* (212 pp.). Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Doorenbos, J., & Pruitt, W. (1977). *Las necesidades de agua de los cultivos* (194 pp.). Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Eid, H. M., El-Marsafawy, S., & Ouda, S. A. (2006). Assessing the Impact of Climate on Crop Water Needs in Egypt: the CROPWAT Analysis of Three Districts in Egypt. *CEEPA Discussion Papers*, 29, 1-35. Citado el 20 de junio de 2013. Recuperado de <http://www.ceepa.co.za/uploads/files/CDP29.pdf>.
- Espinal, C. F., Martínez, C. H. J., & Acevedo, G. X. (2005). *La cadena del banano en Colombia: una mirada global de su estructura y dinámica 1991-2005*. Bogotá: Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Observatorio de Agrocadenas Colombia. Citado el 20 de junio de 2015. Recuperado de http://www.agronet.gov.co/www/docs_agronet/2005112143835_caracterizacion_banano.pdf.
- Freitas, W. D. S., Ramos, M. M., & Costa, S. L. D. (2008). Demanda de irrigação da cultura da banana nabacia do Rio São Francisco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(4), 343-349. Citado el 20 de junio de 2013. Recuperado de http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662008000400002.
- George, B., Shende, S., & Raghuvanshi, N. (2000). Development and Testing of an Irrigation Scheduling Model. *Agricultural Water Management*, 46(2), 121-136, DOI: 10.1016/S0378-3774(00)00083-4.
- Goenaga, R., Irizarra, H., Coleman, B., & Ortiz, E. D. T. (1995). Drip Irrigation Recommendations for Plantain and Banana Grown on the Semiarid Southern Coast of Porto Rico. *Journal of Agriculture of the University of Porto Rico*, 79(1-2), 13-27. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://pubag.nal.usda.gov/pubag/downloadPDF.xhtml?id=299&content=PDF>.
- Guarín, G. W. G. (2011). *Impacto de la variabilidad climática en la producción de banano en el Urabá antioqueño* (145 pp.). Tesis inédita de maestría. Medellín: Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Facultad de Minas, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente.
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference Crop Evapotranspiration from Ambient air Temperature. *American Society of Agricultural Engineers (USA)*, 1(2), 96-99. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de http://www.zohrabsamani.com/papers/Hargreaves_Samani_85.pdf.
- IDEAM (2005). *Atlas climatológico de Colombia* (219 pp.). Bogotá: Grupo de investigación en Meteorología y Climatología. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/019711/019711.htm>.
- IDEAM (2010). *Estudio Nacional del Agua 2010* (409 pp.). Bogotá: Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.ins.gov.co/lineas-de-accion/Red-Nacional-Laboratorios/Documentacin%20en%20Salud%20Ambiental/Estudio%20Nacional%20de%20Agua%20IDEAM,2010.pdf>.
- IGAC (2007). *Estudio semidetallado de suelos de las áreas potencialmente agrícolas. Urabá Departamento de Antioquia* (489 pp.). Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Infante, G. S., & Zarate, D. L. G. (1990). *Métodos estadísticos: un enfoque interdisciplinario* (634 pp.). México, DF: Trillas.
- Karanja, F. (2006). *CROPWAT Model Analysis of Crop Water Use in Six Districts in Kenya*. Nairobi: Department of Meteorology, University of Nairobi (35pp). Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://ceepa.stage.edunetwork.co.za/uploads/files/CDP35.pdf>.
- Machovina, B., & Feeley, K. J. (2013). Climate Change Driven Shifts in the Extent and Location of Areas Suitable for Export Banana Production. *Ecological Economics*, 95, 83-95, DOI: j.ecolecon.2013.08.004.
- Marinato, R. (1980). Irrigação da bananeira. *Informe Agropecuário*, 6(63), 42-45.
- Martínez, A. A. M., & Cayón, S. D. G. (2011). Dynamics of Growth and Development of Banana (*Musa AAA Simmonds cvs. Gran Enano and Valery*). *Revista Facultad Nacional de Agronomía, Medellín*, 64(2), 6055-6064. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0304-28472011000200003.
- Martínez, V. R. (2013). Efecto del riego deficitario controlado en la productividad del banano. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 22(2), 51-55. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93225718013>.
- Molua, E. L., & Lambi, C. M. (2006). *Assessing the Impact of Climate on Crop Water Use and Crop Water Productivity: The CROPWAT Analysis of Three Districts in Cameroon* (44 pp.).

- Buea, Cameroon: CEEPA. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.ceepa.co.za/uploads/files/CDP37.pdf>.
- Montenegro, A. A. T., Gomes, A. R. M., De Miranda, F. R., & Crisóstomo, L. A. (2008). Evapotranspiração e coeficiente de cultivo da bananeira para a região litorânea do Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, 39(2), 203-208. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=195317754003>.
- Quiceno, M. M. (2004). *Influencias de la precipitación y evaporación sobre la producción de banano en una hacienda del Urabá antioqueño: condiciones normales y El Niño* (19 pp.). Medellín: Postgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia.
- Robinson, J. C. (1996). *Bananas and Plantains* (238 pp.). Wallingford, UK: CAB International.
- Robinson, J. C., & Alberts, A. J. (1989). Seasonal Variations in the Crop Water-Use Coefficient of Banana (Cultivar William) in the Subtropics. *Scientia Horticulturae*, 40(3), 215-225, DOI: 10.1016/0304-4238(89)90114-3.
- Roldán, P. A. V. (2008). *Modelamiento del patrón de circulación de la bahía Colombia, Golfo Urabá. Implicaciones para el transporte de sedimentos* (113 pp.). Tesis inédita de maestría. Medellín: Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos.
- Ruiz, Á. O., Arteaga, R. R., Vázquez, P. M. A., López, L., & Ontiveros, C. R. E. (2011). Requerimiento de riego y predicción del rendimiento En gramíneas forrajeras mediante un modelo de simulación en Tabasco, México. *Agrociencia*, 45(7), 745-760. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30221115001>.
- Shen, Y., Li, S., Chen, Y., Qi, Y., & Zhang, S. (2013). Estimation of Regional Irrigation Water Requirement and Water Supply Risk in the Arid Region of Northwestern China 1989-2010. *Agricultural Water Management*, 128, 55-64, DOI: j.agwat.2013.06.014.
- Smith, M. (1992). *CROPWAT: A Computer Program for Irrigation Planning and Management* (122 pp.). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Steduto, P., Hsiao, T. C., Fereres, E., & Raes, D. (2012). *Crop Yield Response to Water* (503 pp.). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Stephen, C. H. Y., Sammis, T. W., & Wu, I. P. (1985). Banana Yield as Affected by Deficit Irrigation and Pattern of Lateral Layouts. *Transactions of the ASAE-American Society of Agricultural Engineers*, 28(2), 507-510.
- Turner, D. W., Fortescue, J. A., & Thomas, D. S. (2007). Environmental Physiology of the Bananas (*Musa spp.*). *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 19(4), 463-484. Citado el 20 de junio de 2014. Recuperado de http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1677-04202007000400013&script=sci_arttext.
- Van Asten, P. J. A., Fermont, A. M., & Taulya, G. (2011). Drought is a Major Yield Loss Factor for Rainfed East African Highland Banana. *Agricultural Water Management*, 98(4), 541-552, DOI: j.agwat.2010.10.005.
- Wairegi, L. W. I., Van Asten, P. J. A., Tenywa, M. M., & Bekunda, M. A. (2010). Abiotic Constraints Override Biotic Constraints in East African Highland Banana Systems. *Field Crops Research*, 117(1), 146-153, DOI: j.fcr.2010.02.010.

Dirección institucional de los autores

M.I. Ana María Toro-Trujillo

Universidad Autónoma Chapingo
Posgrado de Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua.
km 38 carretera México-Texcoco
56230 Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (595) 9521 500
namariatoro@hotmail.com

Dr. Ramón Arteaga-Ramírez

Universidad Autónoma Chapingo
Departamento de Irrigación
km 38 carretera México-Texcoco
56230, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (595) 9521 500
arteagar@correo.chapingo.mx

Dr. Alberto Vázquez-Peña

Universidad Autónoma Chapingo
Departamento de Irrigación
km 38 carretera México-Texcoco
56230, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (595) 9521 500
mariovazquez@coahuila.com

Dra. L. Alicia Ibáñez-Castillo

Universidad Autónoma Chapingo
Departamento de Irrigación
km 38 carretera México-Texcoco
56230, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (595) 9521 500
libacas@gmail.com



Desarrollo de indicadores ambientales e índice de calidad de lagos someros pampeanos de Argentina con alta intervención antrópica

• Asunción Romanelli* • Héctor Enrique Massone •
Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina

*Autor para correspondencia

Resumen

Romanelli, A., & Massone, H. E. (noviembre-diciembre, 2016). Desarrollo de indicadores ambientales e índice de calidad de lagos someros pampeanos de Argentina con alta intervención antrópica. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 123-137.

Este trabajo presenta un procedimiento para evaluar la sostenibilidad en aguas continentales con base en una serie de indicadores e índices que reflejan la calidad ambiental. A la hora de abordar la calidad, se tuvieron en cuenta tres dimensiones de la misma: estructura y componentes del medio biofísico, funciones ecosistémicas e interacciones sociedad-medio. Las funciones se consideran desde los puntos de vista "ecocéntrico" (naturalidad) y "antropocéntrico" (fuente, sumidero, y soporte). Las interacciones humanas con el medio están representadas por indicadores de presión, estado y respuesta. Los componentes ambientales incluyen agua, biota, suelo, uso del suelo y características sociales. Aumentos o disminuciones en los valores del índice indican tendencias hacia una mayor o menor sostenibilidad del sistema. Además, se explica el marco metodológico, indicadores y criterios utilizados. Se presentan y discuten los resultados obtenidos para dos lagunas de la pampa argentina.

Palabras clave: indicadores ambientales, calidad ambiental, cuerpos de agua continentales, pampa argentina.

Abstract

Romanelli, A., & Massone, H. E. (November-December, 2016). *Environmental Indicators and Quality Index Development in Pampean Shallow Lakes (Argentina) under Anthropogenic Impact*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 123-137.

This contribution presents a procedure for sustainability assessment in inland waters, based on a series of indicators and indices that reflect environmental quality. Three dimensions of environmental quality are taken into account: functions, interactions and components. Functions are considered from the "ecocentric" (naturalness) and "anthropocentric" (source of resources, sink for wastes, support of activities and provider of services) points of view. Human-environment interactions are represented by means of pressure, state and response indicators. Environmental components include water, biota, soil, land use, and social characteristics. Increases or decreases in index values are assumed to indicate trends towards greater or lesser sustainability of existing practices. The methodological framework, indicators and criteria used for the assessment are explained. Results obtained on two shallow lakes of the Pampa region (Argentina) as a case study are presented and discussed.

Keywords: Environmental indicators, environmental quality, inland water bodies, Pampa Argentina.

Recibido: 17/03/2015

Aceptado: 02/05/2016

Introducción

Según la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OECD, 1993), un indicador es un parámetro o valor derivado de otros parámetros dirigido a proveer información y describir el estado de un fenómeno, con un

significado añadido mayor que el directamente asociado con su propio valor. Constituye una variable que refleja de forma sintética una preocupación social con respecto al medio, con el fin de insertarla coherentemente en el proceso de toma de decisiones. Los indicadores ambientales representan un instrumento de gran utilidad para

organizar, sistematizar, cuantificar, simplificar y comunicar información relativa a distintos aspectos del medio, que resulta básica para la toma de decisiones en el marco de la gestión ambiental (OECD, 1993; Cendrero, 1997).

Los indicadores pueden, a su vez, combinarse para obtener índices agregados, que reflejan cualidades complejas del medio y proporcionan criterios para evaluar la sustentabilidad de políticas, planes y actuaciones que afecten a los recursos naturales (Gouzee, Mazijn, & Billharz, 1995; Cendrero, 1997; Cendrero *et al.*, 2003). Poder generar indicadores que muestren las funciones ecosistémicas conocidas como fuente (de recursos), soporte (de actividades / provisión de servicios), sumidero (de efluentes de distinto tipo) y naturalidad (ausencia de modificaciones introducidas por el hombre) (Cendrero *et al.*, 2003) es un paso importante e imprescindible para el diseño de un índice de calidad ambiental, que sea de utilidad para el seguimiento de dichas funciones y para orientar el manejo del recurso de manera sustentable.

La producción de información para la toma de decisiones implica el conocimiento de qué y cómo se debe medir y monitorear. Para esto es necesaria la definición de un marco de referencia que permita organizar la información en función de las prioridades y los usuarios. Existen varios marcos conceptuales disponibles que pueden utilizarse para guiar la selección, desarrollo y uso de indicadores. Los modelos existentes para obtener, analizar y elaborar información ambiental son por lo general de dos tipos: 1. Modelos para la elaboración y aplicación de estrategias que definen la relación entre la información ambiental y los valores sociales y/o objetivos y metas políticos (EPA, 1994); y 2. Modelos para el monitoreo de los procesos ambientales y las interacciones sociedad-naturaleza, que tratan de clasificar los problemas ambientales en términos de causa-efecto (UN, 1984). Estos dos tipos de modelos son complementarios, pues se refieren a diferentes dimensiones del proceso de elaboración de información ambiental para la toma de decisiones. No obstante, parece más acertada la definición de un marco metodológico del segun-

do tipo, que ayude al monitoreo del estado del medio, así como al seguimiento de las acciones y estrategias en vías de una planificación y gestión ambiental.

Existen numerosos modelos conceptuales de tipo causa-efecto en el contexto de la evaluación ambiental basada en indicadores: los modelos presión-estado-respuesta (PER), fuerza motriz-estado-respuesta (DSR) y fuerza motriz-presión-estado-impacto-respuesta (DPSIR) (Hammond, Adriaanse, Rodenburg, Bryant & Woodward, 1995; OECD, 2001). Un modelo ampliamente utilizado para la aplicación de indicadores ambientales es el PER (OECD, 1991, 1993). Este marco conceptual es probablemente uno de los más utilizados en el mundo debido a su simpleza, facilidad de uso y posibilidad de aplicación a diferentes niveles, escalas y actividades humanas (CEPE, 2007). Obedece a una lógica, según la cual, las actividades humanas ejercen presiones sobre diversos atributos del medio biofísico (estado), alterándolos en mayor o menor medida. La sociedad en su conjunto identifica estas variaciones y puede decidir (objetivos de política) la adopción de medidas (respuestas) que tratarían de corregir o prevenir las tendencias negativas detectadas. Estas medidas se dirigen con carácter cautelar contra los mismos mecanismos de presión, o bien, con carácter corrector, directamente sobre los factores afectados del medio (Niemeijer & De Groot, 2008a, 2008b). Pueden ser elaboradas y aplicadas a nivel de los gobiernos, del sector privado, de las cooperativas u organizaciones de base o individualmente, y tener un marco legal nacional o internacional basado en objetivos y metas de desarrollo, y/o gestión ambiental. Este modelo conceptual de indicadores ha sido mencionado por varios autores en sus trabajos (Cendrero *et al.*, 2003; Alcaide-Orpí *et al.*, 2006; Niemeijer & De Groot, 2008a, 2008b).

La sucesión de periodos climáticos secos y húmedos en la llanura pampeana, en el marco de la geomorfología de la región, condujo a un importante desarrollo de sistemas de humedales y lagos someros (lagunas) (Iriondo & Kröhling, 2007), que desempeñan un papel importante

en el ciclo hidrológico global de la Provincia de Buenos Aires (Fernández-Cirelli & Miretzky, 2002). Además, proporcionan importantes servicios ambientales, como el ciclado de nutrientes, la regulación del clima a nivel local y regional, regulación de flujos hidrológicos, provisión de hábitat, y oportunidades educativas y recreativas, entre otros (MA, 2005). Las actuales problemáticas que enfrentan estos ecosistemas, como el aumento del nivel de polución de sus aguas, cambios en el uso del suelo de sus cuencas de drenaje y aumento del nivel de eutrofia, entre otras, han obligado a los investigadores a ir más allá de las descripciones de sus comunidades y parámetros fisicoquímicos, haciéndose necesario un enfoque interdisciplinario de los mismos (Whited, 2000; Quirós, Rennella, Boveri, Rosso, & Sosnovsky, 2002; Oliveira & Cortes, 2006).

El objetivo de este trabajo es desarrollar un sistema de indicadores para evaluar la calidad ambiental de cuerpos lénticos sometidos a usos múltiples, utilizando como caso de estudio dos lagunas de la región pampeana, Argentina. Para ello, se eligió como marco conceptual al modelo presión-estado-respuesta (PER), que se basa en elaborar tres grupos de indicadores. El primero, para observar las causas de los problemas ambientales, consecuencia de la influencia de la sociedad sobre la naturaleza (indicador de presión); el segundo se relaciona con la calidad del medio, resultado de las acciones humanas (indicador de estado), y el tercero se refiere a las medidas que toma la sociedad para evitar/minimizar el deterioro del sistema en términos de calidad ambiental (indicador de respuesta).

El monitoreo, así como la obtención y elaboración de datos y estadísticas son parte fundamental del proceso de elaboración de información útil para la toma de decisiones (Hammond *et al.*, 1995). Esta parte del proceso permitirá la identificación de problemas y áreas prioritarias que ayuden a la formulación de políticas generales. El desarrollo de indicadores e índices, que se basan en información derivada del monitoreo, ayudará a la implementación y aplicación de las acciones y estrategias, así como al seguimiento continuo de las mismas.

Área de estudio

Para este estudio se seleccionaron dos lagunas del sudeste bonaerense situadas en el sistema serrano de Tandilia: La Brava y de Los Padres (figura 1), cuerpos de agua someros y de régimen permanente. Poseen una superficie de 400 y 216 ha, y una profundidad máxima de 1.24 y 4.57 m, respectivamente (Romanelli, Quiroz-Londoño, Massone, Martinez, & Bocanegra, 2010). Ambas reciben un único afluente, formado por la conjunción de tributarios en el sector alto de su respectiva cuenca y drenan parte de sus aguas superficialmente a través de otro arroyo. Además, reciben aporte directo de las aguas subterráneas, pues el modelo hidrogeológico conceptual planteado para estos humedales establece una relación efluente-influente con el acuífero (Romanelli *et al.*, 2010).

Contexto de la problemática ambiental

Los humedales son ecosistemas cuya funcionalidad aporta, sin duda, bienes y servicios de interés tanto ecológico como económico y social (MA, 2005). Sin embargo, presentan un equilibrio muy frágil y, además, muestran una elevada sensibilidad y vulnerabilidad, pues los impactos a los que son sometidos no son siempre evidentes ni reversibles (Grosman, 2008). En particular, los humedales ligados con la dinámica hídrica subterránea, como es el caso de las lagunas en estudio, muestran asimismo, una debilidad añadida, al estar ligados a la evolución de los niveles piezométricos, dependientes a su vez de la correcta gestión de la explotación de los acuíferos (Aguilera, Moreno, Castaño, Jiménez, & De la Losa).

Las lagunas pampeanas, como las lagunas La Brava y de Los Padres, disponen de abundante materia orgánica y elevadas concentraciones de nutrientes, que determinan un nivel de eutrofia avanzado desde su origen. La expansión de la actividad agropecuaria de sus cuencas de drenaje, la tecnificación, urbanización y el aumento de desechos de diferente origen (p. ej., efluentes cloacales o industriales), entre otros, han

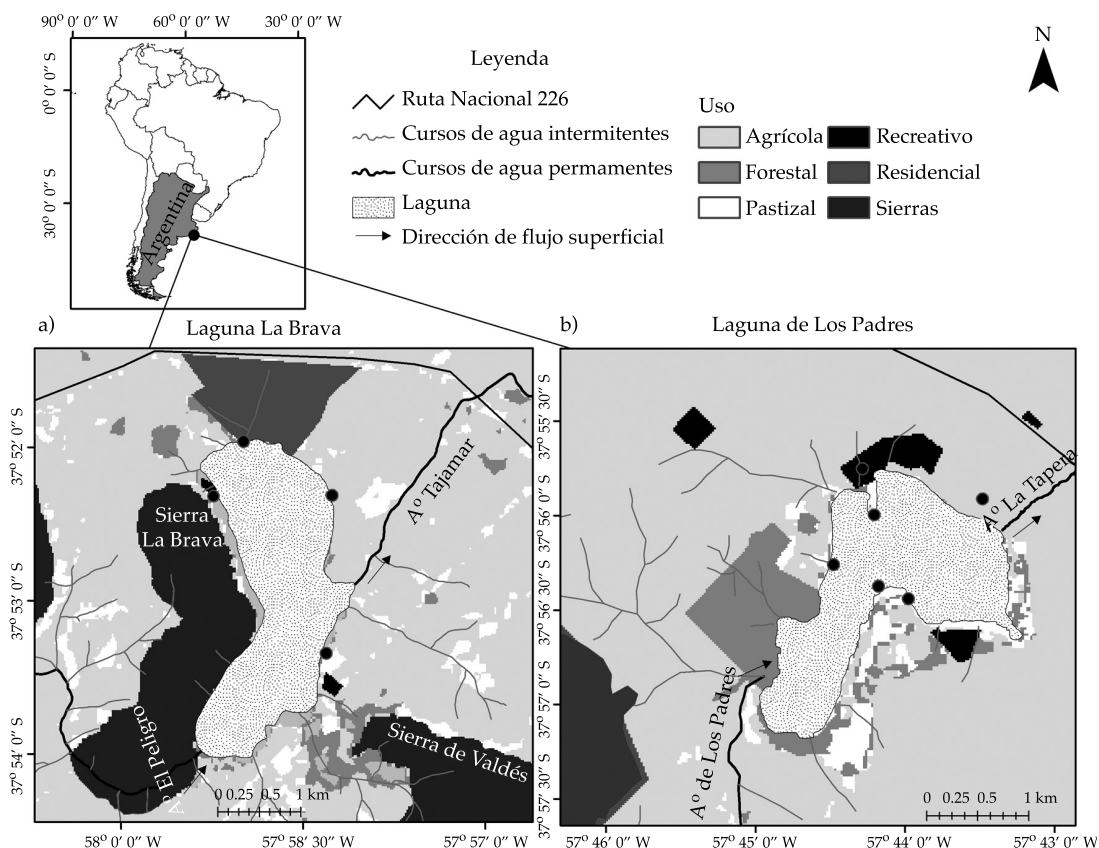


Figura 1. Mapa de localización de las lagunas estudiadas y usos del suelo.

generado un impacto negativo sobre la calidad de sus aguas, en perjuicio de sus usos actuales o potenciales. La aceleración de los procesos de eutrofización atenta contra la conservación de este tipo de ambientes (Grosman, 2008).

La laguna La Brava, localizada en un área netamente agrícola, es considerada un importante centro de recreación, y constituye un área útil para la divulgación y educación de la naturaleza. A su alrededor se localizan diversos establecimientos recreativos y turísticos. En su sector norte se ha desarrollado una zona residencial que experimenta un marcado incremento poblacional, existiendo actualmente 115 habitantes permanentes sin servicio de agua corriente ni cloacas; en temporada veraniega, esta cantidad se ve duplicada. La laguna de Los Padres se encuentra inmersa en el cinturón hortícola de la ciudad de Mar del Plata dedicado

especialmente a la producción de hortalizas, frutillas y plantas ornamentales. Además, cercano a este humedal, se ubica el barrio residencial Sierra de Los Padres, que desde la última década viene experimentando un marcado incremento poblacional. Actualmente, 1 672 personas residen ahí de forma permanente. En el perímetro de este cuerpo de agua existe infraestructura vinculada con clubes de pesca, recreos y restaurantes. Existe una constante afluencia de visitantes a estos cuerpos de agua, en especial de las ciudades de Mar del Plata y Balcarce. Todo lo mencionado genera una consecuente presión sobre ambos sistemas acuáticos (Romanelli *et al.*, 2010) (figura 1).

A pesar de las distintas actividades humanas que se desarrollan en las cuencas de drenaje de las dos lagunas, éstas conservan su potencial de proveedoras de servicios ambientales. En

particular, los servicios de naturalidad y soporte, todavía en un estado de conservación aceptable, hacen que sea un momento ideal para la generación de una figura legal de protección. Es por este motivo que disponer de un índice de calidad ambiental en cuerpos de agua dulce proveerá una herramienta de suma utilidad para la toma de decisión en tales sistemas acuáticos.

Metodología

Para la elaboración de un sistema de indicadores ambientales como herramienta útil de gestión de lagunas bajo usos múltiples se siguieron básicamente cuatro etapas: 1) identificación y definición de los problemas y áreas prioritarias para las cuales se deben elaborar los indicadores; 2) observación y análisis de la calidad y disponibilidad de datos (parámetros a medir) para el desarrollo y uso de los indicadores; 3) selección de un conjunto de indicadores con base en una serie de criterios de selección; y 4) aplicación del sistema de indicadores en el estudio de caso.

La identificación de los principales problemas ambientales en el área se realizó a través de encuestas semiestructuradas a los distintos actores sociales, con el objetivo de poder definir los parámetros que permitan medir hasta qué punto el sistema ha sido o es afectado (Romanelli, Massone, & Escalante, 2011). La encuesta consistió en la formulación de preguntas que fueron organizadas en un cuestionario estandarizado, utilizando de preferencia preguntas de tipo cerradas y alguna pregunta abierta para indagar sobre aspectos muy puntuales. En las primeras, el encuestado debió seleccionar de una serie preasignada de categorías la respuesta que mejor se aproximaba a su opinión; mientras que en el segundo caso respondió con sus propias palabras. Se llevaron a cabo un total de 79 y 55 encuestas en las cuencas de las lagunas La Brava y de Los Padres, respectivamente.

Se recolectó y analizó la calidad y disponibilidad de datos para el desarrollo y uso de los indicadores seleccionados; además, se consideró una serie de criterios de selección en función de las características del territorio analizado,

la confiabilidad de los datos, la relación con los problemas y prioridades en la unidad de análisis, y la utilidad para el usuario.

A la hora de abordar la calidad ambiental se tuvieron en cuenta tres dimensiones de la misma (Cendrero *et al.*, 2003): a) funciones ecosistémicas, b) interacciones sociedad-medio natural y c) componentes del medio. En la primera dimensión se consideraron dos perspectivas de la calidad ambiental: una de tipo ecocéntrico y otra de tipo antropocéntrico. Desde el punto de vista ecocéntrico, se propone que la calidad ambiental es proporcional al grado de naturalidad del área que se analiza; esto es, cuanto menor sea el grado de modificación de las características naturales del medio mayor será su calidad. La óptica antropocéntrica incluye la consideración de las principales funciones que el medio físico desempeña en relación con los seres humanos: fuente de recursos, sumidero de residuos, soporte de actividades y proveedor de servicios (SCOPE, 1995). Cabe aclarar que la función fuente de recursos hace referencia a aquellas actividades extractivas (p. ej., pesca); mientras que la función soporte se vincula con la provisión de servicios recreativos y residuales. Para definir los distintos tipos de interacciones sociedad-medio se utilizó el modelo PER, como ya se mencionó (figura 2). Finalmente, el medio puede ser considerado como una superposición de diferentes componentes físicos y sus relaciones. Estos componentes incluyen suelo, agua, clima y elementos humanos, entre otros.

Después de la selección del conjunto de indicadores, según el modelo descrito, se procedió a asignar a cada uno de los indicadores un valor; para ello se ha recurrido a la consulta de diversas fuentes bibliográficas. Se incluyeron datos estadísticos poblacionales del municipio y la nación; cartografía e imágenes satelitales de la zona; normas nacionales e internacionales; información aportada y actualizada de los diferentes organismos e instituciones del territorio; resultados de análisis de laboratorio, y trabajos de diversa índole relacionados con la temática (Custodio & Llamas, 1976; WHO, 1982; Appelo & Postma, 1993; Bain & Stevenson, 1999; Quirós

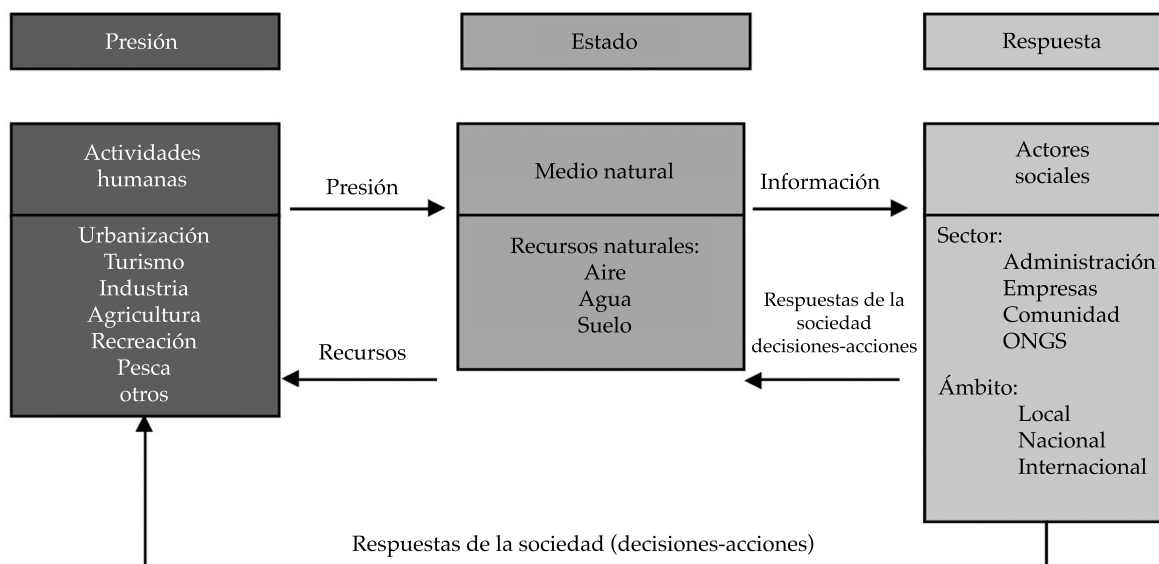


Figura 2. Modelo presión-estado-respuesta (PER).

et al., 2002; Fernández-Cirelli & Miretzky, 2002, 2004; INDEC, 2012).

Previo a la estimación de los distintos índices por función ecosistémica, se clasificó cada indicador en cinco categorías a partir de las fuentes bibliográficas ya citadas. Cada categoría cualitativa se asoció con un valor de 1 a 5, para después poder normalizar la información, eliminando así el efecto del tamaño de la unidad de medición, siendo 1 igual a muy bueno; 2, bueno; 3, moderado; 4, malo, y 5 muy malo. Una vez realizada la normalización de cada indicador se calcularon los distintos índices, siguiendo el procedimiento propuesto por Cendrero *et al.* (2003), que consta de tres pasos:

- a) Cálculo de los índices de presión, estado y respuesta, para cada una de las cuatro funciones citadas, utilizando la expresión:

$$IN_p = \sum_{i=1}^n V_i \times W_i \quad (1)$$

Siendo IN_p el índice de presión sobre la naturalidad; V_i , los valores de los indicadores de

presión; W_i , el peso del indicador; n , el número total de indicadores de presión; y $\sum W_i = 1$.

De forma similar se procede para el cálculo de los índices de estado y de respuesta tanto para naturalidad como para las funciones fuente, sumidero, soporte-servicios.

- b) Los índices de presión, estado y respuesta se integran en índices de cada una de las funciones:

$$IN = (IN_p + IN_e + IN_r) / 3 \quad (2)$$

Siendo IN el índice de la función naturalidad; IN_p , el índice de presión sobre la naturalidad; IN_e , índice de estado sobre la naturalidad, e IN_r el índice de respuesta sobre la naturalidad.

Procediéndose igualmente para cada una de las funciones abordadas: IF : índice de la función fuente de recursos; IS : índice de la función sumidero de residuos; ISS : índice de la función soporte-servicio.

- c) Finalmente se calcula el índice de calidad ambiental (ICA), que es el resultado de la

agregación de los índices de las funciones de naturalidad, fuente de recursos, sumidero de residuos y soporte/servicios. La expresión utilizada es la siguiente:

$$ICA = (IN + IF + IS + ISS) / 4 \quad (3)$$

Siendo *IN* el índice de naturalidad; *IF*, el índice de fuente de recursos; *IS*, el índice de sumidero de residuos, e *ISS* el índice de soporte/servicios.

La interpretación del valor final del índice de calidad ambiental, expresado en una escala cuyo valor máximo será cinco y el mínimo uno, se hace considerando que los valores más altos corresponden a la situación ambiental más negativa. Para simplificar la valoración, se efectuó una clasificación dividida en cinco clases, donde la clase I incluye valores de 1.0 - < 1.8, con calidad ambiental muy alta; la clase II varía de ≥ 1.8 - < 2.6, indicando una calidad ambiental alta; la clase III, con valores de ≥ 2.6 - < 3.4, con moderada calidad ambiental; la clase IV, ≥ 3.4 - 4.2, con calidad ambiental mala; y la clase V, con valores de ≥ 4.2 - 5, con calidad ambiental muy mala.

Esta clasificación de los resultados puede ser usada de referencia para hacer cualquier valoración por separado de los índices de las funciones de naturalidad, de fuente de recursos, de sumidero de residuos, y de soporte de actividades y servicios, y puede ser utilizada para interpretar los valores de los índices calculados para los indicadores de presión, estado y respuesta.

Identificación y definición de los problemas ambientales para elaborar los indicadores

Los principales problemas ambientales mencionados por los actores en el área de la laguna La Brava, a través de las encuestas, son los siguientes: contaminación por uso de agroquímicos; falta de monitoreo de los recursos hídricos; falta de una regulación local clara relacionada con los usos autorizados en la cuenca del humedal, así como la ausencia de una figura jurídica que los

controle. La mayoría de los actores considera que el uso de motores de inyección de combustible en embarcaciones y deportes náuticos (48%), la contaminación del agua de la laguna debido a los agroquímicos (13%), desechos líquidos y sólidos (20%) y el sistema de cloacas (6%) son los principales factores de degradación del ecosistema acuático.

A su vez, los principales problemas ambientales mencionados por los actores involucrados en el área de la laguna de Los Padres son desechos y/o daños de los turistas (44%); caza y pesca furtiva (25%); contaminación por uso de agroquímicos (16%); tala indiscriminada, e incendios (12%). Además, se menciona una baja efectividad de control del uso del espacio natural tanto para fines turísticos como recreativos, y la ausencia de mantenimiento y limpieza del lugar.

Selección y aplicación de indicadores ambientales e índices de calidad ambiental

Los indicadores seleccionados y después determinados según la metodología expuesta son agrupados y presentados para cada una de las funciones del medio (cuadro 1). En total se eligió un set de 20 indicadores PER.

La clasificación de cada indicador en categorías para las distintas funciones ecosistémicas y su reclasificación se visualizan en los cuadros 2, 3, 4 y 5. Si bien se han asignado rangos para cada indicador, es recomendable que cada usuario ajuste su rango de valores para cada parámetro, en función de las características de su área de estudio específica.

En este trabajo se tomó como unidad de análisis la cuenca de drenaje de cada una de las lagunas en estudio. Los ICA calculados muestran que las lagunas La Brava (2.88) y de Los Padres (2.96) (cuadro 6) poseen una calidad ambiental moderada, perteneciendo a la clase III (≥ 2.6 - < 3.4). Los índices de cada función ecosistémica se visualizan en la figura 3. Sus valores varían de 1 a 5, representando la mejor y peor condición, respectivamente. Los valores de los índices de las funciones fueron peores en todos los casos en la laguna de Los Padres, en

Cuadro 1. Lista de indicadores PER seleccionados para cada función ecosistémica.

Función	Interacción	Indicador
Naturalidad	Presión	Superficie construida en línea de costa (%)
		Densidad de las vías de comunicación (km/km ²)
	Estado	Cobertura natural-pastizales (%)
		Cobertura de vegetación acuática emergente (% área laguna)
	Respuesta	Territorio protegido (%)
Fuente	Presión	Superficie cultivada (%)
		Instalaciones recreativas/turísticas (#)
		Número de botes por fin de semana
	Estado	Desarrollo de línea de costa
		Masa forestal (%)
	Respuesta	Frecuencia de monitoreo
Sumidero	Presión	Superficie de uso residencial (%)
	Estado	NO ₃ ⁻ laguna (mg/l)
		Conductividad eléctrica (CE, mS/cm)
		Oxígeno disuelto (OD, mg/l)
		Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅ , mg/l)
	Respuesta	Autoridad de control
Soporte	Presión	Densidad poblacional en área de influencia (hab/km ²)
	Estado	Profundidad de columna de agua/profundidad de zona fótica (Z _p /Z _l)
	Respuesta	Usos restringidos / controlados

Cuadro 2. Rangos para cada categoría y valor asignado en la reclasificación de los indicadores PER para la función naturalidad.

Función naturalidad		
Presión		
Valor/categoría	Superficie construida en línea de costa (%)	Densidad de vías comunicación (km/km ²)
1. Muy bueno	< 10	0
2. Bueno	≥ 10 -< 30	> 0 -< 0.5
3. Moderado	≥ 30 -< 50	≥ 0.5 -< 1.5
4. Malo	≥ 50 -< 70	≥ 1.5 -< 3.0
5. Muy malo	≥ 70	≥ 3.0
Estado		
Valor/categoría	Cobertura natural-pastizales (%)	Cobertura vegetación acuática (% área laguna)
1. Muy bueno	> 80	> 30 -< 50
2. Bueno	≤ 80 -> 60	≤ 30 -> 20
3. Moderado	≤ 60 -> 30	≤ 20 -> 10
4. Malo	≤ 30 -> 10	≥ 50 -< 70
5. Muy malo	≤ 10	≤ 10 o ≥ 70
Respuesta		
Valor/categoría	Territorio protegido (%)	
1. Muy bueno	≥ 70	
2. Bueno	< 70 -> 50	
3. Moderado	≤ 50 -> 30	
4. Malo	≤ 30 -> 10	
5. Muy malo	≤ 10	

Cuadro 3. Rangos para cada categoría y valor asignado en la reclasificación de los indicadores PER para la función fuente.

Función fuente			
Presión			
Valor/categoría	Superficie cultivada (%)	Instalaciones recreativas/ turísticas (#)	Número de botes en fin de semana
1. Muy bueno	< 10	0-3	< 30
2. Bueno	10-30	3-5	30-50
3. Moderado	30-60	5-7	50-100
4. Malo	60-80	7-11	100-200
5. Muy malo	≥ 80	> 11	≥ 200
Estado			
Valor/categoría	Desarrollo línea de costa		Masa forestal (%)
1. Muy bueno	> 1.6		≥ 30
2. Bueno	≤ 1.6 -> 1.4		20-30
3. Moderado	≤ 1.4 -> 1.2		10-20
4. Malo	≤ 1.2 -> 1.0		5-10
5. Muy malo	≤ 1.0		< 5
Respuesta			
Valor/categoría	Frecuencia de monitoreo		
1. Muy bueno	Monitoreo continuo, sistema de consulta organizado en un SIG		
2. Bueno	Monitoreo continuo de baja frecuencia (mensual o estacional) con sistema de consulta organizado		
3. Moderado	Monitoreo continuo de baja frecuencia (mensual o estacional) sin sistema de consulta organizado		
4. Malo	Monitoreo ocasional sin sistema de consulta organizado		
5. Muy malo	Ningún monitoreo		

Cuadro 4. Rangos para cada categoría y valor asignado en la reclasificación de los indicadores PER para la función sumidero.

Función sumidero				
Presión				
Valor/categoría	Superficie de uso residencial (%)			
1. Muy bueno	< 10			
2. Bueno	10- 30			
3. Moderado	30-50			
4. Malo	50-70			
5. Muy malo	≥ 70			
Estado				
Valor/categoría	CE mS/cm	NO ₃ ⁻ (mg/l)	OD (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)
1. Muy bueno	< 0.8	< 15	> 12	≤ 2
2. Bueno	0.8-1.0	15-25	8-12	2-10
3. Moderado	1.0-1.5	25-35	5-8	10-20
4. Malo	1.5-2.0	35-45	0-5	20-50
5. Muy malo	≥ 2.0	≥ 45	0	> 50
Respuesta				
Valor/categoría	Autoridad de control			
1. Muy bueno	Municipal con plan de manejo			
2. Bueno	Municipal sin plan de manejo			
3. Moderado	Provincial. Muy limitada la intervención municipal			
4. Malo	Nacional y provincial. Sin intervención municipal			
5. Muy malo	No definida			

Cuadro 5. Rangos para cada categoría y valor asignado en la reclasificación de los indicadores PER para la función soporte/servicios.

Función soporte/servicios	
Presión	
Valor/categoría	Densidad poblacional área de influencia (hab/km ²)
1. Muy bueno	< 2.5
2. Bueno	≥ 2.5 -< 5.0
3. Moderado	≥ 5.0 -< 10.0
4. Malo	≥ 10.0 -< 20.0
5. Muy malo	≥ 20.0
Estado	
Valor/categoría	Zp/Zf
1. Muy bueno	≤ 0.97
2. Bueno	> 0.97 - ≤ 1.37
3. Moderado	> 1.37 - ≤ 5.07
4. Malo	> 5.07 - ≤ 8.53
5. Muy malo	> 8.53
Respuesta	
Valor/categoría	Usos restringidos/controlados
1. Muy bueno	Todos los usos están controlados de manera permanente
2. Bueno	Los usos extractivos y potencialmente contaminantes están controlados de forma permanente
3. Moderado	Los usos extractivos y potencialmente contaminantes están controlados de modo esporádico
4. Malo	Los usos extractivos o potencialmente contaminantes están controlados de forma esporádica
5. Muy malo	Ningún uso controlado

Cuadro 6. Valores de los índices de cada función ecosistémica y de calidad ambiental para las lagunas estudiadas.

Laguna	Índices de las funciones ecosistémicas				ICA
	IN	IF	IS	ISS	
La Brava	3.50	2.16	1.48	3.43	2.64
Los Padres	3.17	2.55	1.62	3.76	2.77

comparación con la laguna La Brava, con excepción de IN. En este último caso, la laguna de Los Padres posee mayor porcentaje de cobertura natural-pastizales en su cuenca de drenaje y de vegetación acuática emergente, en comparación con la otra laguna (33.58 y 24.44%, y 25.11 y 11.3%, respectivamente).

El análisis de los índices para cada una de las funciones abordadas indica que las funciones más afectadas son las de soporte de actividades/provisión de servicios y el grado de naturalidad (figura 3). La mayor influencia

negativa en la cualidad soporte-servicio está en los indicadores relacionados con el crecimiento demográfico, y también en la falta de restricción y/o control en el desarrollo de actividades extractivas o potencialmente contaminantes. Las determinaciones de los indicadores propuestos para el grado de naturalidad expresan que la mayor afectación se obtiene en los indicadores relacionados con el recurso suelo en lo que respecta al poco porcentaje de cobertura natural-pastizales, y al bajo o nulo porcentaje de territorio protegido.

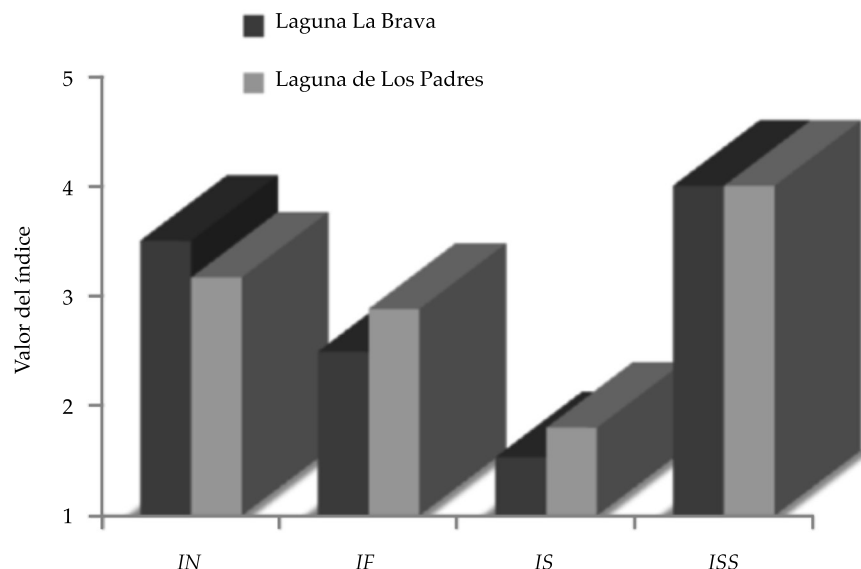


Figura 3. Índices de cada función ecosistémica para las dos lagunas pampeanas en estudio.

Un hecho llamativo en el análisis hecho es el relacionado con los valores obtenidos para los indicadores de la cualidad de sumidero de residuos, siendo la función menos impactada. En este caso, los mismos no reflejan los resultados que se esperaban, sino que muestran cómo el medio ha sido capaz de soportar las cargas potenciales de contaminantes generadas. Sin embargo, cabe señalar que los indicadores de mayor significado para esta cualidad del medio son los relacionados con el contenido de NO_3^- . Si bien los valores de este parámetro en las lagunas son, en promedio, de 6.98 y 1.55 mg/l para Los Padres y La Brava, respectivamente, se ha encontrado contenido elevado de nitratos (> 24.0 mg/l) en el agua subterránea de la zona de recarga a la misma. Esto podría producir un impacto negativo sobre estos cuerpos de agua al recibir el aporte del acuífero, dada su condición efluente-influente.

Al analizar los valores de los índices PER para ambas lagunas (figura 4), se observa que los indicadores de respuesta presentan los valores de peor calidad en el modelo, evidenciando la falta de actuación del hombre para contrarrestar los impactos sobre el medio. Los indicadores de

presión para la laguna de Los Padres presentan las mayores afectaciones negativas, vinculadas con la alta densidad poblacional en la cuenca (50.9 hab/ km^2) y, en menor medida, por el número de instalaciones recreativas/turísticas (9) localizadas en sus márgenes, existiendo en la laguna La Brava cuatro instalaciones y 15.8 hab/ km^2 . Por el contrario, para la laguna La Brava se detectaron los mayores valores en los indicadores de estado, relacionados con el bajo porcentaje de pastizales naturales (25.11%) y de cobertura de vegetación emergente (11.3%), siendo en la laguna de Los Padres de 33.58 y 24.44%, respectivamente.

Un análisis más detallado de los indicadores PER para cada una de las funciones ecosistémicas por laguna se visualiza en la figura 5. En ellas se observa que los indicadores de presión son los de peor calidad para la función sumidero de residuos, los de estado para la función fuente de recursos y, por último, los de respuesta para la función soporte de actividades/provisión de servicios y el grado de naturalidad. Este patrón se da en ambas lagunas estudiadas.

Los indicadores individuales que describen la condición del medio natural en sus distintas

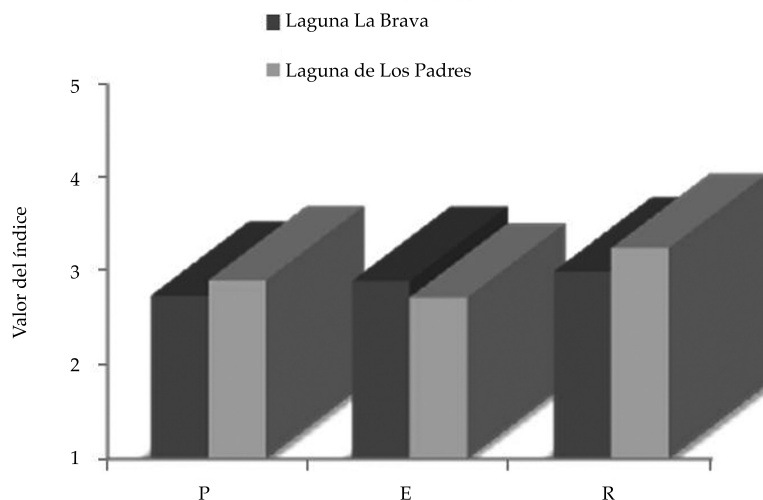


Figura 4. Índices de los indicadores PER para las dos lagunas pampeanas en estudio.

dimensiones a menudo pueden ser medidos y determinados de manera objetiva. Cuando se trata de una combinación de estos indicadores en un único índice, la subjetividad se incrementa. En este sentido, los indicadores individuales pueden ser normalizados y reducidos a una escala numérica común y comparable, y luego, a través de operaciones matemáticas, pueden combinarse en índices parciales o integrarse en un único índice (Cendrero & Fischer, 1997). Esto no elimina la subjetividad, ya que deben establecerse ciertos criterios (selección de los indicadores, procedimientos de agregación de índices, asignación de pesos, etc.) y no todos estarán de acuerdo con el criterio propuesto.

La disponibilidad de información resultó ser un factor limitante a la hora de seleccionar los indicadores PER para cada una de las funciones ecosistémicas abordadas. De la misma manera, contando con información histórica hubiese sido posible realizar un análisis de los índices a una escala temporal, evidenciando las tendencias en la calidad ambiental de los recursos naturales estudiados. Muchos indicadores considerados importantes a la hora de evaluar la calidad ambiental de las lagunas pampeanas no pudieron ser incluidos en los distintos índices, pues dicha información no estaba disponible. Indicadores

de presión, como el número de visitantes a las lagunas y el número de piezas capturadas por los pescadores e indicadores de estado como clorofila *a*, DQO y concentración de pesticidas en el agua hubieran sido de mucha utilidad.

Los indicadores individuales que se utilizan para calcular los índices pueden variar en el tiempo, sobre todo como resultado de las circunstancias socioeconómicas, manejo y uso. Como consecuencia, el cálculo de los índices puede ser utilizado para monitorear y determinar la evolución de tendencias dentro de una determinada zona o región, y comparar dichas tendencias entre las diferentes regiones. Aunque los índices propuestos no deben considerarse como una medida precisa de la calidad del ambiente, es razonable suponer que una disminución en el valor de dichos índices representa una tendencia hacia una mejor calidad ambiental y una mayor sustentabilidad, y viceversa.

En esta propuesta de indicadores PER se utilizaron aquellos parámetros de los cuales se disponía información y de fácil medición para el usuario. Asimismo, se trabajará para reemplazar y/o ajustar aquellos indicadores que no cumplen por completo con los requisitos para tal fin.

Se puede argumentar con razón que los índices propuestos representan una simplificación

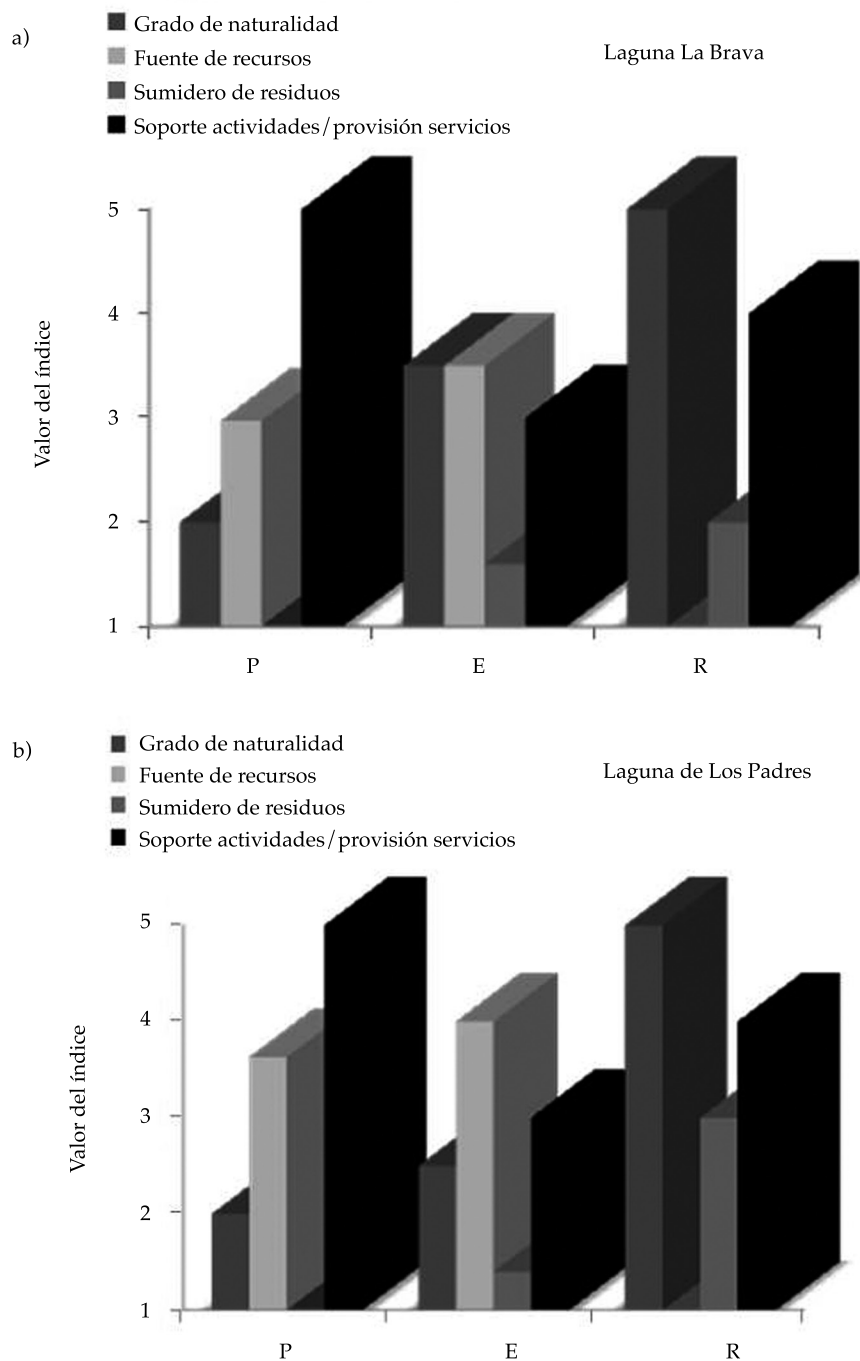


Figura 5. Índices de los indicadores PER para cada función ecosistémica en: a) laguna La Brava y b) laguna de Los Padres.

exagerada de la calidad del ambiente y que es una representación pobre de la realidad. Sin embargo, ofrecen representaciones útiles, destacando a menudo las características importantes del medio que pueden no ser tan obvias.

Respecto al marco conceptual de indicadores utilizado, siguiendo el modelo causa-efecto (PER), una desventaja en su uso es la posible dependencia de un modelo falso o falsas relaciones entre los indicadores. Es decir, pueden hacerse

falsos supuestos sobre el teorema de causalidad lineal (la presión causa el estado, el cual, a su vez, resulta en una respuesta). Muchas veces, un mismo estado puede ser provocado por diversas presiones sobre el ambiente.

Conclusiones

La creación y aplicación de un sistema de indicadores constituyó un valioso aporte, pues por primera vez se aplica este procedimiento metodológico en la región. Además, ofreció la posibilidad de expresar la calidad ambiental de lagunas pampeanas en forma cuantitativa, mediante el uso de índices basados en métodos claros y reproducibles, a través de indicadores que pueden medirse o determinarse de manera objetiva. A su vez, la creación del índice de calidad ambiental permitió integrar información, incluyendo datos morfológicos, hidroquímicos, de uso del suelo y sociales. La aplicación de esta metodología proporciona una herramienta útil para el monitoreo de la calidad ambiental de las lagunas pampeanas, contribuyendo así a evaluar la sustentabilidad ambiental, al igual que las prácticas y políticas existentes. Sin embargo, se requiere continuar mejorando el método, y luego validarlo en distintas zonas, a fin de comprobar su robustez.

Los resultados indican que es necesario intervenir de manera prioritaria en las variables relacionadas con ocupación poblacional y generación de medidas de control de uso en ambos ecosistemas acuáticos estudiados. Desde el punto de vista de la gestión de los recursos naturales, el hecho de que las lagunas estudiadas tengan una calidad ambiental moderada, perteneciendo a la clase III ($\geq 2.6 < 3.4$), resulta ser un aspecto positivo, pues ofrece posibilidades de intervención para evitar el deterioro de las mismas. Sin embargo, es posible que estos sistemas naturales migren a cualquiera de los dos extremos: a la mejor o peor condición ambiental; ello obliga a plantear y efectuar acciones que permitan una adecuada planificación y manejo del recurso, propendiendo a la búsqueda de escenarios de mejores características.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Mar del Plata (EXA 514/10; EXA 606/12) y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (PIP 0350) por el financiamiento.

Referencias

- Aguilera, H., Moreno, L., Castaño, S., Jiménez, M. E., & De la Losa, A. (2009). Contenido y distribución espacial de nutrientes móviles en la zona no saturada en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. *Boletín Geológico y Minero*, 120(3): 393-408.
- Alcaide-Orpí, J., Jaimez Salgado E., Olivera Acosta J., Valdés Hernández G., Díaz J. R., De Terán M., & Soto Torres J. (2006). Sistema de indicadores para la evaluación de la calidad ambiental del Municipio Bauta, La Habana, Cuba. *Universidad, Ciencia y Tecnología*, 10(41), 263-268.
- Appelo, C. A. J., & Postma D. (1993). *Geochemistry, Groundwater and Pollution* (563 pp.). Rotterdam, Netherlands: Balkema.
- Bain, M. B., Stevenson, N. J. (1999). *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods* (136 pp.). Maryland, USA: American Fisheries Society, Bethesda.
- Cendrero, A. (1997). Indicadores de desarrollo sostenible para la toma de decisiones. *Naturaleza*, 12, 5-25.
- Cendrero, A., & Fischer, D. W. (1997). A Procedure for Assessing the Environmental Quality of Coastal Areas for Planning and Management. *Journal of Coastal Research*, 13(3), 732-744.
- Cendrero, A., Francés, E., Del Corral, D., Fermán, J. L., Fischer, D., Del Río, L., Camino, M., & López, A. (2003). Indicators and Indices of Environmental Quality for Sustainability Assessment in Coastal Areas; Application to Case Studies in Europe and Americas. *Journal of Coastal Research*, 19(0), 7-21.
- CEPE (2007). Marcando el progreso: los indicadores señalan el camino (pp. 30-60). En: *Agua para todos, agua para la vida. Primer Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo*. Comisión Económica de Naciones Unidas para Europa. Recuperado de: http://webworld.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr1/pdf/chap3_es.pdf
- Custodio, E., & Llamas, M. (1976). *Hidrología subterránea* (2359 pp.). Barcelona: Ed. Omega.
- EPA (1994). *Indicators Development Strategy, Environmental Monitoring Assessment Program*. Environmental Protection Agency. North Carolina: EMAP Center, EPA 620/R-94/022.
- Fernández-Cirelli, A., & Miretzky, P. (2002). Lagos poco profundos de la Pampa Argentina. Relación con aguas subterráneas someras (43-52 pp.). En: *El agua en Iberoamérica. De la limnología a la gestión en Sudamérica*.

- Fernández-Cirelli, A., & Chalar-Marquisá, G. (eds.). Buenos Aires: CYTED XVII, Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos.
- Fernández-Cirelli, A., & Miretzky, P. (2004). Ionic Relations: A Tool for Studying Hydrogeochemical Processes in Pampean Shallow Lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quaternary International*, 114, 113-121.
- Gouzee, N., Mazijn, B., & Billharz, S. (1995). *Indicators of Sustainable Development for Decision-Making*. Bruselas: Federal Planning Office.
- Grosman, F. (2008). *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana* (174 pp.). Buenos Aires: Ed. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Hammond, A., Adriaanse, A., Rodenburg, E., Bryant, E., & Woodward, R. (1995). *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*. Washington, DC: World Resources Institute.
- INDEC (2012). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010: Censo del Bicentenario: Resultados Definitivos* (378 pp). Vol. 1. Serie B, núm. 2. Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadística y Censos.
- Iriondo, M., & Kröhling, D. (2007). Geomorfología y sedimentología de la cuenca superior del río Salado (sur de Santa Fe y noroeste de Buenos Aires, Argentina). *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 14(1), 1-23.
- MA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. Report to the Ramsar Convention*. Washington, DC: World Resources Institute, Millennium Ecosystem Assessment. Recovered from: <http://epa.gov/ncer/events/calendar/2007/sep26/millennium.pdf>.
- Niemeijer, D., & De Groot, R. (2008a). A Conceptual Framework for Selecting Environmental Indicator Sets. *Ecol. Ind.*, 8, 14-25.
- Niemeijer, D., & De Groot, R. (2008b). Framing Environmental Indicators: Moving from Causal Chains to Causal Networks. *Environ. Dev. Sustain.*, 10, 89-106.
- OECD (1991). *Environmental Indicators: A Preliminary Set*. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development.
- OECD (2001). *Environmental Indicators: Towards Sustainable Development* (155 pp.). Paris: Organization for Economic Cooperation and Development.
- OECD (1993). *Report N° 83* (39 pp.). Date of reference: February 1st of 2015. Organization for Economic Cooperation and Development. Recovered from <http://enrin.grida.no/htmls/armenia/soe2000/eng/oecdind.pdf>.
- Oliveira, S. V., & Cortes, R. M. V. (2006). Environmental Indicators of Ecological Integrity and their Development for Running Waters in Northern Portugal. *Limnetica*, 25(1-2), 479-498.
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M., Rosso, J. J., & Sosnovsky, A. (2002). A. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12, 175-185.
- Romanelli, A., Quiroz-Londoño, O. M., Massone, H. E., Martínez, D. E., & Bocanegra, E. (2010). El agua subterránea en el funcionamiento hidrológico de los humedales del Sudeste Bonaerense, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, 121(4), 373-386.
- Romanelli, A., Massone, H. E., & Escalante, A. (2011). Stakeholder Analysis and Social-Biophysical Interdependencies for Common Pool Resource Management: La Brava Wetland (Argentina) as a Case Study. *Environmental Management*, 48(3), 462-474.
- SCOPE (1995). *Indicators of Sustainable Development for Decision-Making*. Report of the Workshop of Ghent, Belgium. Scientific Committee on Problems of the Environment. Recovered from <http://www.un.org/esa/documents/ecosoc/cn17/1995/ecn171995-32.htm>
- UN (1984). *A Framework for the Development of Environmental Statistics*. Statistical Papers Series # 78. New York: United Nations. Recovered from http://unstats.un.org/unsd/publication/SeriesM/SeriesM_78e.pdf.
- Whited, D., Galatowitsch, S., Tester, J. R., Schik, K., Lehtinen, R., & Husveth, J. (2000). The Importance of Local and Regional Factors in Predicting Effective Conservation Planning Strategies for Wetland Bird Communities in Agricultural and Urban Landscapes. *Landsc. Urban Plann.*, 49, 49-65.
- WHO (1982). *Rapid Assessment of Sources of Air, Water, and Land Pollution*. World Health Organization. *WHO Offset Publication*, 62, 113.

Dirección institucional de los autores

Dra. Asunción Romanelli

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC)
Universidad Nacional de Mar del Plata-CONICET
Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCyC)
Universidad Nacional de Mar del Plata-CIC
Funes 3350, nivel 1
7600 Mar del Plata, ARGENTINA
Teléfono: +54 (223) 4754 060
aromanel@mdp.edu.ar

Dr. Héctor Enrique Massone

Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCyC)
Universidad Nacional de Mar del Plata-CIC
Funes 3350, nivel 1
7600 Mar del Plata, ARGENTINA
Teléfono: +54 (223) 4734 635
hmassone@mdp.edu.ar



Haga clic aquí para escribir al autor



Río Moctezuma, municipio de Tamazunchale, San Luis Potosí, México.

Foto: Alma Delia López García.

Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura

• Alma Delia López-García* • Héctor Manuel Ortega-Escobar •

• Carlos Ramírez-Ayala •

Colegio de Postgraduados, México

*Autor para correspondencia

• Edgar Iván Sánchez-Bernal •

Universidad del Mar, México

• Álvaro Can-Chulim •

Universidad Autónoma de Nayarit, México

• Domingo José Gómez-Meléndez •

Universidad Autónoma de Querétaro, México

• Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado •

Universidad Autónoma de Nuevo León, México

Resumen

López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (noviembre-diciembre, 2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 139-157.

El agua residual urbano-industrial que se genera en el Valle de México se utiliza para el riego de diferentes cultivos en el Valle del Mezquital. El volumen aproximado de esta agua es de 56.60 m³/s. Se colectaron 102 muestras de agua en la primavera de 2013 a lo largo del sistema hidrográfico Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. Los métodos analíticos que se emplearon para determinar la composición iónica de las muestras de agua fueron los que están descritos en APHA (1995). El objetivo de esta investigación es la caracterización fisicoquímica de esta agua, para evaluar las relaciones funcionales $PSI-RAS_{or}$, RAS_{aj} y RAS_{corr} . El coeficiente de $mg = af(CE)$ fue de $a = 0.6989$, este valor corresponde al tipo de agua de composición $SO_4-Cl-HCO_3$. El régimen fisicoquímico de ácido-alcalinidad fue de $pH = 6.95-7.70-8.36$. El contenido de $NaHCO_3$ es de $0.23-4.66-11.09 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$. El contenido de $NaCl$ fue de $0.62-4.84-9.35 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$. El coeficiente de la relación funcional $I = af(CE)$ fue de $a = 0.0116$. Los valores de RAS_{or} son 1.24-12.91, RAS_{corr} 1.30-15.57 y RAS_{aj} 1.70-26.20. Para el cálculo de la relación funcional $PSI-RAS$ se utilizaron las reacciones químicas de equilibrio estequiométricas y heterogéneas; en estas reacciones se contempla la conservación de carga. Los valores de PSI en el campo coordinado $PSI-RAS$ son $RAS_{or} = 17.90$, $RAS_{corr} = 20.83$, $RAS_{aj} = 30.69$. En el manejo de la calidad del agua residual se debe determinar el RAS_{aj} para predecir el PSI que se encontrará en los espesores superficiales de los suelos, que es la zona de germinación y desarrollo de las plántulas de los diferentes cultivos.

Palabras clave: RAS, PSI, calidad del agua, agricultura, CSR.

Abstract

López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (November-December, 2016). Physico-Chemical Characterization of Urban and Industrial Wastewater and its Importance in Agriculture. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 139-157.

The urban and industrial wastewater produced in the Valley of Mexico is used for the irrigation of different crops in the Mezquital Valley. The approximate volume of this water is 56.60 m³/s. In the Spring of 2013, 102 water samples were collected along the Hydrographic system known as Gran canal oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. The analytic methods that were used to determine the ionic composition of the water samples were those that are described in APHA (1995). The aim of this investigation is the physical and chemical characterization of this water, in order to evaluate the functional relations $ESP-SAR_{or}$, SAR_{adj} and SAR_{corr} . The coefficient of $mg = af(CE)$ was of $a = 0.6989$, which corresponds to type of water with a composition of $SO_4-Cl-HCO_3$. The physical and chemical regime of acid-alkalinity was of $pH = 6.95-7.70-8.36$. The $NaHCO_3$ content is $0.23-4.66-11.09 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$. $NaCl$ content was $0.62-4.84-9.35 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$. The coefficient of the functional relation $I = af(CE)$ was of $a = 0.0116$. The values for SAR_{or} are 1.24-12.91, SAR_{corr} 1.30-15.57 and SAR_{adj} 1.70-26.20. To calculate the $ESP-SAR$ functional relation, the stoichiometric and heterogenous balance chemical reactions were used; these reactions show that the charges are maintained. The ESP values in the coordinated field $ESP-RAS$ are $SAR_{or} = 17.90$, $SAR_{corr} = 20.83$, $SAR_{adj} = 30.69$. In the management of the quality of wastewater, SAR_{adj} must be determined in order to predict which ESP will be found in the surface layers of the soil, which is the area of germination and growth of the seedling emergence of different crops.

Keywords: SAR, ESP, Water quality, agriculture, RSC.

Recibido: 15/04/2015

Aceptado: 01/04/2016

Introducción

El volumen de agua residual urbano-industrial que se produce en el Valle de México generalmente ha aumentado de manera conjunta con el crecimiento de la población. El agua residual urbano-industrial que se genera en la cuenca endorreica del Valle de México se deriva hacia el Valle del Mezquital a través del sistema hidrográfico Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. Las áreas agrícolas de riego en el Valle del Mezquital, estado de Hidalgo, son de alrededor de 90 775.8 ha (Conagua, 2015). Las superficies agrícolas del Valle del Mezquital se localizan en los valles intermontanos de la zona Zumpango-Actopan-Tula-Alfajayucan. El volumen aproximado de agua residual urbano-industrial que las poblaciones del valle de México vierten al Valle del Mezquital es de aproximadamente 56.60 m³/s (Conagua, 2009).

Se ha señalado que el agua residual que riega el Valle del Mezquital posee ciertos beneficios desde el punto de vista de sus características nutricionales ya que proporciona 2 400 kg de materia orgánica, 195 kg de nitrógeno, y 81 kg de fósforo ha⁻¹ año⁻¹. Todo esto contribuye de manera significativa en los rendimientos de los cultivos que se siembran en el Valle del Mezquital (Jiménez, 2005).

El agua residual sin tratamiento es utilizada para riego de diferentes cultivos en el Valle del Mezquital, y riega principalmente grandes áreas de maíz, alfalfa, avena, trigo, y diferentes áreas de frijol. Además, en la zona de Ixmiquilpan se riegan cultivos hortícolas.

Durante el uso del agua residual se debe tener como objetivo fundamental el estudio de tres aspectos que son de importancia: a) problemas de salinización y de sodificación en los suelos; b) variaciones de la relación de adsorción de sodio (RAS), y c) el régimen físicoquímico (pH), como una tendencia a la precipitación del carbonato de calcio o de la calcita.

Consideraciones teóricas

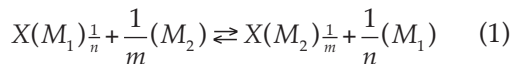
Las soluciones acuosas que conforman el agua residual del valle de México son soluciones electrolíticas y coloidales, los iones inorgánicos prevaecientes en esta agua son Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻ y SO₄²⁻. Las soluciones inorgánicas acuosas del agua residual son electroneutrales.

Para visualizar el efecto del agua residual en los suelos se tienen que entender los procesos de intercambio catiónico, para poder predecir las variaciones de los diferentes cationes adsorbidos en el complejo de intercambio catiónico causados por la aplicación de esta agua en los distintos suelos.

La permeabilidad de un suelo al agua depende del *PSI* de un suelo determinado y de la concentración de las sales de la solución que percola a través de este suelo. Con altos valores de *PSI*, el pH aumenta considerablemente, pH = 8.4-9.0, propiciándose la formación permanente de bicarbonatos y carbonatos de sodio. Se establece el sistema $\text{NaHCO}_3 \rightleftharpoons \text{Na}_2\text{CO}_3$.

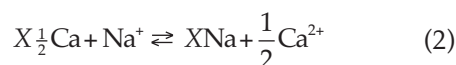
Se ha determinado en muchas investigaciones que la presencia del ion sodio en el complejo de intercambio catiónico ejerce una influencia determinante en las propiedades físicas y químicas de los suelos. Altos contenidos de sodio en el agua residual urbano-industrial eleva considerablemente el por ciento de sodio intercambiable (Jalali, Merikhpour, Kaledhonkar, & Van Deer Zee, 2008). Por lo general, el agua residual posee altos valores de *RAS* de 4.50-7.90-10.0. Cuando en los suelos se tienen altos valores de *PSI*, disminuyen fuertemente la capacidad de infiltración en las partes más superficiales de los suelos y la conductividad hidráulica en los espesores inferiores debido a los procesos de dispersión y desagregación de partículas, además de los procesos de hinchamiento de los sistemas arcillosos 2:1 (Suarez, Wood, & Lesh, 2006; Muyen, Moore & Wrigley, 2011). Cuando se incrementan los valores del *PSI* por lo general declinan las propiedades físicas, químicas y nutricionales. Con altos valores de *PSI* se presentan deficiencias de calcio y de magnesio.

Para establecer la ecuación de intercambio catiónico que tiene ocurrencia durante la interacción entre el agua de riego y los suelos, y como consecuencia obtener la derivación de la relación de adsorción de sodio se tiene que hacer uso de las reacciones de intercambio catiónico entre iones polivalentes. El esquema de intercambio catiónico es el siguiente:



Donde X es el símbolo que indica la superficie de las partículas del suelo que poseen carga negativa y que su suma $\sum n$ conforma el complejo de intercambio catiónico; n es la valencia del ion M_1 ; y m es la valencia del ion M_2 (Gapon, 1933; Sposito, 1977; Sposito & Mattigod, 1977).

Durante el proceso de intercambio catiónico, supongamos que el suelo contiene en su totalidad, en su estado adsorbido, al ion calcio (Ca^{2+}) y que en calidad de electrolitos en solución se tendrán las sales del ion sodio (Na^+), por lo tanto, este suelo interactúa con los iones de sodio de la solución Na^+ de acuerdo con la siguiente ecuación:



Esta es una ecuación de intercambio de iones polivalentes, por lo que de acuerdo con la ley de acción de masas, esta ecuación se deberá escribir como sigue:

$$K_G = \frac{(C_{\text{Ca}^{2+}})^{\frac{1}{2}} X_{\text{Na}}}{(C_{\text{Na}^+}) X_{\frac{1}{2}\text{Ca}}} \quad (3)$$

O sea: $\frac{X_{\text{Na}}}{X_{\frac{1}{2}\text{Ca}}} = K_G \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{C_{\text{Ca}^{2+}}}}$, donde X_{Na} es la cantidad de iones de sodio Na^+ adsorbidos, expresada en meq por 100^{-1} g de suelo; $X_{\frac{1}{2}\text{Ca}}$ es la cantidad de iones de calcio (Ca^{2+}) adsorbidos, expresada en meq por 100^{-1} g de suelo; C_{Na^+} la concentración de iones de sodio (Na^+) en la solución del suelo, y está expresada en

mmol l^{-1} ; $C_{\text{Ca}^{2+}}$ la concentración de iones de calcio (Ca^{2+}) en la solución del suelo, y está expresada en mmol l^{-1} ; K_G la constante de selectividad iónica de Gapon y está expresada en $(\text{mmol } \text{l}^{-1})^{-1/2}$. El coeficiente de Gapon en esta ecuación de intercambio catiónico se determina para cada suelo en particular.

Entonces, en la ecuación:

$$RSI = K_G RAS \quad (4)$$

RSI es la relación de sodio intercambiable; K_G es la constante de selectividad iónica de Gapon y RAS es la relación de adsorción de sodio.

Relación de adsorción de sodio original en el agua de riego (RAS_{or})

$$RAS_{or} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} \quad (5)$$

En la formulación de RAS_{or} se ha incluido al ion magnesio (Mg^{2+}) debido a que se considera que su comportamiento fisicoquímico con respecto a sus cargas (n^{+2}) es semejante al comportamiento del ion Ca^{2+} (Richards, 1973; Sposito, 1977). Con respecto al ion Mg^{2+} , es necesario señalar que los carbonatos de calcio y de magnesio poseen diferente solubilidad $\text{CaCO}_3 < \text{MgCO}_3$. En el manejo del agua de riego en sus valores de RAS , la precipitación y/o solubilización de la calcita (CaCO_3) tiene un gran significado.

La relación de adsorción de sodio RAS en sus aplicaciones prácticas adquiere diferentes formulaciones, pues se deben de tomar en cuenta las disminuciones en sus concentraciones de los iones de Ca^{2+} .

La finalidad de determinar los valores del RAS original del agua de riego, y de calcular el RAS en las soluciones de los suelos que ascienden y descienden dentro de los diferentes perfiles del suelo es comprender los valores mínimos y máximos del por ciento de sodio intercambiable (PSI), que potencialmente se pueden tener en los suelos. El RAS_{aj} y RAS_{corr}

tienen mucha importancia, ya que de manera precisa se puede predecir el RAS que puede adquirir una solución electrolítica después de tomar en cuenta los procesos de precipitación y/o solubilización de la calcita (Bajwa, Choudhary & Josan, 1992; Velázquez-Machuca, Ortega-Escobar, Martínez-Garza, Kohashi-Shibata, & García-Calderón, 2002).

Relación de adsorción de sodio ajustada (RAS_{aj})

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)] \quad (6)$$

El RAS_{aj} toma en cuenta las diferentes disponibilidades de los iones de calcio en condiciones de una alcalinidad determinada. El pH = 8.4 es aproximadamente el pH de un suelo no sódico y en equilibrio con el CaCO₃. El índice de saturación (IS) se calcula como sigue: $IS = (8.4 - pH_c)$, donde pH_c es el pH teórico en equilibrio con la calcita y se define como sigue:

$$pH_c = (pK'_2 - pK'_c) + p(Ca + Mg) + p(CO_3 + HCO_3) \quad (7)$$

Donde $p(Ca + Mg)$ corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de $(Ca + Mg)$; $p(CO_3 + HCO_3)$ se refiere al logaritmo negativo de la concentración equivalente del $(CO_3 + HCO_3)$; pK'_2 y pK'_c son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del H_2CO_3 $K_2 = \frac{(H^+)(CO_3^{2-})}{HCO_3^-} = 4.2 \times 10^{-11}$ y del producto de solubilidad de la calcita $K_c = [Ca^{2+}][CO_3^{2-}] = 5.0 \times 10^{-9}$, respectivamente, ambos corregidos por fuerza iónica. La corrección por fuerza iónica (I) de los valores pK'_2 y pK'_c se llevó a cabo de acuerdo con la ecuación de Debye y Hückel, con una determinada (I). Los valores de la (I) que se utilizaron en este trabajo derivaron de las determinaciones analíticas de los iones del agua residual urbano-industrial

del Valle del Mezquital. De tal manera que para el cálculo de pK'_2 y pK'_c se utilizan las siguientes ecuaciones:

$$pK'_2 - pK'_c = \left\{ 2.0269 \left[0.5092 \left(\frac{4.0(I)^{1/2}}{1.0 + 2.0(I)^{1/2}} + \frac{(I)^{1/2}}{1.0 + 1.45(I)^{1/2}} \right) \right] \right\} \quad (8)$$

El último término de esta ecuación expresa y proporciona la corrección de Debye y Hückel para una fuerza iónica determinada. El concepto de (I) está bien asentado en la química de los electrolitos. La fuerza iónica proporciona los medios para calcular las actividades de los diferentes iones o de una sal en presencia de otros electrolitos. La (I) de una solución electrolítica expresa una medida de la intensidad del campo eléctrico en una solución determinada y se define como sigue: $I = \frac{1}{2} \sum CiZi^2$, donde Ci es la concentración molar de cada ion en la solución y Zi es su valencia. Así, es necesario conocer las concentraciones de todos los iones de la solución para poder obtener los diferentes valores de (I). En cada muestra de agua de todas las estaciones de muestreo se calculó su fuerza iónica.

Relación de adsorción de sodio corregido (RAS_{corr})

$$RAS_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (9)$$

En esta formulación de RAS se corrige la concentración de calcio debido a la precipitación de fracciones de calcio considerando dos parámetros: 1) conductividad eléctrica CE $mS\ cm^{-1}$ y 2) una relación de HCO_3/Ca . Para calcular la cantidad de calcio que queda después de los procesos de precipitación, Suarez (1981) propuso tablas de cálculo, considerando que el CO_2 en la superficie del suelo tiene una presión de 0.0007 atm.

Predicción del por ciento de sodio intercambiable (PSI) en los suelos durante la aplicación del agua residual con diferente RAS

Para predecir el *PSI* que potencialmente se presentará en los suelos durante el uso del agua urbano-industrial en el Valle del Mezquital con datos variables de *RAS* en sus concentraciones iniciales de C_{Na}^{+} , C_{Ca}^{2+} y C_{Mg}^{2+} ($RAS_{original}$) y con valores de *RAS* modificados debido a la precipitación y/o solubilización del $CaCO_3$ (RAS_{aj} y RAS_{corr}), y con la finalidad de conocer valores de PSI_{min} y PSI_{max} se ha utilizado la ecuación:

$PSI = \frac{K_G RAS_{100}}{1 + K_G RAS}$; se consideraron como constantes de selectividad iónica de Gapon los siguientes: $K_G = 0.0072444$, $K_G = 0.0118610$ y $K_G = 0.0168999$.

Carbonato de sodio residual (CSR)

Recientemente se ha alumbrado agua de pozo de diferente profundidad en concentraciones electrolíticas elevadas y con altos valores de *RAS* y de *CSR*. En muchas regiones de las zonas áridas, los productores tienen la necesidad de utilizar agua de baja calidad (Minhas & Bajwa, 2001). El agua residual urbano-industrial que riega el Valle del Mezquital tiene concentraciones de bicarbonatos de 1.82 - 8.92 - 8.95 - 16.96 meq l^{-1} . Actualmente se han planteado ciertas directrices para el agua de riego, que contiene cantidades considerables de bicarbonatos. Izhar-ul-Haq, Muhammad e Iqbal (2007) han propuesto las siguientes directrices para el uso del agua con altos contenidos de bicarbonatos: buena $CSR < 2.5$; marginal $CSR = 2.5-5.0$; peligrosa $CSR > 5.0$. En trabajos recientes se ha investigado el efecto del agua de riego sobre ciertos cultivos con altos contenidos de carbonato de sodio residual: $CSR = 5.0-10.0-15.0$ y 20.0 (Choudhary, Josan & Bajwa, 2001; Singh, Uma & Singh, 2014).

La ecuación que se utilizó para determinar el carbonato de sodio residual fue:

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^{-}) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (10)$$

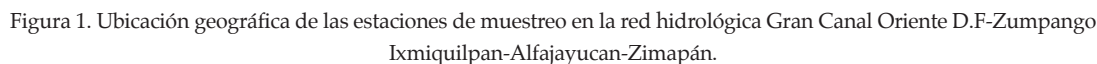
Todos los cationes y aniones están expresados en meq l^{-1} .

Materiales y métodos

El Valle del Mezquital recibe la descarga de agua residual de la cuenca endorreica del valle de México. El área de estudio comprende el canal de desagüe Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán. Los valles intermontanos de Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán se caracterizan por tener un clima semiárido, con temperaturas promedio anuales de 16 a 18 °C, y estación de lluvias entre junio y septiembre; la precipitación anual varía entre 400 mm, en la parte más septentrional de los valles, y 700 mm al sur de estos valles; en las zonas más áridas, la evapotranspiración es de alrededor de 1 750 mm. Se establecieron 102 estaciones de muestreo en la primavera de 2013. En la figura 1 se muestra su distribución geográfica. Estas estaciones abarcan áreas de los valles intermontanos Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-presa Zimapán y La Mora. El poblado de La Mora colinda con el cauce del río Moctezuma.

Métodos analíticos utilizados en las determinaciones de los diferentes iones y cálculo del PSI

El muestreo del agua residual se llevó a cabo de acuerdo con la norma oficial mexicana NMX-AA-003-1980. Para la determinación del pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , CO_3^{2-} , HCO_3^{-} , Cl^{-} y SO_4^{2-} se utilizaron los métodos de APHA, 4500-H⁺B, 2510B, 3500CaD, 3500-NaKD, 2320B, 4500-CIB, 4500-SO₄E, 2540D y 2540E (APHA, 1995). Para calcular el *PSI* en los suelos en condiciones de equilibrio con el agua residual de riego urbano-industrial para cada formulación de *RAS* se utilizó la siguiente ecuación: $PSI = \frac{K_G RAS_{100}}{1 + K_G RAS}$, los valores de la constante de selectividad iónica fueron $K_{Gmin} = 0.0072444$, $K_G = 0.018610$ y



gráfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán, considerando como parámetro fundamental la conductividad eléctrica (CE) de acuerdo con Richards (1973), se establece como sigue: en el agua residual urbano-industrial se tienen altas concentraciones de NaHCO_3 y NaCl . El contenido de NaCl para el agua de acuerdo con $CE = 250\text{-}750 \mu\text{S cm}^{-1}$ es de $2.19\text{-}6.32 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$; para el intervalo $CE = 750 - 2\ 250 \mu\text{S cm}^{-1}$, el contenido de NaCl es de $0.62 - 9.35 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$ y para una $CE > 2\ 250 \mu\text{S cm}^{-1}$ es de $2.85\text{-}6.23 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$. El contenido de bicarbonato de sodio NaHCO_3 para el grupo de agua de $CE = 250 - 750 \mu\text{S cm}^{-1}$ es de $1.81\text{-}6.28 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$; para el intervalo $CE = 750 - 2\ 250 \mu\text{S cm}^{-1}$, el contenido es de $0.23 - 11.09 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$, y para una $CE > 2\ 250 \mu\text{S cm}^{-1}$, el contenido de NaHCO_3 es de $2.64 - 5.1 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$.

Cuadro 1. Concentración iónica del agua residual urbano-industrial de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán, del muestreo primavera 2013.

Núm.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	RAS _{original}	RAS _{aj}	RAS ^o
		µScm ⁻¹	mmol _ε l ⁻¹								(mmol _ε l ⁻¹) ^{1/2}		
01	7.29	1674	2.15	2.20	11.06	0.96	0.00	8.25	6.80	0.90	7.50	14.02	9.18
02	6.95	856	0.96	1.10	5.87	0.36	0.00	4.98	2.29	0.81	5.78	8.41	5.93
03	7.66	1971	2.40	2.60	12.33	1.12	0.00	11.83	6.08	1.22	7.80	15.76	9.37
04	7.69	1899	2.45	2.15	12.85	1.12	0.00	11.16	5.75	1.17	8.47	17.09	10.63
05	7.91	1788	2.50	2.70	10.12	2.00	0.00	10.93	4.71	1.12	6.28	12.78	7.75
06	7.33	1791	2.15	2.35	11.79	1.05	0.00	10.34	5.08	1.46	7.86	15.30	9.38
07	7.70	1584	1.70	2.15	10.68	0.96	0.00	9.21	4.60	1.28	7.70	14.09	8.76
08	7.63	1810	2.30	2.40	11.77	1.06	0.00	10.43	5.28	1.37	7.68	15.17	9.35
09	7.20	1176	1.28	1.13	8.56	0.42	0.00	6.89	3.60	0.52	7.80	12.92	8.70
10	7.37	2090	2.20	3.10	14.04	1.06	0.00	12.73	5.53	1.48	8.62	17.21	9.93
11	7.62	1956	2.35	3.15	12.20	1.24	0.00	10.38	6.82	1.22	7.36	14.41	7.35
12	8.10	1974	2.45	2.75	12.53	1.57	0.00	10.47	6.91	1.42	7.77	15.36	9.03
13	7.34	2067	2.90	3.18	13.04	1.09	0.00	12.28	5.91	1.33	7.48	15.73	9.07
14	7.48	2043	2.65	3.10	13.14	1.08	0.00	12.30	5.85	1.32	7.75	16.03	9.24
15	7.46	2027	2.90	3.00	12.82	1.10	0.00	12.41	5.36	1.40	7.46	15.78	9.18
16	7.85	2078	2.60	3.15	13.45	1.12	0.00	12.72	5.52	1.44	7.93	16.41	9.48
17	7.34	2065	2.95	3.15	12.78	1.11	0.00	12.10	5.90	1.32	7.32	15.40	8.93
18	7.49	1656	1.80	2.80	10.71	0.88	0.00	10.29	4.43	1.05	7.06	13.35	7.93
19	7.70	1692	2.10	2.56	10.97	0.92	0.00	10.45	4.47	1.18	7.19	14.07	8.32
20	7.61	1666	1.85	2.65	10.77	0.86	0.00	9.88	4.51	1.32	7.18	13.52	8.03
21	7.60	325	0.62	0.78	1.54	0.24	0.00	1.93	0.96	0.21	1.84	1.80	1.67
22	7.61	1653	1.86	3.22	10.03	0.90	0.00	9.27	5.04	1.17	6.29	11.71	6.98
23	7.71	1850	2.30	2.90	11.65	1.07	0.00	11.46	4.87	1.15	7.23	14.52	8.40
24	7.62	1767	2.10	2.80	11.46	0.92	0.00	9.30	6.13	1.40	7.32	13.87	8.47
25	7.45	1874	2.45	2.93	11.86	1.09	0.00	11.77	4.94	1.16	7.23	14.79	8.35
26	7.60	1859	2.15	2.80	11.95	1.10	0.00	11.47	4.86	1.20	7.60	15.04	8.78
27	7.17	370	0.76	0.82	1.76	0.28	0.00	2.13	1.17	0.24	1.98	2.17	1.82
28	7.75	461	0.84	0.92	2.44	0.31	0.00	2.33	1.58	0.47	2.60	3.01	2.56
29	7.50	2781	2.85	4.50	18.44	1.40	0.00	16.96	7.35	2.16	9.62	20.33	11.18
30	7.55	1761	2.35	2.95	10.82	0.93	0.00	9.26	6.07	1.16	6.65	12.91	7.85
31	7.68	1812	2.42	2.90	11.45	0.95	0.00	9.72	6.26	1.28	7.02	13.81	8.34
32	7.80	1717	2.25	2.65	10.97	0.92	0.00	9.26	5.87	1.22	7.01	13.54	8.45
33	7.09	1560	2.20	2.30	9.88	0.88	0.00	8.36	5.37	1.14	6.59	12.55	7.82
34	7.72	1731	2.30	2.70	11.03	0.90	0.00	9.27	5.92	1.26	6.98	13.53	8.24
35	7.42	1810	3.75	4.55	8.42	0.81	0.00	9.29	6.28	1.40	4.13	8.84	4.97
36	7.11	1313	1.80	3.60	6.74	0.70	0.00	6.89	4.62	1.01	4.10	7.30	4.51

Cuadro 1 (continuación). Concentración iónica del agua residual urbano-industrial de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán, del muestreo primavera 2013.

Núm.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	RAS _{original}	RAS _{af}	RAS ^o
		µScm ⁻¹	mmol _ε l ⁻¹								(mmol _ε l ⁻¹) ^{1/2}		
37	7.41	1124	1.79	2.10	6.25	0.85	0.00	6.00	3.54	1.14	4.48	7.85	5.18
38	7.34	1201	1.92	2.22	6.69	0.91	0.00	6.77	3.45	1.22	4.65	8.46	4.54
39	7.47	1743	2.40	2.70	10.96	0.98	0.00	8.79	5.97	1.84	6.86	13.26	8.38
40	7.42	1315	1.93	3.20	7.01	0.72	0.00	6.82	4.38	1.34	4.38	7.90	5.00
41	7.19	1322	1.85	2.30	8.05	0.73	0.00	6.72	4.65	1.23	5.59	9.94	6.52
42	7.42	1319	1.95	3.10	7.16	0.69	0.00	6.63	4.55	1.36	4.51	8.09	5.14
43	7.97	1313	1.35	2.29	8.47	0.73	0.00	6.31	4.49	1.61	6.28	10.15	6.87
44	7.71	426	0.74	0.90	2.09	0.33	0.00	2.54	1.35	0.28	2.31	2.65	2.20
45	7.50	1158	1.85	2.30	6.29	0.88	0.00	6.20	3.65	1.18	4.37	7.75	4.98
46	7.47	1660	2.30	2.90	10.11	0.92	0.00	8.78	5.68	1.31	6.27	12.09	7.54
47	7.31	1823	2.25	3.95	10.77	0.86	0.00	8.90	6.95	1.38	6.12	11.59	6.97
48	7.54	1213	2.00	2.20	6.74	0.92	0.00	6.70	3.84	1.02	4.65	8.52	5.45
49	7.88	2184	2.95	4.74	12.51	1.06	0.00	10.68	7.87	2.24	6.38	12.95	7.48
50	7.15	1818	2.40	3.95	10.42	1.01	0.00	8.86	6.92	1.54	5.85	11.24	6.72
51	8.10	1823	2.20	3.60	11.05	0.98	0.00	9.36	6.32	1.74	6.49	12.38	7.31
52	7.31	1534	2.10	2.60	9.53	0.77	0.00	9.08	4.39	1.04	6.22	11.97	7.27
53	8.07	1709	2.05	3.80	9.99	0.87	0.00	8.46	5.85	1.86	5.84	10.82	6.45
54	7.38	1718	2.35	2.65	10.23	1.11	0.00	10.72	4.92	1.16	6.47	13.03	7.77
55	7.46	1218	1.82	2.45	6.71	0.93	0.00	6.80	3.86	0.96	4.59	8.25	5.22
56	8.16	2242	2.75	4.64	13.34	1.19	0.00	10.88	8.55	1.92	6.94	13.86	8.03
57	7.65	2106	2.90	4.54	12.09	1.06	0.00	10.33	7.56	2.15	6.27	12.67	7.40
58	7.94	1982	2.30	4.00	12.22	0.86	0.00	9.80	7.11	1.97	6.89	13.21	7.85
59	7.67	1952	2.45	3.92	11.84	0.88	0.00	10.18	6.76	1.53	6.63	13.06	7.73
60	7.24	1453	2.35	3.24	7.90	0.72	0.00	8.14	4.35	1.26	4.73	9.17	5.52
61	7.24	1313	1.45	1.90	8.63	0.86	0.00	7.25	4.54	0.72	6.67	11.38	7.49
62	8.35	1663	1.85	2.45	11.08	0.88	0.62	8.00	5.76	1.43	7.56	13.79	8.67
63	7.42	1557	2.05	3.60	8.50	1.08	0.00	8.94	4.68	1.22	5.06	9.63	5.70
64	8.00	1868	2.61	3.24	11.39	1.03	0.00	9.44	6.45	1.78	6.66	13.17	8.06
65	7.97	1495	2.20	2.36	8.92	1.14	0.00	8.30	4.76	1.07	5.91	11.31	7.04
66	7.75	1331	1.58	2.11	8.31	1.02	0.00	7.44	4.25	0.95	6.12	10.72	6.60
67	7.85	1582	3.70	2.20	7.62	1.42	0.00	7.74	5.95	1.63	4.44	9.29	6.11
68	8.11	1638	2.04	3.77	8.75	1.46	0.36	7.96	5.71	1.57	5.13	9.53	5.10
69	7.86	421	1.10	1.25	1.34	0.43	0.00	2.87	0.75	0.41	1.24	1.70	1.30
70	8.20	2151	1.60	2.30	16.11	0.82	0.00	10.74	7.95	1.48	11.54	20.45	12.58
71	7.88	2109	2.30	2.65	14.51	0.96	0.00	12.41	5.93	1.53	9.22	18.44	10.86
72	7.99	1669	2.10	3.10	9.86	1.26	0.00	8.25	5.92	1.69	6.11	11.37	6.12

Cuadro 1 (continuación). Concentración iónica del agua residual urbano-industrial de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapan, del muestreo primavera 2013.

Núm.	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	RAS _{original}	RAS _{af}	RAS ^o
		µScm ⁻¹	mmol _ε l ⁻¹								(mmol _ε l ⁻¹) ^{1/2}		
73	7.91	1543	2.45	2.12	9.39	0.98	0.00	8.85	4.25	1.47	6.21	12.30	7.39
74	7.81	1662	2.98	3.70	8.14	1.43	0.00	8.52	5.77	1.50	4.45	9.03	4.73
75	8.12	1556	3.60	3.10	7.84	0.68	0.00	9.09	4.24	1.51	4.28	9.24	5.46
76	7.73	1546	2.92	2.68	8.88	0.64	0.00	7.91	5.35	1.48	5.31	10.65	6.54
77	8.13	1648	2.30	2.70	10.14	0.98	0.00	8.67	6.19	0.82	6.41	12.34	7.59
78	7.69	1560	2.86	2.58	9.13	0.69	0.00	8.95	4.30	1.50	5.54	11.34	7.06
79	8.31	2757	2.55	2.35	20.20	0.92	0.62	14.86	9.35	1.87	12.91	26.20	15.57
80	7.71	1619	2.59	2.99	9.03	1.22	0.00	8.13	5.75	1.52	5.41	10.56	5.64
81	7.99	1555	2.82	2.52	9.15	0.72	0.00	8.96	4.28	1.44	5.60	11.45	6.83
82	7.57	1532	2.40	2.67	9.03	0.74	0.00	8.73	4.30	1.43	5.67	11.15	6.56
83	8.05	1653	2.20	2.75	10.10	0.96	0.00	8.47	6.23	0.84	6.42	12.16	7.34
84	7.35	2191	1.45	2.30	16.84	0.84	0.00	12.01	7.11	1.73	12.30	21.78	13.16
85	8.10	930	1.20	1.60	5.73	0.56	0.00	5.11	3.22	0.52	4.84	7.49	4.19
86	7.76	1537	2.42	3.35	7.60	1.13	0.00	9.22	4.32	1.34	4.47	8.92	5.20
87	8.10	1685	3.93	2.23	8.88	1.28	0.40	9.29	4.89	1.32	5.06	11.13	7.20
88	8.10	1659	2.38	3.64	8.98	1.22	0.30	9.46	4.65	1.26	5.18	10.29	5.81
89	7.87	1658	3.84	2.42	8.70	1.25	0.00	9.58	4.80	1.30	4.92	10.76	6.75
90	8.07	1012	1.62	1.74	5.49	0.78	0.00	6.26	2.85	0.79	4.24	7.41	4.73
91	8.12	1619	2.32	3.75	8.49	1.12	0.00	9.20	4.88	1.16	4.87	9.55	5.53
92	7.10	2315	4.04	3.63	13.63	1.12	0.00	13.16	6.52	2.16	6.96	15.55	8.80
93	8.01	1644	2.26	2.90	9.99	0.93	0.00	9.69	4.75	1.12	6.22	12.23	7.29
94	7.89	2358	3.70	4.12	13.72	1.52	0.00	13.78	6.63	2.05	6.94	15.33	8.50
95	7.39	368	1.10	0.90	1.52	0.08	0.00	1.82	1.29	0.40	1.52	1.81	1.58
96	8.15	1763	3.05	2.80	9.60	1.32	0.00	9.17	6.15	1.92	5.61	11.51	7.13
97	8.00	1854	2.59	3.25	11.31	0.98	0.00	10.93	5.42	1.30	6.62	13.51	7.95
98	8.36	1705	2.33	3.30	9.95	1.09	0.60	9.54	4.95	1.15	5.93	11.79	6.88
99	8.29	1830	2.42	3.53	10.78	1.17	0.70	9.87	5.55	1.32	6.25	12.50	7.25
100	7.97	1663	2.17	3.82	9.13	1.14	0.00	9.54	4.96	1.29	5.28	10.22	5.82
101	8.10	739	0.98	1.69	4.00	0.56	0.30	4.27	2.19	0.57	3.46	5.02	3.44
102	7.65	1219	6.63	3.48	1.32	0.38	0.00	8.67	1.22	1.54	0.59	1.45	0.89
Med.	7.69	1663	2.30	2.75	10.01	0.95	0.00	9.21	5.06	1.31	6.27	12.12	7.30
$\bar{X}$	7.69	1521	2.15	2.63	8.82	0.88	0.04	8.42	4.70	1.20	5.68	10.65	6.53
Moda	8.10	1313	2.30	2.30	10.97	0.92	0.00	8.25	5.75	1.22	-	-	-
D. est.	0.33	460	0.80	0.85	3.40	0.30	0.14	2.66	1.62	0.41	1.98	4.18	2.39
Var.	0.11	209 468	0.64	0.72	11.47	0.09	0.02	7.00	2.61	0.17	3.90	17.32	5.66

En la figura 2 se presenta la relación funcional $\text{mg l}^{-1} = af(CE)$. El valor de a obtenido como constante en nuestras determinaciones fue de $a = 0.699$. Este valor es un indicador de la composición iónica del agua residual del tipo $\text{SO}_4^{2-}\text{-Cl}^-\text{-HCO}_3^-$. Cuando en las soluciones se tiene una relación iónica $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-} > 1.0$, el coeficiente a adquiere valores de 640 a 660; en cambio, cuando en las soluciones se presenta una relación $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-} < 1.0$ y $\text{HCO}_3^-/(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) > 1.0$, el coeficiente a presenta valores de 700 a 800 a 900. El agua residual que riega el Valle del Mezquital es del tipo sulfático-clorhídrico-bicarbonatado. Los contenidos de bicarbonatos (HCO_3^-) varían como sigue: 1.82 - 4.58 - 13.16 - 16.96 $\text{mmol}_c \text{ l}^{-1}$.

Las variaciones de la relación de adsorción de sodio (RAS) en el agua residual

El agua residual urbano-industrial por lo general posee grandes cantidades de sodio y tiene bajas concentraciones de calcio y magnesio;

el pH tiende a la alcalinidad, por lo que estas concentraciones de sodio pueden destruir la estructura de los suelos y reducir la infiltración del agua de riego en los suelos. Durante una longitud de tiempo determinada, la pérdida de la estructura y la reducción de la infiltración del agua de riego conducen a una pérdida de la productividad, que debe ser compensada con aplicaciones elevadas de fertilizantes (Vogeler, 2008). La dispersión de los sistemas arcillosos y la desagregación de los coloides orgánico-minerales de los suelos son afectados por la relación de iones de Na^+ con respecto a los cationes divalentes de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua de riego. El agua de riego se clasifica de acuerdo con el peligro por sodio como sigue: bajo (de 0 a 10 RAS); medio (de 10 a 18 RAS); alto (de 18 a 24 RAS), y muy alto (> 24 RAS) (Richards, 1973). En los últimos años, en las zonas áridas del norte de la India se ha estado utilizando agua de mediana concentración salina, incluyendo agua sódica, con altas concentraciones de bicarbonatos de sodio NaHCO_3 . En esta agua rica en

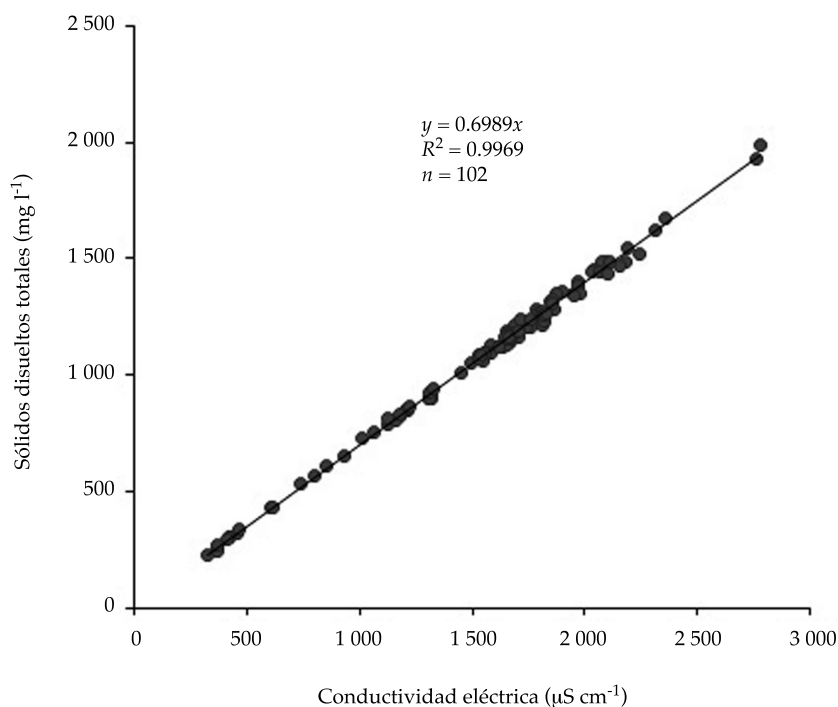


Figura 2. Sólidos disueltos totales (SDT) expresadas en mg l^{-1} y su relación con su conductividad eléctrica del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

bicarbonatos se estima el RAS en sus diferentes formulaciones: RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr} (Bajwa, Hira & Singh, 1983; Bajwa et al., 1992; Yasin, Niazi, & Rafique, 2001; Choudhary, Ghuman, Bijay-Singhi, Thuy, & Buresh, 2011). En el agua residual urbano-industrial que riega el Valle del Mezquital se tienen altas concentraciones de $NaHCO_3$ y $NaCl$.

Con fines de diagnóstico sobre el RAS que puede presentarse en las partes más superficiales del suelo, para el caso del cultivo de la alfalfa (*Medicago sativa*) se utiliza el RAS_{aj} . Miyamoto, Piela y Petticrew (1985) fueron los primeros en proponer que la reducción de la emergencia de las semillas de la alfalfa en los suelos con una determinada salinidad se debe a los daños causados por las sales solubles al hipocótilo después de la germinación. En condiciones de alcalinidad, este proceso es más acentuado (Ramírez, Ortega, Rodríguez, Ramírez, & Rone, 1989). Con los valores del RAS_{aj} para el caso de la siembra de las semillas de alfalfa se prevé un manejo adecuado del agua de riego (Costa, Prunty, Montgomery, Richardson, & Alessi, 1991).

Fuerza iónica (I) determinada en las muestras del agua residual

Los iones preponderantes en los suelos salinos son Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} y además tienen un $pH > 7.0$. A los iones del sistema carbonato-bicarbonato (CO_3^{2-} - HCO_3^-) se les conoce como iones que proporcionan a las soluciones una determinada alcalinidad $pH > 7.0$. La composición iónica de una determinada solución depende de los procesos de disolución y precipitación que se presenten en las soluciones. Las actividades de los diferentes iones en una solución pueden ser calculadas considerando la concentración de los diferentes iones ($M\ l^{-1}$) y su fuerza iónica. El cálculo del coeficiente de actividad de un ion requiere del conocimiento de la composición iónica de la solución. Determinar el parámetro (I) es muy importante, ya que: a) la fuerza iónica es una medida del campo eléctrico

derivado de los iones en la solución, por lo que este campo eléctrico tiene una gran influencia en la velocidad de movimiento de cada ion y, por consiguiente, en su conductividad eléctrica, y b) la conductividad eléctrica puede ser rápidamente determinada y con mucha precisión. Por lo general, el coeficiente de actividad de cualquier ion es $a_i = \gamma_i m_i$, donde γ_i es el coeficiente de actividad del ion a_i y m_i es una concentración molar $M\ l^{-1}$. La fórmula para calcular el coeficiente de actividad para cualquier ion en una solución es la derivada por Debye-Hückel: $\log \gamma = -\frac{AZ^2\sqrt{I}}{1 + aB\sqrt{I}}$.

En esta ecuación, la única variable (para un determinado ion) es la fuerza iónica; $I = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$ donde C_i es la concentración $M\ l^{-1}$, y Z_i es la valencia de cada ion en la solución.

La fuerza iónica de cualquier solución electrolítica se puede determinar utilizando los valores de la conductividad eléctrica en su relación funcional; $I = af(CE)$, donde I es la fuerza iónica $M\ l^{-1}$; a es una constante que depende de la composición iónica de las soluciones salinas (tipos de salinidad), y CE es la conductividad eléctrica experimental de una determinada solución salina. En la figura 3 se presenta la relación funcional experimental $I = af(CE)$ para las muestras de agua residual de las distintas estaciones de muestreo en el Valle del Mezquital. El valor de a para el agua residual fue de $a = 0.0116$; los valores de la fuerza iónica de cualquier solución electrolítica dependen de las diferentes relaciones iónicas monovalentes con respecto a los iones divalentes (Griffin & Jurinack, 1973); Jurinack (1990) presentan para un grupo de soluciones de extractos de suelos el siguiente valor de la constante $a = 0.0130$. Otras investigaciones (Leffelaar, Kamphorst, & Pal, 1983) obtuvieron $a = 0.0120$. En investigaciones sobre soluciones electrolíticas de suelos inundados en cultivos de arroz llevados a cabo por Ponnampuruma, Tianco y Loy (1966) se tuvo un coeficiente de $a = 0.0160$.

En nuestras investigaciones, la determinación de la fuerza iónica se requiere para calcular el coeficiente de actividad de la segunda

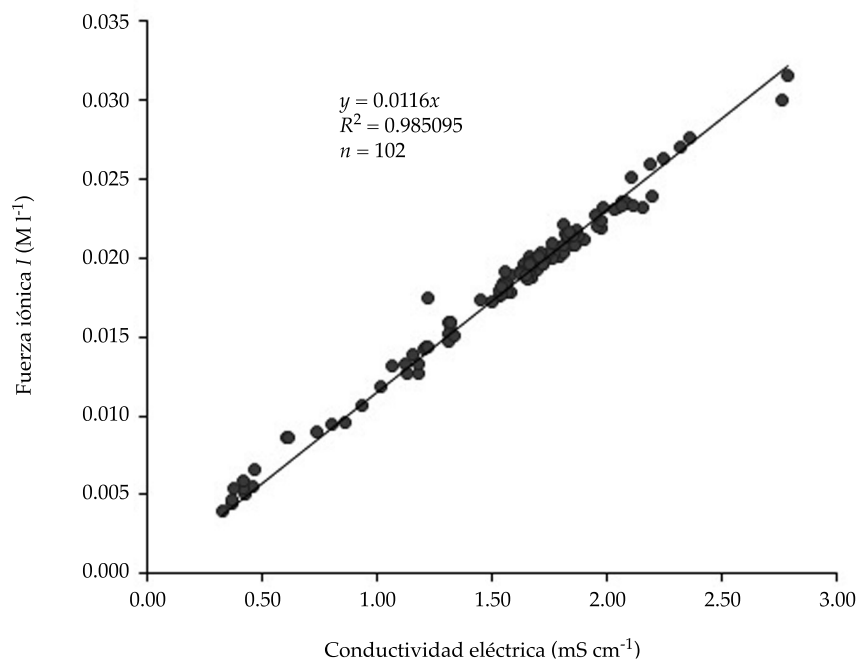


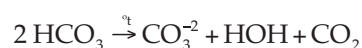
Figura 3. Fuerza iónica y su relación con su conductividad eléctrica del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

constante de disociación del ácido carbónico ($K_2 = 4.2 \times 10^{-11}$) y del producto de solubilidad de la calcita ($K_c = 5.0 \times 10^{-9}$).

Los valores de la determinación de la fuerza iónica de cada solución electrolítica son indispensables para obtener el pH_c de cada muestra de agua de todas las estaciones de muestreo y así determinar los valores del RAS_{aj} .

El sistema carbonato-bicarbonato (CO_3^{2-} - HCO_3^-). Carbonato de sodio residual (CSR)

En investigaciones, Eaton (1950), Wilcox, Blair y Bower (1954) han mencionado que la concentración de carbonatos y bicarbonatos en el agua de riego debe considerarse como un parámetro de evaluación de la calidad del agua de riego. Los bicarbonatos en el agua de riego se transforman en carbonatos con cierta facilidad durante las estaciones secas del año de acuerdo con la siguiente ecuación:



Durante los procesos de evapotranspiración, cuando se reconcentra la solución del suelo, los carbonatos y bicarbonatos se precipitan formando $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. La pérdida de Ca^{2+} y de Mg^{2+} en las soluciones de los suelos conduce a que en estas soluciones aumenten las concentraciones de sodio Na^+ . En estas condiciones, las soluciones de los suelos se enriquecen con sales tóxicas, como NaCl y Na_2SO_4 . Cuando esto ocurre, aumenta el valor del RAS y por lo tanto el riesgo de sodificación. El carbonato de sodio residual (CSR) se emplea para predecir la peligrosidad del sodio una vez que han reaccionado los cationes calcio y magnesio con los aniones carbonatos y bicarbonatos. Cuando en el sistema carbonato-bicarbonato los valores de $(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$ exceden a los valores de $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$, Eaton (1950) denomina a esta diferencia como CSR; $\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$, expresados en meq l⁻¹. Wilcox et al. (1954) trabajaron con agua que contiene HCO_3^- y Cl^- en condiciones de invernadero; establecieron que el agua que tiene > 2.50 meq l⁻¹ de CSR no es apropiada

para riego, y aquella agua que se encuentra en el intervalo de 1.25 a 2.50 meq l⁻¹ de CSR es agua marginal; en cambio, el agua que posee < 1.25 de CSR es segura o buena para el riego agrícola. En nuestras investigaciones, el carbonato de sodio residual (CSR) para los valores de $CE = 250 - 750 \mu S \text{ cm}^{-1}$ fue de (-0.18) - 0.68 - 1.90, para los valores de $CE = 750 - 2\,250 \mu S \text{ cm}^{-1}$, el CSR fue de 0.99 - 4.03 - 8.26; y para valores de $CE > 2\,250$, el CSR fue de 5.49 - 7.91 - 10.58. Con respecto a los valores del CSR en el agua, se debe de mencionar que durante los procesos de evolución geoquímica, a medida que el agua adquiere una mayor concentración, la serie de evolución geoquímica es la siguiente: $\text{SiO}_3\text{-HCO}_3\text{-NaMgCa} \rightarrow \text{CO}_3\text{-HCO}_3\text{MgNa} \rightarrow \text{Cl-SO}_4\text{Na} \rightarrow \text{SO}_4\text{-ClNa} \rightarrow \text{ClNa}$. El agua residual que riega el Valle del Mezquital se encuentra en proceso de evolución, en la etapa donde predomina el sistema carbonato-bicarbonato de sodio. Las concentraciones de las muestras de agua, expresadas a través de la conductividad eléctrica, para esta etapa de evolución son $CE = 750 - 2\,250 \mu S \text{ cm}^{-1}$ y $CE > 2\,250 \mu S \text{ cm}^{-1}$ (Kodva, Pascuad, & Minart, 1973). En la figura 4 se muestran los valores de carbonato de sodio residual de las 102 estaciones de muestreo de

la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

La concentración de sales (CE) en el agua residual y su relación con la permeabilidad de los suelos

El proceso de infiltración, o sea la percolación del agua hacia abajo en un suelo, es uno de los procesos importantes durante el ciclo hidrológico.

La permeabilidad de un suelo al agua de riego depende del por ciento de sodio intercambiable (PSI) y de la concentración de sales de la solución que percola a través de un espesor de suelo determinado. La permeabilidad de un suelo puede ser mantenida —incluso con altos valores de PSI— si la concentración de la solución del suelo está arriba del valor crítico umbral. Por el contrario, en bajos valores de PSI y en donde es posible un hinchamiento de las arcillas 2:1 y además se prevé una dispersión de las partículas arcillosas, se presenta una marcada reducción en la permeabilidad de los suelos (Shainberg & Letey, 1984). Por otra parte, también se debe señalar el caso en que los suelos salino-sódicos adquieren extremadamente bajas

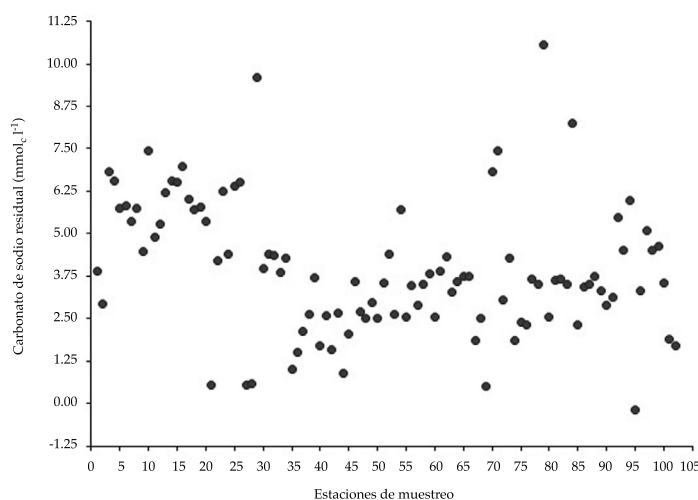


Figura 4. Contenido de carbonato de sodio residual Na_2CO_3 (mmol l^{-1}) del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

permeabilidades, lo cual se debe a que las sales que contienen se han removido por lixiviación desde las partes superiores de los suelos hacia las partes inferiores (Doneen, 1975).

Cuando la concentración de sales del agua que se percola en un suelo se encuentra por debajo del valor de floculación se presenta una dispersión de los sistemas arcillosos, y el movimiento de partículas finas y su deposición en los poros y microporos; todo esto conduce a una reducción de la conductividad hidráulica. Los procesos de hinchamiento y dispersión de las arcillas son los mecanismos que provocan los cambios en la estructura de los suelos, pues

el hinchamiento reduce el radio de los poros. A su vez, es muy importante señalar cuáles son las diferencias entre hinchamiento y dispersión de los sistemas arcillosos. El hinchamiento es esencialmente un proceso reversible. La reducción de los valores de la conductividad hidráulica puede hacerse reversible mediante la incorporación de agua de una mayor concentración electrolítica o la incorporación de iones divalentes a los suelos; en cambio, el movimiento de las arcillas dispersas es la causa de la formación de una costra impermeable en la superficie de los suelos y esta costra solamente se puede destruir por medios mecánicos (Frenkel & Hadas, 1981;

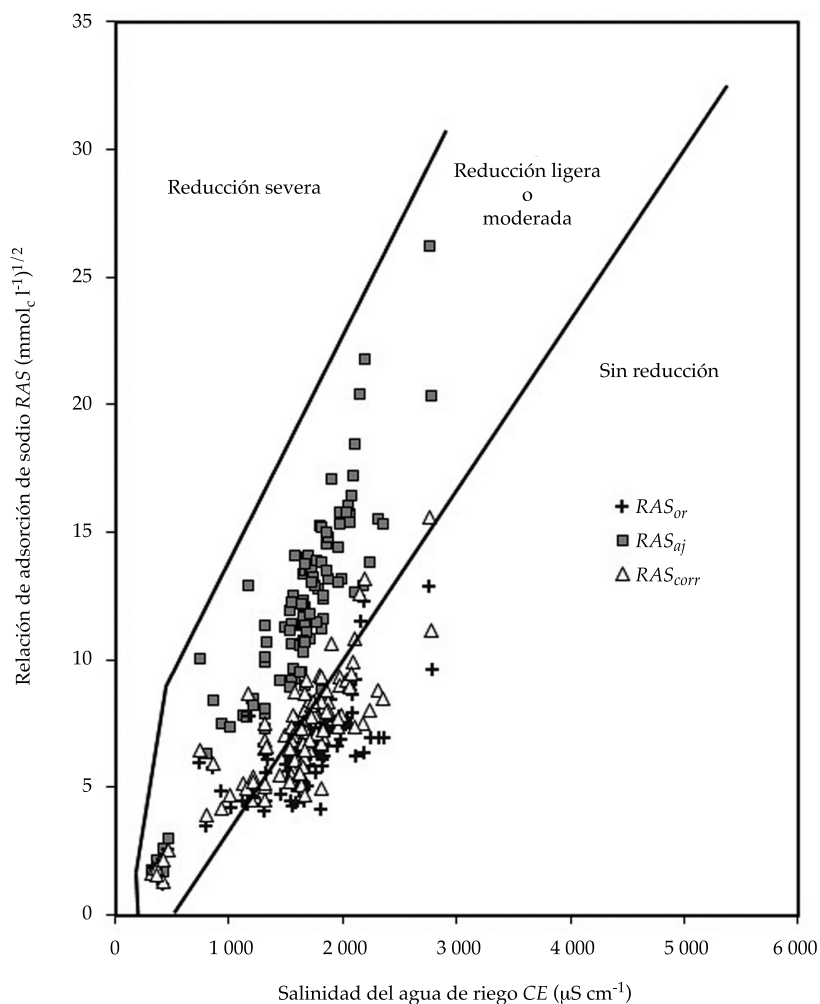


Figura 5. Reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual de la red hidrográfica del Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

Shainberg & Letey, 1984). En la figura 5 se presenta la reducción de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio del agua residual.

Clasificación del agua residual de acuerdo con Richards (1973)

El diagrama para la clasificación del agua residual para riego está basado en el sistema coordinado RAS-CE. La conductividad eléctrica esta expresada en $\mu\text{S cm}^{-1}$ y el RAS corresponde a RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr} .

En las gráficas de Richards (1973), las curvas representan ecuaciones de la ley de acción de masas entre cationes solubles y cationes

intercambiables, y éstas delimitan las diferentes clases de sodio. Las curvas de la figura 6 se construyeron aplicando las ecuaciones siguientes: curva superior, $S = 43.74 - 8.87 (\log C)$; curva intermedia, $S = 31.31 - 6.66 (\log C)$, y curva inferior, $S = 18.87 - 4.44 (\log C)$, en donde $S = \text{RAS}$ y $C = \text{CE } \mu\text{S cm}^{-1}$.

Cuando se compara el número de muestras de agua que corresponden a cada RAS de acuerdo con las diferentes formulaciones de RAS, es evidente que la relación de adsorción de sodio ajustada, formulada por Bower, Wilcox y Keyes (1965) y aquella formulada por Suárez (1981), se desplazan a otros grupos de clasificación.

Las causas del porqué los valores de RAS_{aj} y RAS_{corr} son superiores al RAS_{or} se deben a la

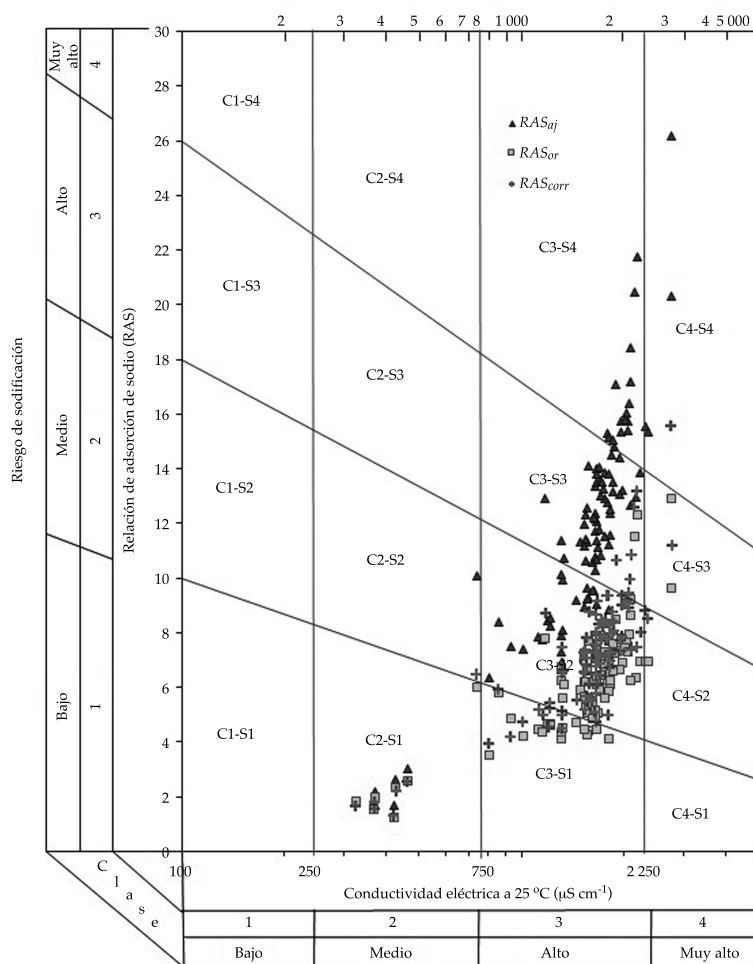


Figura 6. Diagrama de clasificación del agua residual de la red hidrográfica Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapan.

precipitación de fracciones de calcio en forma de calcita (CaCO_3).

En la figura 6 se presenta la distribución del agua residual con base en RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr} . Es muy importante conocer cuáles son los diferentes RAS del agua para predecir los $\text{PSI}_{\text{máx}}$ y $\text{PSI}_{\text{mín}}$ que se pueden esperar en los espesores superficiales de los suelos del Valle del Mezquital debido al riego con agua residual urbano-industrial. Esto nos permite establecer y manejar de forma correcta las diferentes dosis de yeso, ya sea aplicado en el agua o en los suelos. Por otra parte, se cuenta con el conocimiento de que en los horizontes de los distintos suelos que se tienen en el Valle del Mezquital se enriquecen con $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, por lo que entonces pueden utilizarse distintas dosis de azufre elemental S^0 para poner en movimiento el calcio y el magnesio de los carbonatos de estos $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$.

El intercambio catiónico en los suelos del Valle del Mezquital en condiciones de equilibrio de la relación funcional PSI-RAS

Conocer cuáles son las concentraciones de los distintos iones en las soluciones salinas (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) no es suficiente para poder predecir los peligros potenciales que se presentarán en el uso del agua residual. Durante el empleo del agua residual es muy importante comprender en qué medida variará el PSI de un determinado suelo, al ser regado con agua que posee diferentes relaciones de adsorción de sodio (RAS).

En general, el suelo está representado por un conjunto de diferentes sistemas arcillosos y grupos funcionales de las moléculas orgánicas. Todo esto conforma el complejo de intercambio catiónico. En su totalidad, la suma de cargas negativas son Σn^- . En cambio, las soluciones están conformadas por la totalidad de la suma de cargas positivas Σn^+ o la totalidad de cargas de los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ .

Es así que en los procesos de adsorción intercambiable subyace el concepto de equivalencia (Gapon, 1933; Sposito, 1977; Sposito & Mattigod, 1977). El propósito de determinar

el RAS en sus diferentes formulaciones, RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr} , es determinar el PSI en un suelo en condiciones de equilibrio. El RAS, en su expresión

$$\text{RAS} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}, \text{ implícitamente está}$$

asumiendo que los iones de calcio y magnesio poseen la misma selectividad para ser intercambiados en el sistema superficie-solución (Suarez, 1981). También debemos mencionar que en los procesos de intercambio catiónico se están considerando concentraciones de los diferentes iones (C) y no sus actividades. En concentraciones electrolíticas de 0.1 N y

$$\text{RAS} = 40 - 50, \text{ la ecuación } \text{PSI} = \frac{K_G \text{RAS}}{1 + K_G \text{RAS}}$$

predice de modo correcto el sodio intercambiable en los suelos (Shaingber & Letey, 1984; Velázquez-Machuca et al., 2002). En la figura 7 se muestran los porcentajes de sodio intercambiable PSI para el RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr} en sus respectivos campos coordinados PSI -RAS, considerando los coeficientes de selectividad iónica de Gapon: $K_G = 0.007244$, $K_G = 0.0118999$, y $K_G = 0.016899$.

Es necesario mencionar que las sales predominantes en el agua residual que riega el Valle del Mezquital están conformadas por concentraciones considerables de NaHCO_3 y NaCl . Los bicarbonatos de sodio son fácilmente hidrolizables en condiciones de evapotranspiración. El sistema CO_3^{2-} - HCO_3^- se transforma en $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, aumentando la concentración del ion sodio en las soluciones. Con un aumento de RAS se incrementa el porcentaje de sodio intercambiable.

Conclusiones

1. El agua residual urbano-industrial que riega el Valle del Mezquital es sulfático-clorhídrico-bicarbonatada SO_4 - Cl - HCO_3 . El régimen físicoquímico de esta agua es de tendencia alcalina $\text{pH} > 7.0$.
2. Las sales prevalecientes en el agua son NaHCO_3 y NaCl , observándose que $\text{NaHCO}_3 > \text{NaCl}$.

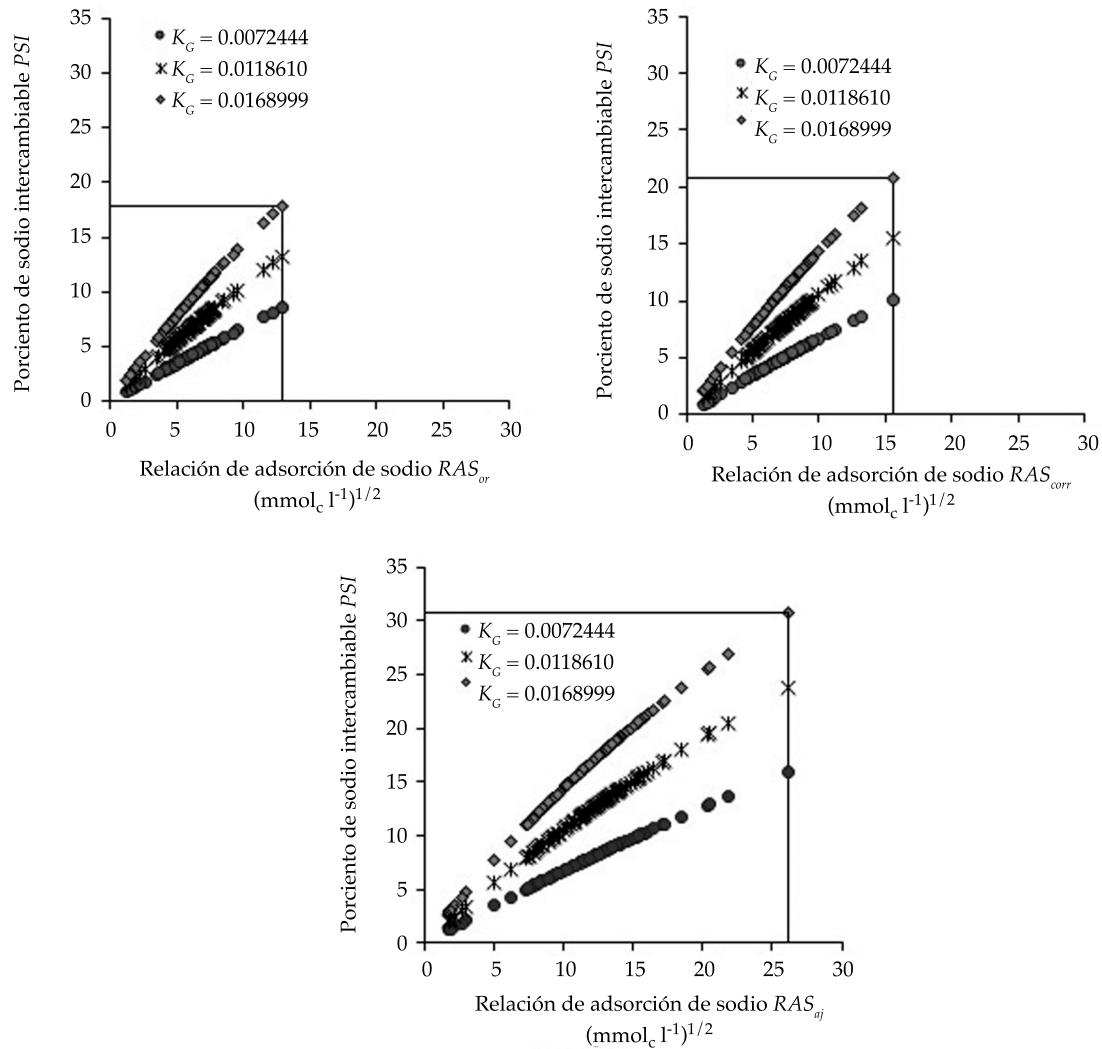


Figura 7. Relación PSI-RAS del agua residual de la red hidrográfica del Gran Canal Oriente D.F.-Zumpango-Ixmiquilpan-Alfajayucan-Zimapán.

3. El coeficiente a en su relación funcional $I = af(CE)$ para el agua residual fue de $a = 0.0116$.
4. Establecer los diferentes $PSI_{m\acute{a}x}$ y $PSI_{m\acute{i}n}$ derivados de la relación funcional PSI-RAS, en especial para $PSI-RAS_{or}$ - RAS_{aj} - RAS_{corr} nos permite conocer los diferentes campos del sistema coordenado PSI-RAS para el agua residual que riega el Valle del Mezquital.
5. Es muy importante determinar el RAS_{aj} para predecir el PSI en las partes más

- superficiales del suelo, pues toma en cuenta la precipitación de la calcita $CaCO_3$ en $pH_c = 8.4$. La germinación y el desarrollo de plántulas de los diferentes cultivos se verán afectados por los altos valores del PSI.
6. Con el conocimiento de $PSI_{m\acute{a}x}$ y $PSI_{m\acute{i}n}$ se pueden establecer las medidas de mejoramiento de la calidad del agua residual o suelos mediante la aplicación de diferentes dosis de yeso ($CaSO_4$) o azufre elemental (S°). En $PSI = 5.0 - 10.0 - 20.0$ alcanzados en condiciones de equilibrio

con $RAS = 5.0 - 15.0 - 25.0$ y $CSR = 2.5 - 5.0 - 7.5$ meq l^{-1} . Se recomienda la aplicación de la siguiente dosis de yeso agrícola de $2.5-5.0$ ton ha^{-1} , con dimensiones de partículas de yeso de 0.5 a 1.0 mm. El yeso se puede aplicar en la superficie o en hileras.

Referencias

- APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1035 pp.). Washington, DC: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF), Port City Press, Baltimore, MD.
- Bajwa, M. S., Hira, G. S., & Singh, N. T. (1983). Effect of Sodium and Bicarbonate Irrigation Waters on Sodium Accumulation and on Maize and Wheat Yields in Northern India. *Irrig. Sci.*, 4, 191-199.
- Bajwa, M. S., Choudhary, O. P., & Josan, A. S. (1992). Effect of Continuous Irrigation with Sodic and Saline-Sodic Waters on Soil Properties and Crop Yields under Cotton-Wheat Rotation in Northwestern India. *Agric. Water Management*, 22, 345-356.
- Bower, C. A., Wilcox, G. W. A., & Keyes, M. G. (1965). An Index of the Tendency of $CaCO_3$ to Precipitate from Irrigation Waters. *Soil Science Society Proceedings*, 29(1), 91-92.
- Choudhary, O. P., Josan, A. S., & Bajwa, M. S. (2001). Yield and Fibre Quality of Cotton Cultivars as Affected by the Build-up of Sodium in the Soils with Sustained Sodic Irrigation under Semi-Arid Conditions. *Agric. Water Management*, 49, 1-9.
- Choudhary, O. P., Ghuman, B. S., Bijay-Singh, Thuy, N., & Buresh, R. J. (2011). Effects of Long-Term Use of Sodic Water Irrigation, Amendments and Crop Residues on Soil Properties and Crop Yields in Rice-Wheat Cropping System in a Calcareous Soil. *Field Crops Research*, 121, 363-372.
- Conagua (2009). *Estadísticas del agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII, Aguas del Valle de México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua (2015). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Costa, J. L., Prunty, L., Montgomery, B. R., Richardson, J. L., & Alessi, R. S. (1991). Water Quality Effects on Soils and Alfalfa: II. Soil Physical and Chemical Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 203-209.
- Doneen, L. D. J. (1975). Plant in Saline Environments (pp 56-76). In: *Water Quality for Irrigated Agricultural*. New York: Poljakoff-Mayber, & Gale, A. J., Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Eaton, F. M. (1950). Significance of Carbonates in Irrigation Waters. *Soil Science*, 69(2), 123-134.
- Frenkel, H., & Hadas, A. (1981). Effects of Tillage and Gypsum Incorporation on Rain Runoff and Crust Strength in Field Soils Irrigated with Saline-Sodic Water. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 156-159.
- Gapon, E. N. (1933). On the Theory of Exchange Adsorption in Soils (Russian). *Gen. Chem.*, 3, 144-163.
- Griffin, R. A., & Jurinak, J. J. (1973). Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity of Natural Aquatic Systems and Soil Extracts. *Soil Sci.*, 116(1), 26-30.
- Izhar-ul-Haq, Muhammad, B., & Iqbal, F. (2007). Effect of Gypsum and Farmyard Manure on Soil Properties and Wheat Crop Irrigation with Brackish Water. *Soil & Environment*, 26(2), 164-171.
- Jalali, M., Merikhpour, M. H., Kaledhonkar, J., & Van Der Zee, S. E. A. T. M. (2008). Effects of Wastewater Irrigation on Soil Sodicity and Nutrient Leaching in Calcareous Soils. *Agric. Water Management*, 95, 143-153.
- Jiménez, B. (2005). Treatment Technology and Standards for Agricultural Wastewater Reuse: A Case Study in México. *Irrig. Drain.*, 54, S23-S33.
- Jurinak, J. J. (1990). *The Chemistry of Salt-Affected Soils and Waters*. Tanji, K. K. (ed.). Agricultural Salinity Assessment and Management, Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71 (pp. 42-63). New York: American Society of Civil Engineers.
- Kodva, V. A., Pascaud, G., & Minart, P. (1973). Irrigation, Drainage and Salinity (pp. 122-154). In: *Chemistry of Saline and Alkali Soils of Arid Zones*. Paris: Huitichinson & Co., FAO/UNESCO.
- Leffelaar, P. A., Kamphorst, A., & Pal, R. (1983). Nomographic Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity Data of Soil Extracts. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 31, 20-27.
- Minhas, P. S., & Bajwa, M. S. (2001). Use and Management of Poor Quality Waters for the Rice-Wheat based Production System. *Journal of Crop Production*, 4(1), 273-306.
- Miyamoto, S., Piela, K., & Petticrew, J. (1985). Salt Effects on Germination and Seedling Emergence of Several Vegetable Crops and Guayule. *Irrig. Sci.*, 6, 159-170.
- Muyen, Z., Moore, G. A., & Wrigley, R. J. (2011). Soil Salinity and Sodicity Effects of Water Irrigation in South East Australia. *Agric. Water Management*, 99, 33-41.
- NMX-AA-003-1980. (1980). *Aguas residuales. Muestreo* (pp. 8). México, DF: Secretaría de Comercio y Fomento industrial.
- Ponnamperuma, F. N., Tianco, M. E., & Loy, A. T. (1966). Ionic Strengths of the Solutions of Flooded Soils and Other Natural Aqueous Solutions from Specific Conductance. *Soil Sci.*, 102(6), 408-413.
- Ramírez, O., Ortega, E. M., Rodríguez, O. J. L., Ramírez A. C., & Rone, P. J. L. (1989). Determinación experimental de la capacidad germinativa de algunos cultivos agrícolas en soluciones salinas de diferente concentración total y composición cualitativa. *Agrociencia*, 78, 249-264.

- Richards, L. A. (1973). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos* (172 pp.). Manual 60. México, DF: Limusa.
- Shainberg, I., & Letey, J. (1984). Response of Soils to Sodic and Saline Conditions. *Hilgardia*, 52(2), 1-57.
- Singh, Y., Uma, & Singh, S. P. (2014). Effect of Lemmongrass of Residual Sodium Carbonate of Sodic Irrigation Water on the Nutrient Composition and their Uptake. *Indian Res. J. Genet. & Biotech.*, 6(3), 526-530.
- Sposito, G., & Mattigod, S. V. (1977). On the Chemical Foundation of the Sodium Adsorption Ratio. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41, 323-329.
- Sposito, G. (1977). The Gapon and Vanselow Selecting Coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41, 1205-1206.
- Suarez, D. L. (1981). Relation between pH_c and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Drainage Waters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 469-475.
- Suarez, D. L., Wood, J. D., & Lesh, S. M. (2006). Effect of SAR on Water Infiltration under a Sequential Rain-Irrigation Management System. *Agric. Water Management*, 86, 150-164.
- Velázquez-Machuca, M. A., Ortega-Escobar, M., Martínez-Garza, A., Kohashi-Shibata, J., & García-Calderón, N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en el agua residual y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra*, 20(4), 459-464.
- Vogeler, L. (2008). Effect of Long-Term Wastewater Application on Physical Soil Properties. *Water, Air, and Soil Pollution*, 196, 385-392.
- Wilcox, L. V., Blair, G. Y., & Bower, C. A. (1954). Effect of Bicarbonate on Suitability of Water for Irrigation. *Soil Sci.*, 77(4), 259-266.
- Yasin, M., Niazi, B. H., & Rafique, E. (2001). Management of High Bicarbonate Irrigation Waters for Growing Crops. *International Journal of Agriculture and Biology*, 3, 312-315.

Dirección institucional de los autores

M.C. Alma Delia López-García
Dr. Héctor Manuel Ortega-Escobar
Dr. Carlos Ramírez-Ayala

Colegio de Postgraduados
Posgrado en Hidrociencias
Campus Montecillos, km. 36.5 Carretera Federal
México-Texcoco
56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, MÉXICO
Teléfonos: +52 (595) 9520 200 y (55) 5804 5900, extensión 1167
alopez@colpos.mx
manueloe@colpos.mx
cara@colpos.mx

Dr. Edgar Iván Sánchez-Bernal

Universidad del Mar
Campus Puerto Escondido
Ciudad Universitaria, Carretera Vía Sola de Vega
71980 Puerto Escondido, San Pedro Mixtepec, Juquila,
Oaxaca, MÉXICO
Teléfono: +52 (954) 5824 990
edgarivansb@zicatel.umar.mx

Dr. Álvaro Can-Chulim

Universidad Autónoma de Nayarit
Carretera Tepic-Compostela Km 9
63780 Xalisco, Nayarit, MÉXICO
Teléfono: +52 (311) 2112 478
canchulim@yahoo.com.mx

Dr. Domingo José Gómez-Meléndez

Universidad Autónoma de Querétaro
Centro Universitario s/n
76010 Querétaro, Querétaro, MÉXICO
Teléfono: +52 (442) 1921 200
domag5@hotmail.com

Dr. Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado

Universidad Autónoma de Nuevo León
Facultad de Agronomía
Francisco Villa s/n, Col. ExHacienda El Canadá
66050 Gral. Escobedo, Nuevo León, México
Teléfono: +52 (81) 1340 4399
rigoberto.vazquez@uanl.edu.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Túnel en presa La Yesca, entre Nayarit y Jalisco, México.

Foto proporcionada por Humberto Marengo Mogollón.

Composite Roughness in Hydraulic Models

• Humberto Marengo-Mogollón* •
Universidad Nacional Autónoma de México

*Corresponding author

• Alvaro Aldama-Rodríguez •
Independent consultant

• Ignacio Romero-Castro •
Comisión Federal de Electricidad, México

Abstract

Marengo-Mogollón, H., Aldama-Rodríguez, A., & Romero-Castro, I. Composite Roughness in Hydraulic Models. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 7(6), 159-178.

An experimental survey study was carried out on hydraulic models in tunnels working as full pipe on composite roughness; the experimental analysis was made with different friction coefficients (that belong to different materials) and compared with values calculated from a proposed theoretical formulation. The model was made for the diversion work of El Cajón hydroelectric project, these criteria also was applied to the Grijalva Tunnels under operation in Mexico and they are also being used for La Yesca hydroelectric project presently under construction.

Keywords: Acrylic-plastic-carpet, coefficient of resistance, composite roughness, hydraulic models.

Resumen

Marengo-Mogollón, H., Aldama-Rodríguez, A., & Romero-Castro, I. (noviembre-diciembre, 2016). *Rugosidad compuesta en modelos hidráulicos*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 159-178.

En un aparato experimental se llevó a cabo un modelo en túneles hidráulicos trabajando a tubo lleno con rugosidad compuesta; el análisis experimental fue con distintos coeficientes de fricción (que pertenecen a distintos materiales). Se comparan con valores calculados a partir de formulaciones teóricas. El modelo se hizo para la obra de desvío del proyecto hidroeléctrico El Cajón, y se aplicó también para el diseño de los túneles de emergencia del Grijalva, ambos proyectos en operación en México.

Palabras clave: acrílico-plástico, coeficiente resistencia, rugosidad compuesta, modelos hidráulicos.

Posted by invitation

Introduction

With an analysis by overtopping of the diversion works of Aguamilpa Dam, in Mexico, on January 1992, Marengo-Mogollón (2006) concludes that: "the overtopping event would have been avoided if a hydraulic concrete lining would have been built at the floor, and shotcrete at the walls and vault of the tunnels with vault type (16 × 16 m) section (composite roughness concept) even though the peak inflow rate exceeded by 50% the original design value". This paper shows the analysis made in a hydraulic model with composite roughness that simulates permanent flow in tunnels working as full pipe. While the flow in prototype

is mainly governed by gravity, in the model it is also influenced by viscosity nevertheless, working within a limited range of variation of the Reynolds number, and adopting Froude's similitude, has made possible to ignore such influence in all the analyzed models. The main objective of this paper is to validate the theoretical analysis made by Elfman (1993), Marengo-Mogollón (2005) and to prove the best criteria within five formulas that permit the estimation of the roughness coefficient. This paper is organized as follows: first, a brief description of the experimental apparatus is made, then is showed a brief hydraulics review of flow resistance equations, the hydraulic theoretical development in order to evaluate the composite

roughness is presented, and the paper concludes by comparing the hydraulic experimental results of the Colebrook equation with the 13 criteria in the transition zone.

Experimental Apparatus

The experimental apparatus is shown in figure 1. The test section is $0,133 \times 0,133$ m, and has vari-

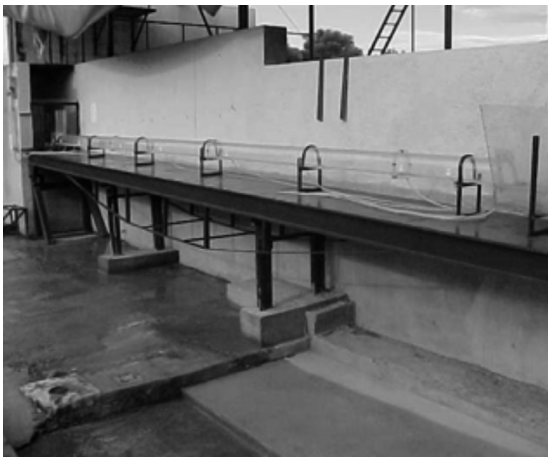


Figure 1. Experimental apparatus.

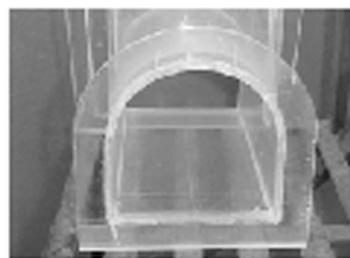
able slope with a 9m length. The inlet geometries tested in the model and built in prototype, are rounded. The testes were made with each material acrylic, sandpaper, plastic and carpet (figure 2), in order to know the main hydraulic properties in each one of them. It was then tested a tunnel of compound roughness that was obtained when it was used the acrylic in the bottom, sandpaper, plastic and carpet in the walls and vault respectively in each one of them. In the analysis, it was considered that Froude's similitude law is applicable, considering that, the friction factor is independent of Reynolds' number.

Resistance and Roughness Coefficients

Leopardi (2004) stated that the tractive force τ produced by the current flow between two sections is proportional to energy gradient, $I = \frac{\Delta H}{L}$ and is expressed as:

$$\tau = \gamma R I \quad (1)$$

At turbulent flow state, τ depends on density ρ ($\rho = \gamma/g$) mean velocity V , hydraulic radius R and the roughness K , that is:



Acrylic



Sandpaper



Plastic



Carpet

Figure 2. Material used.

$$\tau = f(\rho, \bar{V}, R, K) \quad (2)$$

Which, using Buckingham's theorem, can be expresses as:

$$\tau = \frac{\lambda}{8} \rho V^2 \quad (3)$$

Substituting (3) in (1) makes therefore possible to express the energy gradient as:

$$I = \frac{\lambda V^2}{gR} \quad (4)$$

The head loss between two sections can be calculated by solving numerically the momentum equation $(dh/ds) + \Delta = 0$, where H is the trinomial of Bernoulli. Therefore, between two sections the following relation holds:

$$z_1 + h_1 + \alpha_1 \frac{v_1^2}{2g} = z_2 + h_2 + \alpha_2 \frac{v_2^2}{2g} + \Delta \quad (5)$$

where the index 1 and 2 specify the considered section.

In order to determine the hydraulic gradient along the tunnels, piezometers were installed in the sections 6D and 28D of the models ($L_{1,2} = 3.127$ m). According to the entrance records upstream from section, 6D there are strong effects of contraction and in all the experiments, downstream from section 28D there is a clear effect of air entrance; from this section, most of the hypotheses made for the hydraulic functioning as full pipe are no longer valid.

From equation (3):

$$\lambda = \frac{8\tau}{\rho V^2} = \frac{8gRI}{\lambda V^2} \quad (6)$$

Using the above relations makes it actually to calculate I , τ , λ , for different values of discharge in each model.

Also is calculated the absolute roughness with Colebrook-White criteria; for $R_e > 25\,000$ the Colebrook-White (Yen, 2002) relation in the transition zone is often used:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -K_1 \log \left(\frac{K_c}{K_2 R} + \frac{K_3}{4R_e \sqrt{\lambda}} \right) \quad (7)$$

For full circular pipe Colebrook (1939), $K_1 = 2.00$, $K_2 = 14.83$, $K_3 = 2.52$, where $R_e = \frac{VR}{v}$ (V = cross sectional average velocity, and R = hydraulic radius). In a vault type section (figure 3).

$$R = \frac{A}{P} = \frac{b^2(4+\pi)}{b(4+\pi)} = b/2;$$

$$\text{and } 4R_e = \frac{4Vb}{2v} = \frac{2Vb}{v}$$

then (Eq. (7)) for vault type sections stays:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left(\frac{2K_c}{14.83b} + \frac{2.52}{\frac{2Vb}{v} \sqrt{\lambda}} \right) \quad (8)$$

Eq. (8) will be used in the analysis.

Hydraulic Models

Models with One Material

Table 1 summarizes the hydraulic parameters calculated for acrylic tunnel model (slopes A1 - 0.0007, A2 - 0.001, A3 - 0.004), for each one, it is reported the slope, the flow rate Q (that was tested in the range $0.01 < Q < 0.025$ m³/s), the mean velocity $V = Q/A$, the Reynolds number Re in the range $8 \times 10^4 < R_e < 2.4 \times 10^5$ (with kinematic viscosity of water $v = 0.000001$ m²/s), then is calculated for each case I , τ , λ , and the absolute roughness K_b for each criteria (K_{bN} Nikuardse, K_{bH} Haland, K_{bCH} Churchill and K_{bSw} Swamee, see table A.1), that is used like bottom roughness in the analysis.

Table 2 shows the hydraulic parameters for sand paper (slopes S1 - 0.001, S2 - 0.004, S3 - 0.008), table 3 for plastic (slopes P1 - 0.001, P2 - 0.004, P3 - 0.008) and table 4 for carpet (slopes C1 - 0.001, C2 - 0.004, C3 - 0.008).

For each model, they are reported the same parameters of table 1 and the absolute roughness measured with Colebrook-White formula; $K_{mC,i}$ means absolute roughness measured in each material ($K_{mC,S}$ sandpaper, $K_{mC,P}$ plastic, $K_{mC,C}$ carpet).

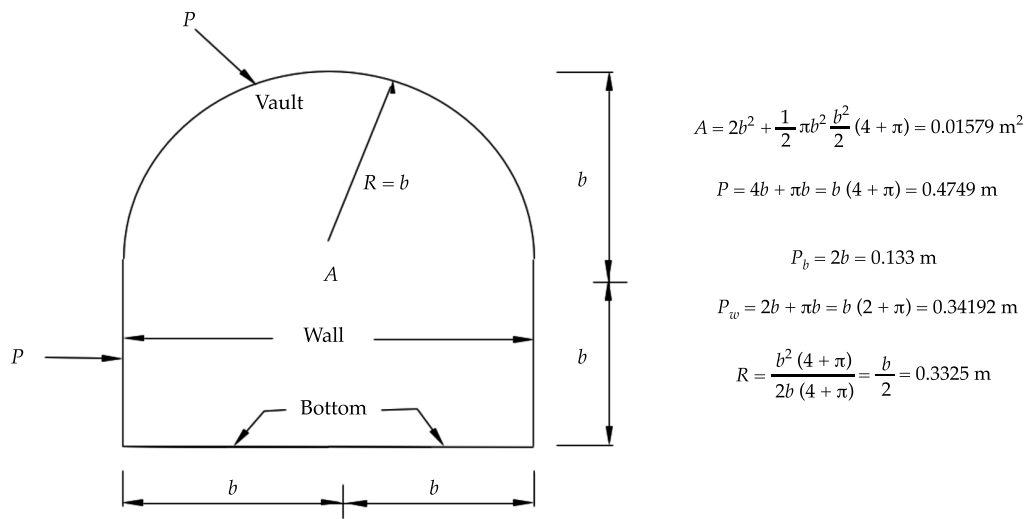


Figure 3. Geometry properties of vault type section.

Table 1. Model tests. Acrylic.

S	Code	Q (m ³ /s)	V (m/s)	Re	I	τ (kg/m ²)	λ	K_{bN} (m)	K_{bH} (m)	K_{bCH} (m)	K_{bSw} (m)
A1 0.0007	A11	0.0192	1.216	162 077	0.0099	0.3278	0.01740	0.000080	0.000027	0.000063	0.000022
	A12	0.0214	1.355	180 648	0.0126	0.4183	0.01787	0.000090	0.000044	0.000075	0.000037
	A13	0.0228	1.444	192 467	0.0143	0.4741	0.01785	0.000089	0.000046	0.000075	0.000040
	A14	0.0245	1.552	206 817	0.0157	0.5208	0.01698	0.000072	0.000030	0.000058	0.000025
	A15	0.0258	1.634	217 791	0.0181	0.6007	0.01766	0.000085	0.000047	0.000072	0.000041
A2 0.001	A21	0.0196	1.241	165 454	0.0104	0.3459	0.01762	0.000084	0.000034	0.000068	0.000028
	A22	0.0214	1.355	180 648	0.0119	0.3972	0.01697	0.000072	0.000024	0.000057	0.000019
	A23	0.0229	1.450	193 311	0.0140	0.4650	0.01735	0.000079	0.000035	0.000065	0.000029
	A24	0.0245	1.552	206 817	0.0153	0.5103	0.01664	0.000065	0.000024	0.000052	0.000019
	A25	0.0257	1.628	216 947	0.0177	0.5887	0.01744	0.000081	0.000042	0.000068	0.000036
A3 0.004	A31	0.0228	1.444	192 467	0.0139	0.4632	0.01744	0.000081	0.000037	0.000066	0.000031
	A32	0.0242	1.533	204 285	0.0160	0.5325	0.01779	0.000088	0.000047	0.000075	0.000041
	A33	0.0261	1.653	220 324	0.0182	0.6064	0.01742	0.000080	0.000042	0.000068	0.000036
	A34	0.0275	1.741	232 142	0.0201	0.6667	0.01725	0.000077	0.000041	0.000065	0.000035
								0.000080	0.000037	0.000066	0.000031

Models with Composite Roughness

Table 5 shows the hydraulic properties of acrylic-sand paper measured in two roughness model (slopes AS1 - 0.001, AS2 - 0.004, AS - 0.008), table 6, acrylic-plastic (slopes AP1 - 0.001, AP2 - 0.004, AP3 - 0.008), and table 7, acrylic carpet slopes (AC1 - 0.001, AC2 - 0.004, AC3 -

0.008). For each model, it's calculated like before I , τ , λ , and the measured absolute roughness $K_{mC,i}$ calculated with Colebrook-White criteria ($K_{mC,AS}$ is measured for acrylic-sandpaper, $K_{mC,AP}$ for acrylic plastic and $K_{mC,AC}$ acrylic-carpet). In general, this calculus is taken like the "true value" in the transition zone and it is used for comparison in all over analysis.

Table 2. Model tests. Sandpaper.

S	Code	Q (m ³ /s)	V (m/s)	Re	I	τ (kg/m ²)	λ	$K_{mC,S}$ (m)
S1 0.001	S11	0.01700	1.077	143 183	0.0629	2.09213	0.03295	0.00082
	S12	0.01900	1.203	160 028	0.0683	2.27077	0.03204	0.00075
	S13	0.02000	1.267	168 450	0.0743	2.47121	0.03379	0.00090
	S14	0.02100	1.330	176 873	0.0793	2.63773	0.03387	0.00091
	S15	0.02300	1.457	193 718	0.0848	2.82051	0.03377	0.00091
S2 0.004	S21	0.01600	1.013	134 760	0.0579	1.92478	0.03460	0.00096
	S22	0.01800	1.140	151 605	0.0625	2.07912	0.03417	0.00093
	S23	0.01900	1.203	160 028	0.0678	2.25560	0.03467	0.00098
	S24	0.02100	1.330	176 873	0.0734	2.43989	0.03440	0.00096
	S25	0.02200	1.393	185 295	0.0793	2.63684	0.03452	0.00097
	S26	0.02400	1.520	202 140	0.0854	2.84097	0.03428	0.00095
S3 0.008	S31	0.01800	1.140	151 605	0.0622	2.06781	0.03656	0.00116
	S32	0.02000	1.267	168 450	0.0682	2.26757	0.03455	0.00097
	S33	0.02100	1.330	176 873	0.0740	2.46154	0.03622	0.00113
	S34	0.02300	1.457	193 718	0.0794	2.64104	0.03647	0.00116
	S35	0.02400	1.520	202 140	0.0858	2.85435	0.03657	0.00117

Table 3. Model tests. Plastic.

S	Code	Q (m ³ /s)	V (m/s)	Re	I	τ (kg/m ²)	λ	$K_{mC,P}$ (m)
P1 0.001	P11	0.01500	0.950	126 338	0.01342	0.44636	0.038822	0.00138
	P12	0.01700	1.077	143 183	0.01719	0.57149	0.038698	0.00137
	P13	0.01900	1.203	160 028	0.02136	0.71020	0.038499	0.00136
	P14	0.02000	1.267	168 450	0.02376	0.79011	0.038655	0.00137
	P15	0.02100	1.330	176 873	0.02585	0.85946	0.038139	0.00132
P2 0.004	P21	0.01300	0.823	109 493	0.01026	0.34103	0.039490	0.00145
	P22	0.01500	0.950	126 338	0.01384	0.46014	0.040021	0.00151
	P23	0.01700	1.077	143 183	0.01765	0.58679	0.039734	0.00149
	P24	0.01800	1.140	151 605	0.01946	0.64709	0.039084	0.00142
	P25	0.01900	1.203	160 028	0.02214	0.73605	0.039900	0.00151
	P26	0.02100	1.330	176 873	0.02595	0.86269	0.038282	0.00134
	P27	0.02200	1.393	185 295	0.02885	0.95918	0.038782	0.00139
P3 0.008	P31	0.01800	1.140	151 605	0.01906	0.63388	0.038286	0.00133
	P32	0.01900	1.203	160 028	0.02197	0.73037	0.039592	0.00147
	P33	0.01900	1.203	160 028	0.02174	0.72283	0.039184	0.00143
	P34	0.02000	1.267	168 450	0.02401	0.79821	0.039051	0.00142
	P35	0.02200	1.393	185 295	0.03063	1.01834	0.041174	0.00166

Table 4. Model tests. Carpet.

S	Code	Q (m ³ /s)	V (m/s)	Re	I	τ (kg/m ²)	λ	$K_{m,CC}$ (m)
C1 0.001	C11	0.00970	0.614	81 698	0.013243	0.44032	0.091582	0.02191
	C12	0.01080	0.684	90 963	0.017006	0.56546	0.094871	0.02344
	C13	0.01190	0.754	100 228	0.020407	0.67854	0.093769	0.02294
	C14	0.01260	0.798	106 124	0.023445	0.77955	0.096091	0.02402
	C15	0.01350	0.855	113 704	0.026529	0.88208	0.094715	0.02339
	C16	0.01430	0.906	120 442	0.030292	1.00721	0.096389	0.02417
C2 0.004	C21	0.00900	0.570	75 803	0.012071	0.40137	0.096970	0.02440
	C22	0.01000	0.633	84 225	0.015517	0.51595	0.100969	0.02629
	C23	0.01100	0.697	92 648	0.018555	0.61697	0.099783	0.02574
	C24	0.01200	0.760	101 070	0.021956	0.73004	0.099212	0.02548
	C25	0.01300	0.823	109 493	0.025856	0.85970	0.099550	0.02565
	C26	0.01400	0.887	117 915	0.028395	0.94413	0.094266	0.02318
	C27	0.01500	0.950	126 338	0.031977	1.06324	0.092476	0.02236
C3 0.008	C31	0.01000	0.633	84 225	0.015300	0.50874	0.099557	0.02563
	C32	0.01150	0.728	96 859	0.019064	0.63388	0.093797	0.02295
	C33	0.01200	0.760	101 070	0.021785	0.72434	0.098437	0.02512
	C34	0.01350	0.855	113 704	0.025503	0.84797	0.091052	0.02170
	C35	0.01400	0.887	117 915	0.028586	0.95049	0.094901	0.02348
	C36	0.01450	0.918	122 127	0.031624	1.05150	0.097871	0.02486
	C37	0.01500	0.950	126 338	0.035070	1.16609	0.101421	0.02654

Table 5. Model tests. Acrylic-sandpaper.

S	Code	Q (m ³ /s)	V (m/s)	Re	I	τ (kg/m ²)	λ	$K_{m,AS}$ (m)
AS1 0.001	AS11	0.01700	1.077	143 183	0.01206	0.40113	0.02716	0.000404
	AS12	0.01900	1.203	160 028	0.01515	0.50365	0.02730	0.000418
	AS13	0.02000	1.267	168 450	0.01682	0.55943	0.02737	0.000424
	AS14	0.02200	1.393	185 295	0.02023	0.67251	0.02719	0.000417
	AS15	0.02300	1.457	193 718	0.02345	0.77955	0.02884	0.000523
AS2 0.004	AS21	0.01800	1.140	151 605	0.01466	0.48731	0.02943	0.000553
	AS22	0.02000	1.267	168 450	0.01783	0.59284	0.02900	0.000528
	AS23	0.02100	1.330	176 873	0.01937	0.64411	0.02858	0.000502
	AS24	0.02200	1.393	185 295	0.02214	0.73607	0.02976	0.000584
	AS25	0.02400	1.520	202 140	0.02468	0.82050	0.02788	0.000462
AS3 0.008	AS26	0.01800	1.140	151 605	0.01666	0.55397	0.03346	0.000866
	AS31	0.02000	1.267	168 450	0.01888	0.62785	0.03072	0.000650
	AS32	0.02100	1.330	176 873	0.02178	0.72434	0.03214	0.000763
	AS33	0.02300	1.457	193 718	0.02682	0.89169	0.03299	0.000836
	AS34	0.02400	1.520	202 140	0.02863	0.95200	0.03234	0.000784

Table 6. Model tests. Acrylic-plastic.

<i>S</i>	<i>Code</i>	<i>Q</i> (m ³ /s)	<i>V</i> (m/s)	<i>Re</i>	<i>I</i>	τ (kg/m ²)	λ	<i>K</i> _{mC,AP} (m)
AP2 0.001	AP11	0.01600	1.013	134 760	0.01299	0.43186	0.033013	0.000822
	AP12	0.01700	1.077	143 183	0.01565	0.52023	0.035227	0.001023
	AP13	0.01900	1.203	160 028	0.01891	0.62879	0.034086	0.000923
	AP14	0.02000	1.267	168 450	0.02177	0.72377	0.035409	0.001047
	AP15	0.02100	1.330	176 873	0.02431	0.80820	0.035864	0.001092
AP3 0.004	AP21	0.01700	1.077	143 183	0.01579	0.52500	0.035550	0.001053
	AP22	0.01800	1.140	151 605	0.01837	0.61094	0.036900	0.001188
	AP23	0.02000	1.267	168 450	0.02109	0.70140	0.034315	0.000946
	AP24	0.02100	1.330	176 873	0.02345	0.77980	0.034604	0.000974
	AP25	0.02300	1.457	193 718	0.03121	1.03761	0.038385	0.001350
AP4 0.008	AP26	0.01800	1.140	151 605	0.01743	0.57964	0.035010	0.001005
	AP31	0.02000	1.267	168 450	0.02111	0.70176	0.034333	0.000948
	AP32	0.02100	1.330	176 873	0.02419	0.80429	0.035690	0.001075
	AP33	0.02200	1.393	185 295	0.02673	0.88872	0.035933	0.001100
	AP34	0.02400	1.520	202 140	0.03174	1.05547	0.035859	0.001096

Table 7. Model tests. Acrylic-carpet.

<i>S</i>	<i>Code</i>	<i>Q</i> (m ³ /s)	<i>V</i> (m/s)	<i>Re</i>	<i>I</i>	τ (kg/m ²)	λ	<i>K</i> _{mC,AC} (m)
AC 0.001	AC11	0.0115	0.728	96 859	0.01415	0.47048	0.06962	0.00623
	AC12	0.0124	0.785	104 439	0.01633	0.54285	0.06909	0.00613
	AC13	0.0136	0.861	114 546	0.02018	0.67100	0.07099	0.00651
	AC14	0.0145	0.918	122 127	0.02313	0.76900	0.07158	0.00663
	AC15	0.0154	0.975	129 707	0.02603	0.86549	0.07142	0.00660
	AC21	0.0163	1.032	137 287	0.02893	0.96198	0.07086	0.00649
AC2 0.004	AC22	0.0110	0.697	92 648	0.01293	0.43001	0.06955	0.00621
	AC23	0.0120	0.760	101 070	0.01602	0.53254	0.07237	0.00678
	AC24	0.0130	0.823	109 493	0.01937	0.64411	0.07458	0.00724
	AC25	0.0140	0.887	117 915	0.02146	0.71346	0.07123	0.00656
	AC26	0.0150	0.950	126 338	0.02450	0.81447	0.07084	0.00648
AC3 0.008	AC31	0.0130	0.823	109 493	0.01870	0.62181	0.07200	0.00671
	AC32	0.0140	0.887	117 915	0.02178	0.72434	0.07232	0.00678
	AC33	0.0150	0.950	126 338	0.02519	0.83741	0.07283	0.00689
	AC34	0.0160	1.013	134 760	0.02859	0.95049	0.07266	0.00685
	AC35	0.0170	1.077	143 183	0.03181	1.05754	0.07161	0.00664
	AC36	0.0180	1.140	151 605	0.03471	1.15403	0.06970	0.00627

Composite Roughness Theoretical Development

In an analysis of Head Loses in Tunnels with two roughness (Elfman, 1993) used Nikuradse Equations; in this article, are used other roughness criteria like Haland, Churchill, and Swamee; also are considered the (16) Eqs. Criteria proposed by Yen (2002) for the analysis of acrylic-plastic and acrylic-carpet (the Reynolds number are very high and turbulence is fully developed).

A tunnel that works with composite roughness is shown in figure 4; has a length L with a cross section that is divided into the corresponding areas A_b and A_w delimited by the perimeters P_b and P_w , has the point of maximum velocity at mid part of tunnel "c" and the contours of equal velocity intersect themselves at right angles.

It is considered that there are two types of roughness K_b (absolute roughness size grain material) at the bottom and K_w in the walls and vault. Total shear force F acting along the tunnel surfaces is equal to the sum of shear force at the bottom ($F_b = LP_b\tau_b$) and shear force at walls and vault ($F_w = LP_w\tau_w$); like $F = F_b + F_w$:

$$\Rightarrow LP\tau = LP_b\tau_b + LP_w\tau_w \quad (9)$$

Considering:

$$\tau = \rho V^2 \lambda / 8; \quad \tau_b = \rho V_b^2 \lambda_b / 8; \quad \tau_w = \rho V_w^2 \lambda_w / 8 \quad (10)$$

$$PV^2 \lambda = P_b V_b^2 \lambda_b + P_w V_w^2 \lambda_w \quad (11)$$

Maximum velocity $V_{\max}$ (point "c", figure 4) is equal to maximum velocity $V_{\max b}$ of the tunnel bottom and the maximum velocity at walls and vault $V_{\max w}$:

$$V_{\max} = V_{\max b} = V_{\max w} \quad (12)$$

From Nikuradse (1933) analysis:

$$V_{\max} = V + 3.75 \left(\frac{\tau}{\rho} \right)^{1/2} \quad (13)$$

For the experimental analysis, form Eq. (12) and (13) in Eq. (11):

$$\frac{P}{(\lambda^{-1/2} + 1.326)^2} = \frac{P_b}{(\lambda_b^{-1/2} + 1.326)^2} + \frac{P_w}{(\lambda_w^{-1/2} + 1.326)^2} \quad (14)$$

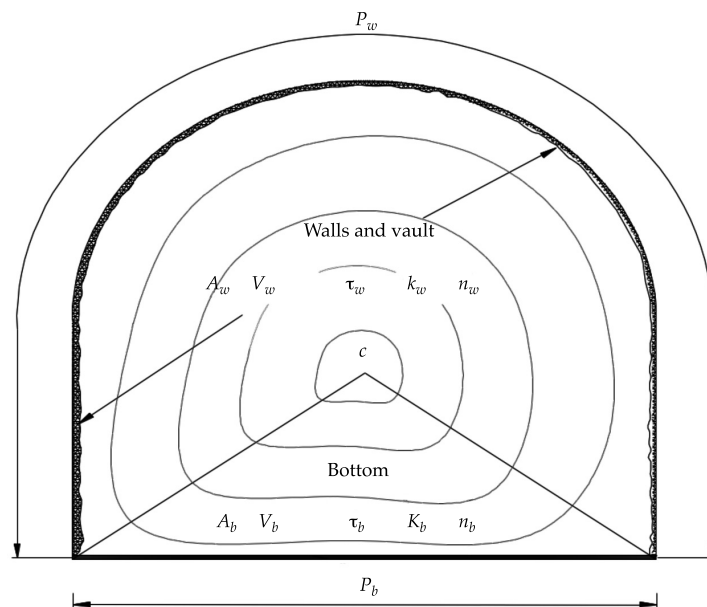


Figure 4. Cross section of the tunnel and contours of equal velocity.

Head losses at the bottom are equal to those at the walls and vault:

$$\Delta h_b = \Delta h_w \Rightarrow \frac{L_b V_b^2 \lambda_b}{2gR_b} = \frac{L_w V_w^2 \lambda_w}{2gR_w} \quad (15)$$

$$\therefore \frac{V_b^2 \lambda_b}{\frac{A_b}{P_b}} = \frac{V_w^2 \lambda_w}{\frac{A_w}{P_w}}; \frac{P_b V_b^2 \lambda_b}{A_b} = \frac{P_w V_w^2 \lambda_w}{A_w} \quad (16)$$

$$\text{Like: } V_b = \frac{V_{\max b}}{(1 + 1.326 \lambda_b^{1/2})} \text{ and } V_w = \frac{V_{\max w}}{(1 + 1.326 \lambda_w^{1/2})}$$

$$\Rightarrow \frac{P_b}{A_b (\lambda_b^{-1/2} + 1.326)^2} = \frac{P_w}{A_w (\lambda_w^{-1/2} + 1.326)^2} \quad (17)$$

There are two scenarios of analysis:

Scenario I. If the total roughness factor λ is experimentally known, and also the material of the tunnel bottom $K_{w,i}$ form Eq. (17):

$$\frac{A_w P_b}{A_b (\lambda_b^{-1/2} + 1.326)^2} = \frac{P_w}{(\lambda_w^{-1/2} + 1.326)^2} \quad (18)$$

In Eq. (11):

$$\frac{P}{(\lambda^{-1/2} + 1.326)^2} = \frac{P_b}{(\lambda_b^{-1/2} + 1.326)^2} \left(1 + \frac{A_w}{A_b} \right) \quad (19)$$

Since $A = A_b + A_w$:

$$\frac{P}{A (\lambda^{-1/2} + 1.326)^2} = \frac{P_b}{A_b (\lambda_b^{-1/2} + 1.326)^2} \quad (20)$$

Tables 8, 9, 10 and 11 summarizes the calculus of the variables showed in this first scenario $A_b, A_w, \lambda_b, \lambda_w, K_{w,i}$; $K_{w,i}$ means the absolute roughness in walls and vault (i , is N for Nikuradse, H for Haland, Ch for Churchill and S for Swamee).

Like first comparison, $K_{w,i}$ calculated with Nikuradse, Haland, Churchill and Swamee criteria is compared with measured sandpaper model (figure 5). In general the data fits very well the behavior of measured values (table 3), and calculated values (tables 8, 9, 10, and 11).

Table 8. Calculus of Acrylic-sandpaper (Nikuradse criteria), scenario I.

S	Code	Q (m³/s)	λ	V (m/s)	Re	A_b (m²)	A_w (m²)	λb	λw	$K_{w,N}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.027162	1.077	143183	0.00302	0.0128	0.0190	0.03052	0.000762
	AS12	0.019	0.027302	1.203	160028	0.00301	0.0128	0.0191	0.03071	0.000778
	AS13	0.020	0.027369	1.267	168450	0.00300	0.0128	0.0191	0.03081	0.000787
	AS14	0.022	0.027191	1.393	185295	0.00302	0.0128	0.0190	0.03056	0.000765
	AS15	0.023	0.028838	1.457	193718	0.00288	0.0129	0.0193	0.03283	0.000976
0.004	AS21	0.018	0.0294330	1.140	151605	0.00283	0.0130	0.0193	0.03366	0.001059
	AS22	0.020	0.0290041	1.267	168450	0.00286	0.0129	0.0193	0.03306	0.000998
	AS23	0.021	0.028582	1.330	176873	0.00290	0.0129	0.0192	0.03248	0.000941
	AS24	0.022	0.029761	1.393	185295	0.00280	0.0130	0.0194	0.03411	0.001106
	AS25	0.024	0.027876	1.520	202140	0.00296	0.0128	0.0191	0.03151	0.000849
0.008	AS26	0.018	0.032002	1.140	151605	0.00264	0.0131	0.0197	0.03723	0.001463
	AS31	0.020	0.03072	1.267	168450	0.00273	0.0131	0.0195	0.03544	0.001252
	AS32	0.021	0.032143	1.330	176873	0.00263	0.0132	0.0197	0.03743	0.001487
	AS33	0.023	0.032987	1.457	193718	0.00258	0.0132	0.0198	0.03861	0.001637
	AS34	0.024	0.032344	1.520	202140	0.00262	0.0132	0.0197	0.03771	0.001522

Nikuradse $K_b = 0.000080$.

Table 9. Calculus of acrylic-sandpaper (Haland criteria), scenario I.

S	Code	Q (m³/s)	λ	V (m/s)	Re	A_b (m²)	A_w (m²)	λ_b	λ_w	$K_{w,H}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.027162	1.077	143 183	0.00315	0.0126	0.01812	0.03093	0.000621
	AS12	0.019	0.027302	1.203	160 028	0.00310	0.0127	0.01785	0.03126	0.000649
	AS13	0.020	0.027369	1.267	168 450	0.00307	0.0127	0.01774	0.03141	0.000662
	AS14	0.022	0.027191	1.393	185 295	0.00306	0.0127	0.01753	0.03124	0.000653
	AS15	0.023	0.028838	1.457	193 718	0.00290	0.0129	0.01743	0.03367	0.000843
0.004	AS21	0.018	0.0294330	1.140	151 605	0.00293	0.0129	0.01798	0.03428	0.000886
	AS22	0.020	0.0290041	1.267	168 450	0.00293	0.0129	0.01774	0.03377	0.000847
	AS23	0.021	0.028582	1.330	176 873	0.00295	0.0128	0.01763	0.03321	0.000802
	AS24	0.022	0.029761	1.393	185 295	0.00284	0.0130	0.01753	0.03497	0.000952
	AS25	0.024	0.027876	1.520	202 140	0.00297	0.0128	0.01735	0.03232	0.000736
0.008	AS26	0.018	0.032002	1.140	151 605	0.00274	0.0131	0.01798	0.03803	0.001232
	AS31	0.020	0.03072	1.267	168 450	0.00280	0.0130	0.01774	0.03627	0.001066
	AS32	0.021	0.032143	1.330	176 873	0.00268	0.0131	0.01763	0.03841	0.001275
	AS33	0.023	0.032987	1.457	193 718	0.00260	0.0132	0.01743	0.03974	0.001416
	AS34	0.024	0.032344	1.520	202 140	0.00263	0.0132	0.01735	0.03884	0.001323

Haland $K_b = 0.000037$.

Table 10. Calculus of acrylic-sandpaper (Churchill criteria), scenario I.

S	Code	Q (m³/s)	λ	V (m/s)	Re	A_b (m²)	A_w (m²)	λ_b	λ_w	$K_{w,CH}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.027162	1.077	143 183	0.00291	0.0129	0.0167	0.03160	0.000740
	AS12	0.019	0.027302	1.203	160 028	0.00290	0.0129	0.0167	0.03180	0.000758
	AS13	0.020	0.027369	1.267	168 450	0.00289	0.0129	0.0167	0.03190	0.000766
	AS14	0.022	0.027191	1.393	185 295	0.00291	0.0129	0.0167	0.03164	0.000747
	AS15	0.023	0.028838	1.457	193 718	0.00277	0.0130	0.0167	0.03403	0.000947
0.004	AS21	0.018	0.0294330	1.140	151 605	0.00273	0.0131	0.0167	0.03490	0.001021
	AS22	0.020	0.0290041	1.267	168 450	0.00276	0.0130	0.0167	0.03428	0.000966
	AS23	0.021	0.028582	1.330	176 873	0.00279	0.0130	0.0167	0.03366	0.000913
	AS24	0.022	0.029761	1.393	185 295	0.00270	0.0131	0.0167	0.03538	0.001069
	AS25	0.024	0.027876	1.520	202 140	0.00285	0.0129	0.0167	0.03263	0.000828
0.008	AS26	0.018	0.032002	1.140	151 605	0.00255	0.0132	0.0167	0.03867	0.001396
	AS31	0.020	0.03072	1.267	168 450	0.00263	0.0132	0.0167	0.03678	0.001202
	AS32	0.021	0.032143	1.330	176 873	0.00254	0.0133	0.0167	0.03888	0.001420
	AS33	0.023	0.032987	1.457	193 718	0.00249	0.0133	0.0167	0.04012	0.001559
	AS34	0.024	0.032344	1.520	202 140	0.00253	0.0133	0.0167	0.03917	0.001454

Churchill $K_b = 0.000066$.

Table 11. Calculus of acrylic-sandpaper (Swamee criteria), scenario I.

S	Code	Q (m³/s)	λ	V (m/s)	Re	A_b (m²)	A_w (m²)	λ_b	λ_w	$K_{w,S}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.027162	1.077	143 183	0.00253	0.0133	0.01416	0.03277	0.000788
	AS12	0.019	0.027302	1.203	160 028	0.00252	0.0133	0.01416	0.03298	0.000812
	AS13	0.020	0.027369	1.267	168 450	0.00252	0.0133	0.01416	0.03307	0.000822
	AS14	0.022	0.027191	1.393	185 295	0.00253	0.0133	0.01416	0.03281	0.000805
	AS15	0.023	0.028838	1.457	193 718	0.00241	0.0134	0.01416	0.03523	0.001020
0.004	AS21	0.018	0.0294330	1.140	151 605	0.00237	0.0134	0.01416	0.03611	0.001091
	AS22	0.020	0.0290041	1.267	168 450	0.00240	0.0134	0.01416	0.03548	0.001037
	AS23	0.021	0.028582	1.330	176 873	0.00243	0.0134	0.01416	0.03486	0.000981
	AS24	0.022	0.029761	1.393	185 295	0.00235	0.0134	0.01416	0.03660	0.001149
	AS25	0.024	0.027876	1.520	202 140	0.00248	0.0133	0.01416	0.03382	0.000895
0.008	AS26	0.018	0.032002	1.140	151 605	0.00222	0.0136	0.01416	0.03992	0.001488
	AS31	0.0200	0.03072	1.267	168 450	0.00229	0.0135	0.01416	0.03801	0.001288
	AS32	0.0210	0.032143	1.330	176 873	0.00221	0.0136	0.01416	0.04012	0.001520
	AS33	0.0230	0.032987	1.457	193 718	0.00216	0.0136	0.01416	0.04138	0.001668
	AS34	0.0240	0.032344	1.520	202 140	0.00220	0.0136	0.01416	0.04042	0.001560

Swamee $Kb = 0.000031$.

Scenario II. If geometry, absolute roughness materials (K_b , K_w) and influence perimeters (P_b , P_w) are known, it is desired to calculate total roughness factor λ of the model tunnel.

The absolute roughness values $K_{w,i}$ calculated in Scenario I (tables 8, 9, 10 and 11) are used in order to calculate λ and the value of $K_{pred,i}$ with Eq. (17) (and Eq. 14). This predicted values of absolute roughness calculated with Colebrook's formula, let us to compare the measured values (tables 5, 6, 7 and the predicted values with the theoretical formulation).

Table 12 show the results for Nikuradse, table 13 for Haland, table 14 for Churchill and table 15 for Swamee criteria, using the results obtained from scenario I.

Statistical Comparison

The statistical comparison of any friction factor equation with the Colebrook's equation can be done with the following procedure.

- Calculate the friction factor $K_{pred,i}$ by the criteria selected (Nikradse, Haland, Churchill, Swamee).

- Calculate the friction factor value $K_{mC,i}$ measured with the Colebrook's equation.
- Calculate the following parameters:

Mean relative error:

$$meanREK = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|K_{mC,i} - K_{pred,i}|}{K_{mC,i}} \quad (21)$$

Maximal positive error:

$$maxRE^+ = \max \left(\frac{K_{mC,i} - K_{pred,i}}{K_{mC,i}} \right) \quad (22)$$

Maximal negative error:

$$maxRE^- = \max \left(\frac{K_{pred,i} - K_{mC,i}}{K_{mC,i}} \right) \quad (23)$$

Correlation ratio:

$$\Theta = \sqrt{1 - \frac{\sum_{i=1}^n (K_{mC,i} - K_{pred,i})^2}{\sum_{i=1}^n (K_{mC,i} - \bar{K}_m)^2}} \quad (24)$$

Table 12. Calculus of acrylic-sandpaper (Nikuradse criteria), scenario II.

S	Code	Q (m³/s)	$K_{w,N}$ (m)	V (m/s)	Re	A_b (m²)	A_w (m²)	λb	λw	λ	$K_{pred,N}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.000762	1.077	143 183	0.003248	0.0125	0.0187	0.0307	0.02726	0.0004616
	AS12	0.019	0.000778	1.203	160 028	0.003237	0.0126	0.0187	0.0309	0.02740	0.0004700
	AS13	0.020	0.000787	1.267	168 450	0.003232	0.0126	0.0187	0.0310	0.02747	0.0004741
	AS14	0.022	0.000765	1.393	185 295	0.003246	0.0125	0.0187	0.0307	0.02729	0.0004634
	AS15	0.023	0.000976	1.457	193 718	0.003118	0.0127	0.0189	0.0330	0.02894	0.0005674
0.004	AS21	0.018	0.001059	1.140	151 605	0.003075	0.0127	0.0190	0.0339	0.02954	0.0006078
	AS22	0.020	0.000998	1.267	168 450	0.003106	0.0127	0.0189	0.0333	0.029111	0.0005785
	AS23	0.021	0.000941	1.330	176 873	0.003137	0.0127	0.0189	0.0327	0.02869	0.0005505
	AS24	0.022	0.001106	1.393	185 295	0.003052	0.0127	0.0190	0.0343	0.02987	0.0006309
	AS25	0.024	0.000849	1.520	202 140	0.003191	0.0126	0.0188	0.0317	0.027977	0.0005053
0.008	AS26	0.018	0.001463	1.140	151 605	0.002906	0.0129	0.0192	0.0375	0.03213	0.0008005
	AS31	0.0200	0.001252	1.267	168 450	0.002988	0.0128	0.0191	0.0357	0.030835	0.0007005
	AS32	0.0210	0.001487	1.330	176 873	0.002898	0.0129	0.0192	0.0377	0.03227	0.0008119
	AS33	0.0230	0.001637	1.457	193 718	0.002848	0.0129	0.0193	0.0389	0.03312	0.0008820
	AS34	0.0240	0.001522	1.520	202 140	0.002886	0.0129	0.0193	0.0380	0.032475	0.0008284

Nikuradse $Kb = 0.000080$.

Table 13. Calculus of acrylic-sandpaper (Haland criteria), scenario II.

S	Code	Q (m³/s)	$K_{w,H}$ (m)	V (m/s)	Re	A_b (m²)	A_w (m²)	λb	λw	λ	$K_{pred,H}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.000621	1.077	143 183	0.003222	0.0126	0.01812	0.03042	0.02688	0.000391
	AS12	0.019	0.000649	1.203	160 028	0.003169	0.0126	0.01785	0.03073	0.02702	0.000403
	AS13	0.020	0.000662	1.267	168 450	0.003145	0.0126	0.01774	0.03088	0.02708	0.000409
	AS14	0.022	0.000653	1.393	185 295	0.003130	0.0127	0.01753	0.03072	0.02691	0.000403
	AS15	0.023	0.000843	1.457	193 718	0.002972	0.0128	0.01743	0.03310	0.02853	0.000504
0.004	AS21	0.018	0.000886	1.140	151 605	0.003002	0.0128	0.01798	0.03370	0.02912	0.000533
	AS22	0.020	0.000847	1.267	168 450	0.003002	0.0128	0.01774	0.03320	0.028696	0.000509
	AS23	0.021	0.000802	1.330	176 873	0.003022	0.0128	0.01763	0.03265	0.02828	0.000484
	AS24	0.022	0.000952	1.393	185 295	0.002911	0.0129	0.01753	0.03437	0.02944	0.000563
	AS25	0.024	0.000736	1.520	202 140	0.003041	0.0127	0.01735	0.03177	0.027581	0.000445
0.008	AS26	0.018	0.001232	1.140	151 605	0.002808	0.0130	0.01798	0.03738	0.03165	0.000717
	AS31	0.0200	0.001066	1.267	168 450	0.002867	0.0129	0.01774	0.03564	0.030385	0.000626
	AS32	0.0210	0.001275	1.330	176 873	0.002751	0.0130	0.01763	0.03774	0.03179	0.000734
	AS33	0.0230	0.001416	1.457	193 718	0.002669	0.0131	0.01743	0.03905	0.03262	0.000804
	AS34	0.0240	0.001323	1.520	202 140	0.002700	0.0131	0.01735	0.03816	0.031988	0.000754

Haland $Kb = 0.000037$.

Table 14. Calculus of acrylic-sandpaper (Churchill criteria), scenario II.

S	Code	Q (m ³ /s)	$K_{w,Ch}$ (m)	V (m/s)	Re	A_b (m ²)	A_w (m ²)	λb	λw	λ	$K_{pred,Ch}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.000740	1.077	143 183	0.002968	0.0128	0.01666	0.031355	0.02666	0.000408
	AS12	0.019	0.000758	1.203	160 028	0.002954	0.0128	0.01666	0.031584	0.02686	0.000422
	AS13	0.020	0.000766	1.267	168 450	0.002947	0.0128	0.01666	0.031693	0.02696	0.000428
	AS14	0.022	0.000747	1.393	185 295	0.002962	0.0128	0.01666	0.031449	0.02681	0.000421
	AS15	0.023	0.000947	1.457	193 718	0.002822	0.0130	0.01666	0.033872	0.02852	0.000526
0.004	AS21	0.018	0.001021	1.140	151 605	0.002777	0.0130	0.01666	0.034708	0.02909	0.000559
	AS22	0.020	0.000966	1.267	168 450	0.002810	0.0130	0.01666	0.034094	0.028670	0.000533
	AS23	0.021	0.000913	1.330	176 873	0.002843	0.0129	0.01666	0.033482	0.02825	0.000507
	AS24	0.022	0.001069	1.393	185 295	0.002751	0.0130	0.01666	0.035224	0.02948	0.000589
	AS25	0.024	0.000828	1.520	202 140	0.002901	0.0129	0.01666	0.032467	0.027563	0.000466
0.008	AS26	0.018	0.001396	1.140	151 605	0.002594	0.0132	0.01666	0.038502	0.03171	0.000750
	AS31	0.0200	0.001202	1.267	168 450	0.002681	0.0131	0.01666	0.036617	0.030426	0.000655
	AS32	0.0210	0.001420	1.330	176 873	0.002584	0.0132	0.01666	0.038731	0.03191	0.000768
	AS33	0.0230	0.001559	1.457	193 718	0.002531	0.0133	0.01666	0.039992	0.03280	0.000841
	AS34	0.0240	0.001454	1.520	202 140	0.002571	0.0134	0.01666	0.039045	0.032152	0.000789

Churchill $Kb = 0.000066$.

Table 15. Calculus of acrylic-sandpaper (Swamee criteria), scenario II.

S	Code	Q (m ³ /s)	$K_{w,S}$ (m)	V (m/s)	Re	A_b (m ²)	A_w (m ²)	λb	λw	λ	$K_{pred,S}$ (m)
0.001	AS11	0.017	0.000788	1.077	143 183	0.002607	0.0132	0.01416	0.03198	0.02671	0.000366
	AS12	0.019	0.000812	1.203	160 028	0.002591	0.0132	0.01416	0.03227	0.02691	0.000383
	AS13	0.020	0.000822	1.267	168 450	0.002584	0.0132	0.01416	0.03240	0.02700	0.000391
	AS14	0.022	0.000805	1.393	185 295	0.002595	0.0132	0.01416	0.03219	0.02689	0.000389
	AS15	0.023	0.001020	1.457	193 718	0.002468	0.0133	0.01416	0.03470	0.02854	0.000492
0.004	AS21	0.018	0.001091	1.140	151 605	0.002432	0.0134	0.01416	0.03547	0.02911	0.000518
	AS22	0.020	0.001037	1.267	168 450	0.002459	0.0133	0.01416	0.03488	0.028695	0.000496
	AS23	0.021	0.000981	1.330	176 873	0.002489	0.0133	0.01416	0.03427	0.02828	0.000471
	AS24	0.022	0.001149	1.393	185 295	0.002404	0.0134	0.01416	0.03607	0.02951	0.000555
	AS25	0.024	0.000895	1.520	202 140	0.002538	0.0133	0.01416	0.03327	0.027583	0.000434
0.008	AS26	0.018	0.001488	1.140	151 605	0.002267	0.0135	0.01416	0.03936	0.03174	0.000709
	AS31	0.0200	0.001288	1.267	168 450	0.002344	0.0134	0.01416	0.03747	0.030458	0.000618
	AS32	0.0210	0.001520	1.330	176 873	0.002257	0.0135	0.01416	0.03965	0.03193	0.000732
	AS33	0.0230	0.001668	1.457	193 718	0.002208	0.0136	0.01416	0.04096	0.03282	0.000808
	AS34	0.0240	0.001560	1.520	202 140	0.002243	0.0135	0.01416	0.04001	0.032176	0.000757

Swamee $Kb = 0.000031$.

Standard deviation:

$$\Delta_{SD} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{K_{mC,i} - K_{pred,i}}{K_{mC,i}} \right)^2}{n}} \quad (25)$$

Mean variation:

$$\Delta_{m,i} = \frac{\bar{K}_m - \bar{K}_{predC,i}}{\bar{K}_m} \quad (26)$$

Where $\bar{K}_m$ is the average value of $K_{mC,i}$ for the complete set of values:

$$\bar{K}_m = \sum_{i=1}^n \left(\frac{K_{mC,i}}{n} \right) \quad (27)$$

In the table 16 is made a comparison with the mean relative, maximal positive, maximal negative and mean variation error for each criteria (Nikuradse, Haland, Churchill, and Swamee).

The maximal positive relative error $\max RE^+ = 0.0936$ is for Swamee criteria; the maximum negative error belongs to the Nikuradse criteria $\max RE^- = 0.144$.

In table 20 is shown a summary of this calculus; in which are shown the correlation ratio, standard deviation and mean variation of the error.

The statistical analysis, show that the best correlation ratio and the minimum standard deviation is for Churchill criteria.

The minimum difference in the in the mean value $\Delta_m = \frac{K_{mC,i} - K_{pred,i}}{K_{meas}}$ is for Haland criteria (-0.03665) although the obtained for Churchill (0.05517) and Swamee (0.05515) are very similar.

Conclusions

It was proposed the Eq. (8) that is a Colebrook-White form, and let to determine the absolute roughness in this kind of tunnels geometries; even when it is applied to the composite roughness. In addition, it was reviewed other

Table 16. Calculus of acrylic-sandpaper (Nikuradse criteria).

	Q (m ³ /s)	V (m/s)	K _{meas}	Knk	$\frac{ K_{mC,i} - K_{pred,i} }{K_{mC,i}}$	maxRE ⁺	maxRE ⁻	$(K_m - K_c)^2$	$(K_m - \bar{K}_m)^2$	$\left(\frac{K_m - K_c}{K_m} \right)^2$
0.0010	0.0170	1.077	0.000404	0.000462	0.144	-0.144	0.144	3.363E-09	1.629E-07	2.064E-02
	0.0190	1.203	0.000418	0.000470	0.126	-0.126	0.126	2.754E-09	1.743E-07	1.580E-02
	0.0200	1.267	0.000424	0.000474	0.118	-0.118	0.118	2.515E-09	1.797E-07	1.399E-02
	0.0220	1.393	0.000417	0.000463	0.111	-0.111	0.111	2.127E-09	1.741E-07	1.222E-02
	0.0230	1.457	0.000523	0.000567	0.085	-0.085	0.085	1.988E-09	2.734E-07	7.273E-03
0.0040	0.0180	1.140	0.000553	0.000608	0.100	-0.100	0.100	3.027E-09	3.056E-07	9.904E-03
	0.0200	1.267	0.000528	0.000579	0.095	-0.095	0.095	2.522E-09	2.791E-07	9.036E-03
	0.0210	1.330	0.000502	0.000550	0.096	-0.096	0.096	2.315E-09	2.524E-07	9.174E-03
	0.0220	1.393	0.000584	0.000631	0.080	-0.080	0.080	2.163E-09	3.416E-07	6.333E-03
	0.0240	1.520	0.000462	0.000505	0.093	-0.093	0.093	1.835E-09	2.138E-07	8.583E-03
0.0080	0.0180	1.140	0.000745	0.000800	0.075	-0.075	0.075	3.094E-09	5.548E-07	5.576E-03
	0.0200	1.267	0.000650	0.000701	0.078	-0.078	0.078	2.561E-09	4.224E-07	6.064E-03
	0.0210	1.330	0.000763	0.000812	0.065	-0.065	0.065	2.424E-09	5.817E-07	4.167E-03
	0.0230	1.457	0.000836	0.000882	0.055	-0.055	0.055	2.150E-09	6.983E-07	3.078E-03
	0.0240	1.520	0.000784	0.000828	0.057	-0.057	0.057	1.981E-09	6.145E-07	3.225E-03
Mean			0.000573	0.000622	0.092	-0.055	0.144			
Θ									0.99647	
Δ _{SD}										0.009004

Table 17. Calculus of acrylic-sandpaper (Haland criteria).

S	Q (m³/s)	V (m/s)	Kmeas	Khal	$\frac{ K_{mC,i} - K_{pred,i} }{K_{mC,i}}$	maxRE ⁺	maxRE ⁻	$(K_m - K_c)^2$	$(K_m - \bar{K}_m)^2$	$\left(\frac{K_m - K_c}{K_m}\right)^2$
0.0010	0.0170	1.077	0.000404	0.000391	0.03230	0.03230	-0.03230	1.700E-10	1.629E-07	2.074E-02
	0.0190	1.203	0.000418	0.000403	0.03388	0.03388	-0.03388	2.001E-10	1.743E-07	1.148E-03
	0.0200	1.267	0.000424	0.000409	0.03452	0.03452	-0.03452	2.142E-10	1.797E-07	1.192E-03
	0.0220	1.393	0.000417	0.000403	0.03527	0.03527	-0.03527	2.167E-10	1.741E-07	1.244E-03
	0.0230	1.457	0.000523	0.000504	0.03700	0.03700	-0.03700	3.743E-10	2.734E-07	1.369E-03
0.0040	0.0180	1.140	0.000553	0.000533	0.03561	0.03561	-0.03561	3.876E-10	3.056E-07	1.268E-03
	0.0200	1.267	0.000528	0.000509	0.03611	0.03611	-0.03611	3.639E-10	2.791E-07	1.304E-03
	0.0210	1.330	0.000502	0.000484	0.03617	0.03617	-0.03617	3.302E-10	2.524E-07	1.308E-03
	0.0220	1.393	0.000584	0.000563	0.03717	0.03717	-0.03717	4.719E-10	3.416E-07	1.382E-03
	0.0240	1.520	0.000462	0.000445	0.03668	0.03668	-0.03668	2.877E-10	2.138E-07	1.345E-03
0.0080	0.0180	1.140	0.000745	0.000717	0.03684	0.03684	-0.03684	7.529E-10	5.548E-07	1.357E-03
	0.0200	1.267	0.000650	0.000626	0.03699	0.03699	-0.03699	5.780E-10	4.224E-07	1.369E-03
	0.0210	1.330	0.000763	0.000734	0.03755	0.03755	-0.03755	8.203E-10	5.817E-07	1.410E-03
	0.0230	1.457	0.000836	0.000804	0.03793	0.03793	-0.03793	1.005E-09	6.983E-07	1.439E-03
	0.0240	1.520	0.000784	0.000754	0.03807	0.03807	-0.03807	8.906E-10	6.145E-07	1.449E-03
Mean			0.000573	0.000552	0.03614	0.03807	-0.03230			
Θ									0.999324	
Δ _{SD}										0.00262

Table 18. Calculus of acrylic-sandpaper (Churchill criteria).

S	Q (m³/s)	V (m/s)	Kmeas	Kchur	$\frac{ K_{mC,i} - K_{pred,i} }{K_{mC,i}}$	maxRE ⁺	maxRE ⁻	$(K_m - K_c)^2$	$(K_m - \bar{K}_m)^2$	$\left(\frac{K_m - K_c}{K_m}\right)^2$
0.0010	0.0170	1.077	0.000404	0.000408	0.01181	-0.01181	0.01181	2.272E-11	1.629E-07	1.395E-04
	0.0190	1.203	0.000418	0.000422	0.01032	-0.01032	0.01032	1.857E-11	1.743E-07	1.065E-04
	0.0200	1.267	0.000424	0.000428	0.00976	-0.00976	0.00976	1.712E-11	1.797E-07	9.526E-05
	0.0220	1.393	0.000417	0.000421	0.00918	-0.00918	0.00918	1.468E-11	1.741E-07	8.430E-05
	0.0230	1.457	0.000523	0.000526	0.00526	-0.00526	0.00526	7.565E-12	2.734E-07	2.767E-05
0.0040	0.0180	1.140	0.000553	0.000559	0.01185	-0.01185	0.01185	4.289E-11	3.056E-07	1.403E-04
	0.0200	1.267	0.000528	0.000533	0.00978	-0.00978	0.00978	2.667E-11	2.791E-07	9.556E-05
	0.0210	1.330	0.000502	0.000507	0.01009	-0.01009	0.01009	2.570E-11	2.524E-07	1.019E-04
	0.0220	1.393	0.000584	0.000589	0.00735	-0.00735	0.00735	1.845E-11	3.416E-07	5.402E-05
	0.0240	1.520	0.000462	0.000466	0.00857	-0.00857	0.00857	1.569E-11	2.138E-07	7.339E-05
0.0080	0.0180	1.140	0.000745	0.000750	0.00674	-0.00674	0.00674	2.518E-11	5.548E-07	4.538E-05
	0.0200	1.267	0.000650	0.000655	0.00712	-0.00712	0.00712	2.144E-11	4.224E-07	5.076E-05
	0.0210	1.330	0.000763	0.000768	0.00646	-0.00646	0.00646	2.428E-11	5.817E-07	4.175E-05
	0.0230	1.457	0.000836	0.000841	0.00622	-0.00622	0.00622	2.699E-11	6.983E-07	3.864E-05
	0.0240	1.520	0.000784	0.000789	0.00635	-0.00635	0.00635	2.479E-11	6.145E-07	4.034E-05
Mean			0.000573	0.00054139	0.00846	-0.00526	0.01185			
Θ									0.9999682	
Δ _{SD}										7.5682E-05

Table 19. Calculus of acrylic-sandpaper (Swamee criteria).

S	Q (m³/s)	V (m/s)	Kmeas	Kswam	$\frac{ K_{mC,i} - K_{pred,i} }{K_{mC,i}}$	maxRE ⁺	maxRE ⁻	$(K_m - K_c)^2$	$(K_m - \bar{K}_m)^2$	$\left(\frac{K_m - K_c}{K_m}\right)^2$
0.0010	0.0170	1.077	0.000404	0.000366	0.0936	0.0936	-0.0936	1.426E-09	2.864E-08	8.75E-03
	0.0190	1.203	0.000418	0.000383	0.0818	0.0818	-0.0818	1.168E-09	2.412E-08	6.70E-03
	0.0200	1.267	0.000424	0.000391	0.0769	0.0769	-0.0769	1.063E-09	2.217E-08	5.92E-03
	0.0220	1.393	0.000417	0.000389	0.0669	0.0669	-0.0669	7.796E-10	2.419E-08	4.48E-03
0.0040	0.0230	1.457	0.000523	0.000492	0.0582	0.0582	-0.0582	9.255E-10	2.498E-09	3.39E-03
	0.0180	1.140	0.000553	0.000518	0.0631	0.0631	-0.0631	1.217E-09	4.004E-10	3.98E-03
	0.0200	1.267	0.000528	0.000496	0.0616	0.0616	-0.0616	1.059E-09	1.983E-09	3.80E-03
	0.0210	1.330	0.000502	0.000471	0.0619	0.0619	-0.0619	9.667E-10	4.968E-09	3.83E-03
0.0080	0.0220	1.393	0.000584	0.000555	0.0506	0.0506	-0.0506	8.759E-10	1.343E-10	2.56E-03
	0.0240	1.520	0.000462	0.000434	0.0609	0.0609	-0.0609	7.932E-10	1.219E-08	3.71E-03
	0.0180	1.140	0.000745	0.000709	0.0480	0.0480	-0.0480	1.277E-09	2.960E-08	2.30E-03
	0.0200	1.267	0.000650	0.000618	0.0498	0.0498	-0.0498	1.048E-09	5.940E-09	2.48E-03
Mean	0.0210	1.330	0.000763	0.000732	0.0400	0.0400	-0.0400	9.314E-10	3.604E-08	1.60E-03
	0.0230	1.457	0.000836	0.000808	0.0329	0.0329	-0.0329	7.540E-10	6.907E-08	1.08E-03
	0.0240	1.520	0.000784	0.000757	0.0337	0.0337	-0.0337	6.984E-10	4.454E-08	1.14E-03
			0.000573	0.0005414	0.0587	0.0936	-0.0329			
Θ									0.975248717	
Δ _{SD}										0.003714213

Table 20. Summary of statistical analysis.

Nikuradse			Haland			Churchill			Swamee		
Θ	Δ _{SD}	Δ _{m,i}	Θ	Δ _{SD}	Δ _{m,i}	Θ	Δ _{SD}	Δ _{m,i}	Θ	Δ _{SD}	Δ _{m,i}
0.99647	0.0090	-0.08551	0.99932	0.00262	-0.03665	0.99997	7.5682E-05	0.05515	0.9752487	0.003714	0.05517

equations like Nikuradse, Haland, Churchill and Swamee.

Elfman's (1993) and Marengo-Mogollón (2005) theoretical analysis was reviewed and was proposed two Scenario's analysis. They were compare with models measurements and they were validate. When comparing the results obtained from simple equations with those determined from the experiments their validity is demonstrated to calculate coefficients λ_b , λ_w and K_w , (Scenario I), and λ_b , λ_w , λ_c , and $K_{mC,i}$ in Scenario II. The theoretical development is quite acceptable.

Theoretical model can be applied in model development with this kind of analysis.

In future research, will be possible to analyze the hydraulic behavior in tunnels having other geometries (horseshoe and circular cross sections with composite roughness), so as to be able to define the behavior of the tunnels when functioning as open channels.

It will be possible to validate the equations proposed for the composite roughness with their respective geometries, and to investigate the behavior of the equal-velocity curves with tunnels operating as full pipes.

It should be made special mention in order to measure in prototype tunnels and compare with the results obtained in hydraulic models.

With respect to the statistical analysis, standard deviation (Δ_{SD}), correlation ratio (Θ), and maximal relative errors ($\max RE^+$), are quite low. The minimum values of standard deviation $\Delta_{SD} = 7.58 \times 10^5$ belongs to Churchill criteria besides the best correlation ratio $\Theta = 0.9999682$. The maximal relative error belongs to Swamee $\max RE^+ = 0.0936$ and the maximum negative error belongs to the Nikuradse criteria $\max RE^- = 0.144$.

The minimum difference in the mean value $\Delta_m = \frac{K_{mC,i} - K_{pred,i}}{K_{meas}}$ is for Haland criteria (-0.03665) although the obtained for Churchill (0.05517) and Swamee (0.05515) are very similar.

Under this analysis it is possible to say that the best theoretical criteria in order to obtain an accurate behavior is with Churchill criteria that offers the best correlation ratio, followed by Haland, Nikuradse and Swamee.

If it is selected standard, division also is Churchill criteria. If mean criteria is selected, Haland gives the best approximation.

The results obtained with Haland criteria are very good also.

Notation

A = cross sectional area.
 a = height of triangle defining the area of influence of the floor material in tunnels with composite roughness.
 A_w and A_v = areas of influence of the material for the floor slab and for walls and vault, respectively.
 d = depth of water at tunnel entrance.
 D = pipe diameter.
 d/D = ratio between inlet hydraulic head with respect to the tunnel equivalent diameter.
 D_e = equivalent diameter to the circular cross section.
 f = Marchi's shape factor.
 F = total shear force.
 F_b and F_w = shear forces at floor, and at walls and vault, respectively.
 g = acceleration of gravity.
 h = lost of energy.

K = absolute roughness of the material of the circular conduit.
 K_b and K_w = roughness coefficient at floor and at walls and vault, respectively, in a tunnel with composite roughness.
 K_n = conversion factor of units for Manning's formula.
 K_s = equivalent absolute roughness of the material for non-circular conduits.
 l = length of the section.
 L_e = scale of lines.
 LP = area of section under study.
 n_e = scale of roughness.
 P = perimeter.
 Q = flow rate.
 Q_e = scale of flow rates.
 Re = Reynolds' number.
 Rh = hydraulic radius.
 R_R = Reynolds' number calculated with the hydraulic radius.
 S = hydraulic gradient.
 S_1 and S_2 = slopes of tunnels.
 V = mean velocity.
 V_b and V_w = mean values at floor, walls and vault.
 V_e = scale of velocities.
 V_{max} = maximum flow velocity.
 V_{real} = real velocity registered with a Prndtl-Pitot tube.
 ρ = density of fluid.
 Δ = increment as a percentage.
 ν = kinematic viscosity of water.
 τ = shear stress at the wall.
 λ, n, C = coefficients of resistance to flow by Darcy-Weisbach, Manning and Chezy, respectively.
 τ_b and τ_w = shear stresses at perimeter of floor slab and at perimeter of walls and vault, respectively.
 λ_b and λ_w = coefficients of resistance to flow at floor, and at walls and vault, respectively.
 λ_c = coefficient of resistance calculated with programs developed by Marengo-Mogollón.
 Δh_b and Δh_w = hydraulic head losses at floor and at walls and vault, respectively.
 λ_m = average coefficient of resistance.

Annex I. Roughness criteria for vault section.

Table I. Values of the dimensionless coefficient λ and absolute roughness to estimate head losses in pressurized conduits.

Author	Value of λ	Value of K	Eq.
Nikuradse (1933)	$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 2 \log \frac{3.71D}{K} \text{ Pipes}$ $\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 1.74 + 2 \log \frac{2A}{KP} \text{ Other shape}$	I.1	$K = \frac{2A/P}{10^{1/2(\lambda^{-1/2}-1.74)}}$ I.11.11.11 A.1
Haaland (1983) (Franzini & Finnemore, 1999)	$\lambda = \frac{1}{\left[-1.8 \log \left(\frac{2K}{14.83b} \right)^{1.11} + \frac{6.90}{\left(\frac{2Vb}{v} \right)} \right]^2}$	$K = \left(\frac{14.83b}{2} \right) \left[\left(10^{-0.5555\sqrt{\lambda}} - \frac{6.90}{\left(\frac{2Vb}{v} \right)} \right)^{0.9009} \right]^2$	A.2
Churchill-Barr (Bombardelli & García, 2003)	$\lambda = \frac{1}{4 \left[-\log \frac{2K}{14.83b} + \frac{5.76}{4 \left(\frac{2Vb}{v} \right)^{0.9}} \right]^2}$	$K = \left(\frac{14.83b}{2} \right) \left[10^{-1/2\sqrt{\lambda}} - \frac{5.76}{4 \left(\frac{2Vb}{v} \right)^{0.9}} \right]$	A.3
Swamee-Jain (1976) (Bombardelli & García, 2003)	$\lambda = \frac{0.25}{\left(-\log \frac{2K}{14.83b} + \frac{5.76}{\left(\frac{2Vb}{v} \right)^{0.9}} \right)^2}$	$K = \left(\frac{14.83b}{2} \right) \left(10^{-1/2\sqrt{\lambda}} - \frac{5.76}{\left(\frac{2Vb}{v} \right)^{0.9}} \right)$	A.4
Colebrook (Franzini & Finnemore, 1999)	$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left(\frac{2K_c}{14.83b} + \frac{2.52}{2Vb\sqrt{\lambda}} \right)$	$K = \left(\frac{14.83b}{2} \right) \left(10^{-1/2\sqrt{\lambda}} - \frac{2.52}{2Vb\sqrt{\lambda}} \right)$	A.5
Junke Guo-Pierre & Julien (IAHR, 2004)	$\lambda = \frac{0.3164}{R_e^{1/4}} \left(1 + \frac{R_e}{4.31 \times 10^5} \right)^{1/8}$		A.6

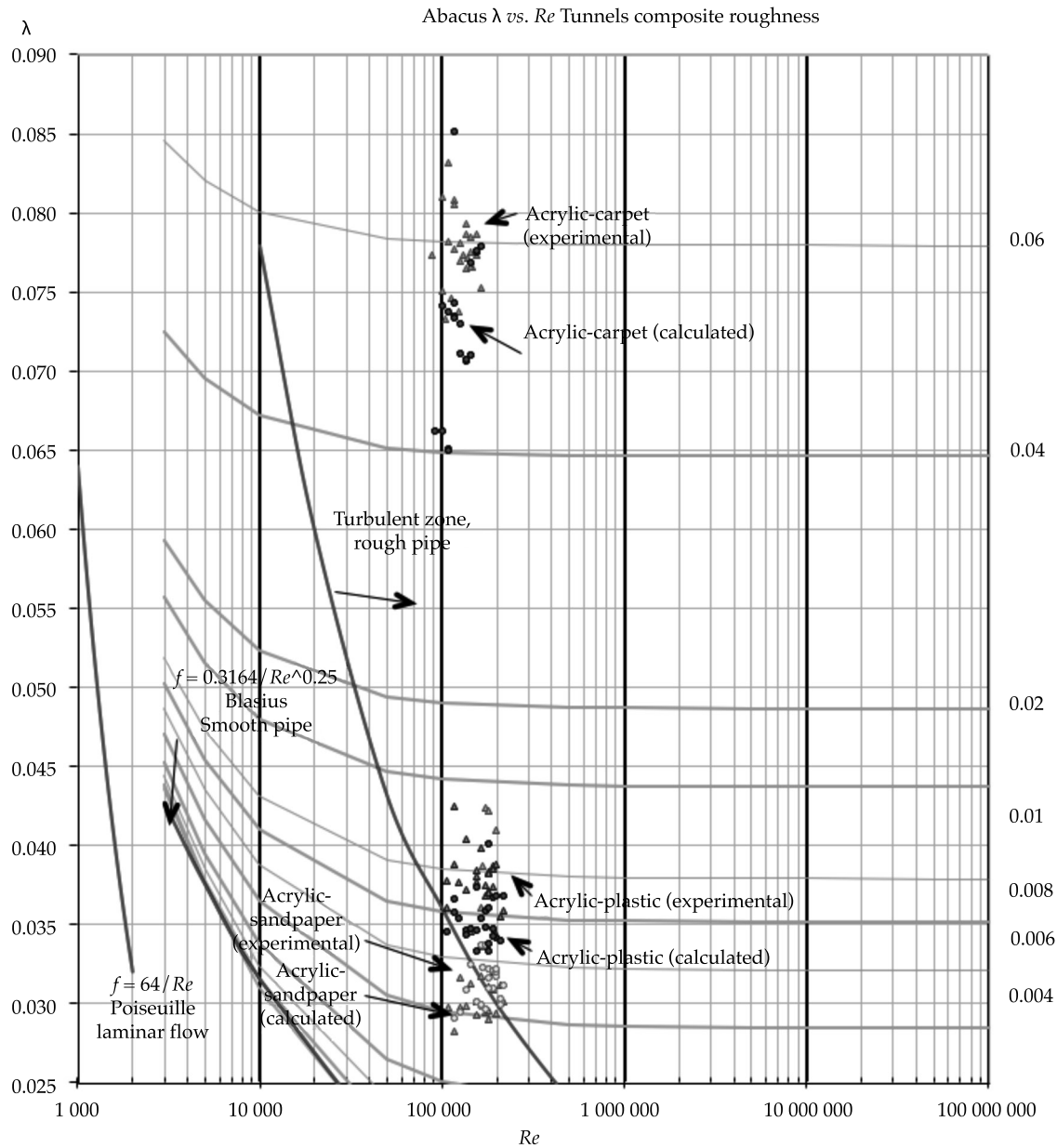


Figure 5. Abacus of λ vs. Re curves for all tunnels with uniform and composite roughness.

References

- Bombardelli, F. A. & García, H. M. (November, 2003). Hydraulic Design of Large-Diameter Pipes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(11).
- Churchill, S. W. (1973). Empirical Expressions for the Shear in Turbulent Flow in Commercial Pipe. *AIChE Journal*, 19(2), 375-376.
- Colebrook, C. F. (1939). Turbulent Flow in Pipes, with Particular Reference to the Transition Region between the Smooth and Rough Pipe Laws. *Journal of the Institution of Civil Engineers*, 11(4), 133-156.
- Elfman, S. (1993). Hydropower Tunnels: Estimation of Head Losses. Hässelby, Sweden. *Dam Engineering*, Malltesholmsvägen, 147(S-165_62), V(4).
- Franzini, J. B., & Finnemore, E. J. (1999). *Mecánica de fluidos con aplicaciones en ingeniería*, 9ª ed. España: McGraw Hill / Interamericana de España, SAU.
- Haaland, S. E. (1983). Simple and Explicit Formulas for the Friction Factor in Turbulent Pipe Flow. Transactions of the ASME. *Journal of Fluids Engineering*, 105(1), 89-90.
- Leopardi, M. (2005). On Roughness Similarity of Hydraulic Models. *Journal of Hydraulic Research*, 42(3), 239-245.
- Marengo-Mogollón, H. (2005). *Cálculo hidráulico de túneles de conducción en sección baúl considerando rugosidades compuestas*. México, DF: Fundación ICA.
- Marengo-Mogollón, H. (November, 2006). Case Study: Dam Safety during Construction, Lessons of the Overtopping Diversion Works at Aguamilpa Dam. *Journal of Hydraulic Engineering of the ASCE*, 132(11).
- Nikuradse, J. (1933). *Strömungsgesetze in Rauhen Röhren*. Berlin: VDI-Verlag.
- Swamee, P. K., & Jain A. K. (1976). Explicit Equations for Pipe-Flow Problems. *Journal of the Hydraulics Division*, 102(5), 657-664.
- Yen, CH. B. (2002). Open Channel Flow Resistance. *Journal of Hydraulic Engineering*. ASCE.

Authors' institutional address

Dr. Humberto Marengo Mogollón

Investigador
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Instituto de Ingeniería
Edificio T, Edificio de Posgrado e Investigación
Avenida Universidad 3000, Ciudad Universitaria
04510 Ciudad de México, MÉXICO
Telephone: +52 (55) 5622 0873
hmarengom@gmail.com

Dr. Álvaro Aldama Rodríguez

Consultor independiente
alvaro.aldama@gmail.com

M.I. Ignacio Romero Castro

Comisión Federal de Electricidad
Río Mississippi 71, Col. Cuauhtémoc
06600 Ciudad de México, MÉXICO
Telephone: +52 (55) 5229 4400, ext. 61149
ignacio.romero02@cfe.gob.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Cuantificación microlisimétrica del consumo de agua residual tratada en la nochebuena (*Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch)

• Pedro Pacheco-Hernández* •

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

*Autor para correspondencia

• Víctor López-Martínez • María Andrade-Rodríguez • Iran Alia-Tejagal •

• Manuel de Jesús Sainz-Aispuro • Oscar Gabriel Villegas-Torres •

Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México

• Ramón Arteaga-Ramírez • Mario Alberto Vázquez-Peña •

Universidad Autónoma Chapingo, México

Resumen

Pacheco-Hernández, P., López-Martínez, V., Andrade-Rodríguez, M., Alia-Tejagal, I., Sainz-Aispuro, M., Villegas-Torres, O., Arteaga-Ramírez, R., & Vázquez-Peña, M. (noviembre-diciembre, 2016). Cuantificación microlisimétrica del consumo de agua residual tratada en la nochebuena (*Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 179-186.

En un cultivo de nochebuena en un invernadero instrumentado en Jiutepec, Morelos, se midió el consumo de agua residual tratada (ART) con microlisímetros de succión de macetas de polietileno de 15 cm de diámetro con sustratos de granulometría similar N, V y A, donde N = tierra de hoja / tezontle / fibra de coco en proporción 60:20:20; V = tierra de hoja / tezontle / agrolita / fibra de coco (86:7:3.5:3.5); A = fibra de coco / tierra de hoja / agrolita (40:40:20), y el consumo de agua mediante microlisímetros de balance con sustrato N (BN); 11 de 22 variables presentaron diferencia significativa; BN tiene los valores más altos y V los menores; N es igual a A, para todas las variables analizadas. Las brácteas tienen diferencias en área, peso fresco y peso seco, sin diferencias en color L^* , C^* y h ; las hojas no tienen diferencias en área ni en contenido de clorofila, y sí tienen en peso fresco y seco. Peso fresco y seco de raíz sin diferencias significativas. El sustrato A presentó mejores resultados agronómicos que N y V. El consumo de ART de la nochebuena puede ser afectado por tipo de planta y método de riego. En las semanas después del trasplante 2 (posterior al pinchado), 8, 9 y 10 (inicio de pigmentación) existen diferencias entre tratamiento y coincide con un periodo de disminución del consumo de ART. El microlisímetro de succión es una herramienta para cuantificar el consumo de ART en nochebuena.

Palabras clave: riego por succión, cápsula porosa, demanda hídrica, agricultura protegida.

Abstract

Pacheco-Hernández, P., López-Martínez, V., Andrade-Rodríguez, M., Alia-Tejagal, I., Sainz-Aispuro, M., Villegas-Torres, O., Arteaga-Ramírez, R., & Vázquez-Peña, M. (November-December, 2016). Treated Waste Water Consumption Microlysimetric Quantification in Poinsettia (*Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch). *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(6), 179-186.

In an instrumented greenhouse a poinsettia culture was implemented in Jiutepec, Morelos, consumption of treated wastewater (ART) were measured with suction microlysimeters polyethylene pots 15 cm in diameter with similar granulometry substrates N, V and A, where N = plant leaf-litter/tezontle/coconut fiber in proportion 60:20:20, V = plant leaf-litter/tezontle/agrolita/coconut fiber (86:7:3.5:3.5) A = coconut fiber/plant leaf-litter/agrolita (40:40:20) and water consumption through microlysimeters balance with substrate N (BN) were measured, too; 11 of 22 variables had significant differences. BN has the highest values and V the lowest ones. N is equal to A, for all variables. The bracts have differences in area, fresh weight and dry weight, without differences in L^* , C^* and h . The leaves have no differences in area neither chlorophyll content, and they have differences in fresh and dry weight. Fresh and dry root weight without significant differences. The A substrate showed better agronomic results than N and V substrates. ART consumption of poinsettia can be affected by plant type and irrigation method. In the week after transplantation 2 (after punch), 8, 9 and 10 (start of pigmentation) there are differences between treatments and coincides with an ART decreased consumption period. The suction microlysimetric is a tool to quantify the consumption of ART on poinsettia.

Keywords: Suction irrigation, porous capsule, water demand, protected agriculture.

Recibido: 11/02/2016
Aceptado: 06/07/2016

Introducción

Los métodos más precisos y caros para cuantificar el consumo de agua por las plantas o evapotranspiración real (*E_{Tr}*) son los lisímetros de pesada o de balance, el método de la relación de Bowen o el método de la correlación turbulenta; un método intermedio y ampliamente aceptado es el de Penman Monteith, a partir de datos agrometeorológicos. La microlisimetría o minilimetría ha sido desarrollada para estudios de flujo de solutos, de evaporación del agua a suelo desnudo.

Un lisímetro es un contenedor de un diámetro mayor a los 110 cm y una profundidad superior a los 130 cm (Dos Santos, 2006); un microlisímetro o minilímetro tiene diámetros menores a 100 cm y una profundidad que no excede los 70 cm (Bremer, 2003).

Vargas, Peña, García, Roble De La y Álvarez (2010) hacen una extensa revisión del riego por succión con cápsulas porosas, y Espinosa (1992) desarrolla una metodología para construir tensiómetros de mercurio a partir de cápsulas con una geometría similar a los tensiómetros con manómetro contruidos en Estados Unidos. Por otro lado, Neuzo, De Madeiras, Levien y De Oliviera (2006), en una evaluación de cápsulas cerámicas e instrumentos de medida de tensión usados en tensiómetros, concluyen que la procedencia de las cápsulas no afecta los valores de tensión en los tensiómetros. Con base en esta revisión, Pacheco-Hernández et al. (2014) elaboraron microlisímetros de succión con cápsulas porosas para cuantificar el consumo de agua de pozo en nochebuena, resultando en un promedio de 150 ml día⁻¹.

En relación con el consumo de agua esperado por la nochebuena, Cabrera (2006) reporta que se aplican con bastón y cebolla cada tercer día aproximadamente de 240 a 250 ml de agua por maceta. Alia-Tejacal et al. (2011), en un experimento de nochebuena "Freedom red" fertirrigaba las macetas de 15 cm de diámetro aplicando de 100 a 300 ml cada tercer día, es decir, en promedio 5 ml hora⁻¹. Esto es, existe una respuesta de la planta de nochebuena al

consumo de agua y su manejo de acuerdo con el método de riego utilizado (Dole, Cole, & Broembsen, 1994; Morvant, Dole, & Cole, 1998); siendo el agua un recurso cada vez más escaso, es necesario su uso óptimo.

Sólo el área metropolitana de la Ciudad de México genera hasta 56 m³s⁻¹ de aguas residuales. Aunque es indispensable su tratamiento antes de su reúso para el riego (Ontiveros-Capurata, Diakite-Diakite, Alvarez-Sanchez, & Coras-Merino, 2013), una alternativa al riego con agua limpia es con agua residual tratada (ART), lo cual se viene realizando cada vez más en algunos campos de golf, de gramíneas y hasta de hortalizas, con mínimos efectos en la calidad y sanidad de los productos; sin embargo, el consumidor tiene una reacción psicológica de rechazo al producto, aun sabiendo que es inocuo, al saber que se produjo con ART; por lo que su uso más natural es en plantas ornamentales. Incluso Gori, Lubello, Ferrini y Nicese (2004) reportan que las plantas regadas con ART mostraron mejores desarrollos que aquellas regadas con agua potable.

El uso de ART en ornamentales se ha documentado en tiempos recientes; Fox, Grose, Appleton y Donohue (2005), y Gori, Lubello, Ferrini, Nicese y Coppini (2008) reportan crecimiento satisfactorio de ornamentales en sustratos, sin dejar de mencionar los riesgos de los altos contenido de iones tóxicos, como cloro y sodio. En el caso de nochebuena, no se encuentran reportes de uso de ART, por lo que es necesario generar conocimiento sobre sus requerimientos de riego con ART.

El productor de nochebuena en Morelos utiliza sustratos con materiales como tierra de hoja o pino (hojarasca u ocochal, respectivamente), tezontle, tepojal, agrolita, *peat moss*, fibra de coco, composta, etcétera, mezclados en distintas proporciones, por su fácil obtención y éxito en el uso (Cabrera, 2006). La más común es la mezcla de tierra de hoja / tezontle / fibra de coco, en proporción 60:20:20. Pineda et al. (2008), al evaluar diferentes sustratos en el cultivo de nochebuena "Supjibi red", el tezontle, al 100%, registró la mayor altura, diámetro, número de

hojas y ciatios, área foliar mayor y de brácteas, en comparación con mezclas de sustratos que se componían de tierra de hoja, tezontle, turba y agrolita.

El objetivo fue utilizar microlisímetros, operando con los principios del riego por succión, aplicado a la nochebuena en contenedor en los tres sustratos más comunes, para obtener sus requerimientos de ART bajo condiciones de invernadero, en comparación con un microlisímetro de balance con agua de pozo, en Jiutepec, Morelos, México.

Materiales y métodos

El experimento se efectuó en un invernadero del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), ubicado en Jiutepec, Morelos, México, localizado a 18° 52.73' de latitud norte y 99° 9.6' de longitud oeste, y a 1 352 msnm de elevación, con clima cálido húmedo con lluvias en verano de menor humedad $A(W_0)$. El invernadero tiene 126 m² y cuenta con una estructura de metal y ventilación forzada en una sola nave, y cubierta plástica de polietileno de transmisibilidad de 46.8%.

Se realizó el manejo del cultivo de acuerdo con el paquete tecnológico local de la nochebuena y reportado por Cabrera (2006), en la variedad "Freedom red", en maceta de polietileno de 15 cm de diámetro.

Se hizo un seguimiento al volumen de agua consumido del 20 de agosto al 18 de noviembre de 2012 y por destrucción de cuatro plantas. Al final del experimento, al momento de llegar al punto comercial o de venta de la planta, se midieron las variables altura y diámetro de la planta; diámetro del tallo; índice de área foliar; materia fresca y seca; diámetro de ciatios; color (luminosidad, cromaticidad y matiz) de bráctea; concentración de clorofila (unidades SPAD) con medidor Minolta SPAD 502; firmeza del tallo mediante perforación a 3 mm con puntal cónico de texturómetro Chatillon ®; peso fresco y seco de órganos en balanza de 0.001 g de sensibilidad.

Sustratos

Se utilizaron los sustratos que mejores resultados han dado en el estado de Morelos para la nochebuena en maceta de 15 cm, siendo llamados N , V y A , donde N = tierra de hoja / tezontle / fibra de coco en proporción 60:20:20; V = tierra de hoja cernida / tezontle / agrolita / fibra de coco (86:7:3.5:3.5); A = fibra de coco / tierra de hoja / agrolita (40:40:20).

Microlisímetro de succión

Se fabricaron cápsulas cerámicas. De acuerdo con Espinoza (1992), se revisó su funcionamiento y se seleccionaron aquellas con una conductividad hidráulica con gastos de 4 a 12 ml h⁻¹, bajo una carga hidráulica de 40 cm, para asegurar el mínimo de 5 ml h⁻¹; se unió con pegamento amarillo la cápsula porosa a la manguera; se llenó de ART, revisando que no existiera aire atrapado, y se sumergió el otro extremo de la manguera en el recipiente graduado lleno con ART, donde se registró el consumo diario de agua (E_{Tr}). La cápsula se introdujo completamente en la zona radicular del sustrato de la maceta del microlisímetro, adicionando poliacrilato de potasio hidratado, para favorecer la continuidad del poro en la matriz de sustrato circundante (Pacheco et al., 2014).

Microlisímetro de balance

En un contenedor sobre un elevador se colocaron las macetas a la misma altura que el microlisímetro de succión y tres veces por semana se suministró un volumen fijo de agua de agua de pozo (I_{rr}), midiendo el agua drenada (PP). Por balance se obtuvo el consumo (ml) en el periodo, lo que equivale a la evapotranspiración real (E_{Tr}) dentro del invernadero. Suponiendo que la percolación profunda neta en el intervalo es despreciable y considerando que la precipitación dentro del invernadero es nula, E_{Tr} es:

$$E_{Tr} = E_{Tc} = I_{rr} - PP \quad (1)$$

Se puede obtener la ET_r en mm diarios si se considera el diámetro de sombreado de la planta de nochebuena en la etapa adulta (promedio de 0.46 m), para obtener el área del cultivo que divide al volumen medido.

Diseño experimental

El diseño experimental fue completamente al azar en ocho repeticiones con los siguientes tratamientos: *A*, microlisímetro de succión de ART con sustrato *A*; *V*, microlisímetro de succión de ART con sustrato *V*; *N*, microlisímetro de succión de ART con sustrato *N*; y *BN*, microlisímetro de balance con agua de pozo con sustrato *N*. La unidad experimental o microlisímetro es una maceta de nochebuena. Se realizó una comparación de medias con Tukey, haciendo uso del *software SAS* tanto para las variables agronómicas como para las de consumo de agua.

Resultados y discusión

La nochebuena mostró un buen desarrollo de la planta (cuadro 1), en relación con investigaciones similares para la misma variedad "Freedom Red" y variables. Por ejemplo, Osuna-Canizalez, Moreno-López, García-Pérez, Ramírez-Rojas y Canul-Ku (2012) reportaron una altura de planta media de 36.69 cm y color L^* , C^* y h de 32.36, 54.93, y 24.89, respectivamente. Alia-Tejacal *et al.* (2011) reportaron un diámetro de flor medio de 22.7 cm, diámetro y altura de planta de 33.6 y 24.8 cm, respectivamente, SPAD de 58.9 y color L , C y h de 29.3, 48.8 y 24.5, respectivamente, lo que sustenta el aspecto agronómico. El cuadro 1 muestra que de 22 variables comparadas, en 11 variables hubo diferencia significativa, resaltando que el tratamiento *BN* tiene los valores más altos y el tratamiento *V* tiene los menores valores, producto del método de riego por succión en el tratamiento *V*, que en la máxima demanda instantánea; la cápsula en la matriz de sustrato con alta proporción de tierra de hoja no pudo suministrar el agua requerida por la planta, en comparación con el agua almacenada

en el contenedor con el sustrato *N* y riego en exceso para balance (*BN*).

En las brácteas y hojas, las diferencias en el área se mantienen en su peso fresco y su peso seco, resaltando que no existen diferencias en color L^* , C^* y h , sin diferencias en el contenido de clorofila SPAD, altura de planta, diámetro de flor ni en diámetro, firmeza y peso seco del tallo; es decir, estas variables agronómicas no son afectadas por el uso de ART, en comparación con agua limpia (*BN*), ni el empleo de los sustrato del tipo *N*, *V* o *A* en el ART con riego por succión, lo cual coincide con lo reportado en otras ornamentales por Fox *et al.* (2005), y Gori *et al.* (2008).

La flor presenta diferencias en su peso fresco y su peso seco. El peso fresco y seco de la raíz muestra diferencias significativas. Cuando se analiza por separado la influencia del sustrato con el uso del agua residual tratada, resulta que *A* (no tiene tezontle) tiene significativamente mayores valores que *N* y *V* en las variables área, peso fresco y seco de las hojas (foliar), y de las brácteas, mostrando un efecto benéfico de la alta proporción de la fibra de coco o una baja proporción de tierra de hoja en la mezcla del sustrato cuando se usa ART, contra lo reportado por Pineda *et al.* (2008), quienes al evaluar diferentes sustratos en el cultivo de nochebuena "Supjibi red" regada con agua limpia, el tezontle al 100% presentó mejores resultados. El resultado de *A* mejor o igual que *N* y *V* muestra que la alta proporción de fibra de coco es una alternativa de sustrato al uso de la tierra de hoja, cuya explotación está causando cada vez mayores problemas ambientales en las zonas boscosas.

El consumo de ART o evapotranspiración real en ml día^{-1} obtenidos a nivel semanal se muestra en el cuadro 2, donde se puede apreciar que de las 13 semanas después del trasplante (DDT) del ciclo de producción de la nochebuena, sólo en las semanas 2, 8, 9 y 10 DDT existen diferencias entre tratamientos y coincide con un periodo de disminución del consumo de ART, resaltando que en la semana 2, el mayor consumo se presenta en el tratamiento *A*, que tiene un alto contenido de fibra de coco, posiblemente

Cuadro 1. Variables agronómicas de la nochebuena al término del experimento.

Variable	Altura planta (cm)	Altura brote (cm)	Color brácteas			Clorofila (SPAD)	Diámetro flor (cm)	Diámetro tallo (cm)	Firmeza tallo (N)	Área foliar (cm ²)	Área bráctea (cm ²)
			L*	C*	h						
N	35.38 a	21.08 b	34.43 a	58.33 a	23.31 a	50.40 a	25.77 a	9.14 a	6.59 a	948.75 b	2 855.75 b
V	32.65 a	23.91 b	34.09 a	55.96 a	23.41 a	49.53 a	24.57 a	9.45 a	6.95 a	843.75 b	2 406.50 b
A	35.40 a	25.30 b	34.17 a	56.63 a	23.34 a	47.93 a	24.86 a	9.12 a	7.36 a	1 299.50 ab	3 642.25 ab
BN	41.05 a	30.73 a	32.43 a	55.30 a	40.37 a	53.38 a	24.16 a	8.67 a	7.53 a	1 746.00 a	4 579.50 a
DMS	10.31	5.19	2.46	6.56	35.93	12.13	3.69	1.29	2.00	467.20	1 436.70
CV	13.59	9.78	3.46	5.53	61.99	11.49	7.08	6.78	13.39	18.40	20.30
Variable	Peso, materia fresca (g)					Peso, materia seca (g)					Diámetro planta (cm)
	Tallo	Hoja	Bráctea	Raíz	Flor	Tallo	Hoja	Bráctea	Raíz	Flor	
N	34.80 b	33.75 b	64.98 b	35.18 a	21.90 ab	4.43 a	4.03 b	6.23 b	3.23 ab	1.10 ab	38.36 a
V	37.40 ab	30.05 b	53.28 b	41.58 a	20.78 b	4.65 a	3.40 b	5.38 b	3.98 ab	0.75 b	38.02 a
A	41.43 ab	38.68 ab	71.58 ab	35.70 a	23.03 ab	4.95 a	4.75 ab	7.38 ab	2.70 b	1.13 ab	46.81 a
BN	47.95 a	47.40 a	88.33 a	46.83 a	25.50 a	5.78 a	5.90 a	9.33 a	5.43 a	1.43 a	46.13 a
DMS	10.71	10.84	23.08	17.37	4.20	1.90	1.85	2.47	2.60	0.49	9.46
CV	12.62	13.78	15.81	20.78	8.78	18.29	19.46	16.62	32.32	21.08	10.65

Tratamientos de succión en los sustratos: N = tierra de hoja/tezontle/fibra de coco en proporción 60:20:20; V = tierra de hoja cernida/tezontle/agrolita/fibra de coco (86:7:3.5:3.5); A = fibra de coco/tierra de hoja/agrolita (40:40:20); BN = balance con sustrato; NL* = luminosidad; 0 = negro; 100 = blanco; C* = cromaticidad, pureza del color; 0 = gris; H* = ángulo matiz; 0° = rojo; 90° = amarillo; 180° = verde; 270° = azul; 360° = rojo; DMS = diferencia mínima significativa; CV = coeficiente de variación. Medias con la misma letra dentro de columnas son iguales estadísticamente de acuerdo con la prueba de Tukey a una $P \leq 0.05$.

por un aumento de las fuerzas de capilares, que proporcionan una mayor retención de agua en la matriz del microlisímetro de succión (Burés, 1997); en el resto de las semanas, numéricamente A presenta mayor consumo que N y V, posiblemente a su significativa mayor área y peso de hojas y brácteas, y en general toda la fenología (tipo) de la planta (cuadro 1); pero el microlisímetro de balance BN en las semanas 8 a 10 reporta el mayor consumo y en la semana 2 el menor, por lo que, bajo el supuesto de que se compensan estas diferencias en el ciclo de cultivo, el microlisímetro de succión es una herramienta confiable para cuantificar el consumo de ART en la nochebuena.

Por el proceso de riego por succión de la microlisimetría, que implica una alta eficiencia en el riego (Albanil, 1991), y el riego cada tercer día del BN, se asume una eficiencia de riego teórica de 100%. Una aplicación de estos resultados para riego por goteo, con una eficiencia

teórica de 95%, resultaría que el consumo se programaría con 76 ml día⁻¹ en la semana 1 y 112 ml día⁻¹ en la semana 9, y en riego con bastón, con una eficiencia esperada de 70%, los consumos serían de 103 ml día⁻¹ en la semana 1 y 152 ml día⁻¹ en la semana 9, coincidiendo con Alia-Tejacal *et al.* (2011), quienes suministraron de 50 a 150 ml día⁻¹, y Cabrera (2006), que reporta de 120 a 125 ml día⁻¹ en promedio durante el desarrollo de la nochebuena. Los altos valores numéricos en general y estadísticos en las semanas DDT 8, 9 y 10 del BN se deben a que los microlisímetros de succión minimizan la evaporación sobre la superficie del sustrato, por estar el emisor poroso en el centro de la matriz de sustrato de la maceta, lo que aumenta su eficiencia de riego (Albanil, 1991); así, la aplicación inmediata de este método microlisimétrico de succión para el consumo de agua en nochebuena es en sistemas de riego, como el goteo con aplicación puntual.

Cuadro 2. Evapotranspiración real diaria semanal de la nochebuena "Freedom red" en maceta de 15 cm de diámetro bajo invernadero.

ml día ⁻¹	Semana después del trasplante (DDT)												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
BN	40.71 a	48.75 b	66.07 a	61.07 a	69.65 a	94.11 a	103.93 a	129.11 a	143.84 a	149.64 a	106.79 a	128.21 a	122.66 a
A	85.89 a	97.86 a	109.46 a	71.25 a	62.86 a	105.18 a	108.39 a	104.29 ab	97.14 b	110.71 ab	78.04 a	89.11 a	121.56 a
N	81.61 a	79.11 ab	83.75 a	58.39 a	61.43 a	98.93 a	85.54 a	86.96 b	75.89 b	78.75 b	68.04 a	106.61 a	115.63 a
V	80.89 a	65.00 ab	70.71 a	72.14 a	65.89 a	98.21 a	84.29 a	87.86 b	108.21 ab	74.46 b	92.68 a	84.82 a	134.38 a
Prom.	72.68	82.50	65.71	64.96	99.11	95.54	102.06	106.27	103.39	86.39	102.19	123.56	72.68
DMS	49.63	38.28	54.63	48.92	45.62	76.80	65.03	31.17	43.80	40.67	40.19	53.01	135.27
CV	50.30	38.58	48.51	54.53	51.44	56.76	48.86	22.37	30.19	28.82	34.08	38.00	80.20
Pr	0.06	0.01	0.15	0.82	0.96	0.98	0.66	0.00	0.00	0.00	0.07	0.13	0.98

Tratamiento de succión en los sustratos: N = tierra de hoja/tezontle/fibra de coco en proporción 60:20:20; V = tierra de hoja cernida/tezontle/agrolita/fibra de coco (86:7:3.5:3.5); A = fibra de coco/tierra de hoja/agrolita (40:40:20); BN = balance con sustrato N; Prom. = promedio; DMS = diferencia mínima significativa; CV = coeficiente de variación. Medias con la misma letra dentro de columnas son iguales estadísticamente de acuerdo con la prueba de Tukey a una $P \leq 0.05$.

Los microlisímetros de succión de ART elaborados suministraron el agua en cantidad similar al microlisímetro de balance, coincidiendo con lo esperado en la revisión de literatura en relación con la construcción de cápsulas porosas y el riego por succión Vargas *et al.* (2010).

A partir de los resultados obtenidos y su comparación con otros trabajos, se puede concluir que el consumo de ART de la nochebuena puede ser afectada por el tipo de planta y el método de riego utilizado (Dole *et al.*, 1994; Morvant *et al.*, 1998), por lo que es recomendable instalar microlisímetros en cada sistema de producción de nochebuena para obtener su consumo de ART particular y en tiempo real. Los resultados en esta investigación sólo son válidos bajos sus condiciones de desarrollo, según Sánchez (2001), y fueron base para evaluar la pertinencia de la microlisimetría por succión con cápsulas porosas y con ART en particular.

La disminución real o relativa del consumo en la semana 2 y en las semanas 8, 9 y 10 DDT coincide, respectivamente, con el periodo posterior al "pinchado" o despunte de la nochebuena y el inicio de la pigmentación de brácteas en todos los tratamientos (cuadro 1), lo cual se puede deber al estrés causado por la eliminación

parcial de follaje y tallo del pinchado, y algún cambio en la fisiología del cultivo, al disminuir su contenido de clorofila y aumentar el de las xantocianinas.

Conclusiones

Se presentó diferencia significativa en 11 de 22 variables agronómicas comparadas, resaltando que el tratamiento BN tiene los valores más altos y el tratamiento V presenta los menores valores. El tratamiento N es igual al tratamiento A para todas las variables analizadas. En las brácteas y hojas, las diferencias en el área se mantienen en su peso fresco y su peso seco. No existen diferencias en color L^* , C^* y h ; el contenido de clorofila SPAD, altura de planta, diámetro de flor, en diámetro, firmeza y peso seco del talle; es decir, las variables agronómicas no son afectadas por el uso de ART, en comparación con agua limpia (BN), ni el empleo de los sustratos del tipo N, V o A en el ART con riego por succión.

El sustrato A (no tiene tezontle) presenta significativamente mayores valores que los sustratos N y V en las variables área, peso fresco y seco de las hojas (foliar), y de las brácteas, mostrando un efecto benéfico de la alta proporción de la fibra de coco o una baja proporción de tierra

de hoja en la mezcla del sustrato cuando se usa ART.

En las semanas 2 (posterior al pinchado), 8, 9 y 10 (inicio de pigmentación) después del trasplante existen diferencias entre tratamientos y coincide con un periodo de disminución del consumo de ART.

El consumo de agua planta de nochebuena puede ser afectada por el tipo de planta y el método de riego utilizado.

Los microlisímetros de succión elaborados suministran el ART en cantidad similar al microlisímetro de balance.

En el ciclo de cultivo de la nochebuena, el microlisímetro de succión es una herramienta confiable para cuantificar el consumo de ART.

Referencias

- Alia-Tejcal, I., Valdez-Aguilar, L. A., Campos-Bravo, E., Sainz-Aispuro, M. J., Pérez-Arias, G. A., Colinas-León, M. T., Andrade-Rodríguez, M., López-Martínez, V., & Alvear-García, A. (2011). Efecto de la aspersión de ácido giberélico en el crecimiento de cícnos cultivares de nochebuena. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(2011), 577-589.
- Albanil, E. A. (1991). *Determinación de la evaporación y eficiencia en el cultivo de fresa mediante riego por succión* (pp. 72-73). Tesis de maestría. Texcoco: Colegio de Postgraduados, Agrometeorología.
- Bremer, D. J. (2003). Evaluation of Microlisimeters Used in Turfgrass Evapotranspiration Studies Using Dual-Probe Heat-Pulse Technique. *Agronomy Journal*, 95, 1625-1632.
- Burés, S. (1997). Sustratos (51 pp.). En: *Características de los sustratos*. Madrid: Ediciones Agrotécnicas, S. L.
- Cabrera, R. J. (2006). Producción de nochebuena *Euphorbia pulcherrima* Willd. Ex klotzsch. en Morelos. Zacatepec, Morelos, México, *Folleto técnico*, 23, Ed. INIFAP, 20 p.
- Dole, J. M., Cole, J. C., & Broembsen, S. L. (1994). Growth of Poinsettias, Nutrient, Leaching, and Water-Use Efficiency Respond to Irrigation Methods. *HortScience*, 29, 858-864.
- Dos Santos, R. A. (2006). *Desarrollo de un microlisímetro móvil de pesada y análisis de la demanda hídrica y de nutrientes en la producción de porta-injerto de cítricos*. Tesis de maestría. Sao Paulo: Universidad de Sao Paulo.
- Espinosa, M. R. (1992). *Diseño y construcción de un tensiómetro de mercurio*. Tesis profesional. Texcoco: Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Irrigación.
- Fox, L. J., Grose, N., Appleton, B. L., & Donohue, S. J. (2005). Evaluation of Treated Effluent as an Irrigation Source for Landscape Plants. *Journal of Environmental Horticulture*, 23(4), 174-178.
- Gori, R., Lubello, C., Ferrini, F., & Nicese, F. (2004). Reclaimed Municipal Wastewater as Source of Water and Nutrients for Plants Nurseries. Italy. *Water Science and Technology*, 2(50), 69-75.
- Gori, R., Lubello, C., Ferrini, F., Nicese, F. P., & Coppini, E. (2008). Reuse of Industrial Wastewater for the Irrigation of Ornamental Plants. Italy. *Water Science & Technology*, 6(57), 883-889.
- Morvant, J. K., Dole, J. M., & Cole, J. C. (1998). Irrigation Frequency and System Affect Poinsettia Growth, Water Use, and Runoff. *Hortscience*, 33(1), 42-46.
- Neuzo, B. de M., De Madeiras, J. F., Levien, S. L. A., & De Oliveira, A. M. (2006). Avaliação de cápsulas de cerâmica e instrumentos de medida de tensão usados em tensiômetros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10(1), 58-63.
- Ontiveros-Capurata, R. E., Diakite-Diakite, L., Alvarez-Sanchez, E., & Coras-Merino, P. M. (septiembre-octubre, 2013). Evaluación de aguas residuales de la ciudad de México utilizadas para riego. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(4), 127-140.
- Osuna-Canizalez, F. J., Moreno-López, M. F., García-Pérez, F., Ramírez-Rojas, S., & Canul-Ku, J. (2012). Biocontrol de la pudrición de raíz de nochebuena de interior con *Trichoderma* spp. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(3), 553-564.
- Pacheco-Hernández, P., Sainz-Aispuro, M. J., Alia-Tejcal, I., Arteaga-Ramírez, R., Villegas-Torres, O. G., & Unland-Weiss, H. E. K. (2014). Cuantificación microlisimétrica del consumo de agua en la nochebuena (*Euphorbia pulcherrima* Willd.). *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(8), 1481-1493.
- Pineda, P. J., Castillo, G. A. M., Morales, C. J. A., Colinas, L. M. T., Valdez, A. L. A., & Avitia, G. E. (2008). Efluentes y sustratos en el desarrollo de nochebuena. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 14(2), 131-137.
- Vargas, R. P., Peña, C. M., García, V. K., Roble De La, R. D., & Álvarez, A. R. (2010). Sistemas de riego con emisores porosos para la producción de tomate con ahorro de agua y energía: propuesta de diseño. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 31(1), 34-42.

Dirección institucional de los autores

Dr. Pedro Pacheco Hernández

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso, 62550
Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 329 3600
ppacheco@tlaloc.imta.mx

Dr. Víctor López Martínez
Dra. María Andrade Rodríguez
Dr. Iran Alia Tejacal
Dr. Manuel de Jesús Sainz Aispuro
Dr. Oscar Gabriel Villegas Torres

Universidad Autónoma del Estado de Morelos
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Av. Universidad núm. 1001
62209 Cuernavaca, Morelos, MÉXICO

Dr. Ramón Arteaga Ramírez
Dr. Mario Alberto Vázquez Peña

Universidad Autónoma Chapingo
Departamento de Irrigación
Carretera México-Texcoco km 35.6
56230 Chapingo, Estado de México, MÉXICO



Haga clic aquí para escribir al autor

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.



Plantas de nochebuena, invernadero del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México.

Foto: Pedro Pacheco Hernández.

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)
• Cuadros. • Figuras. • Agradecimientos.	• 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)
• Cuerpo del texto. • Título del trabajo en inglés.	• 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.xxxxxxx](http://www.xxxxxxx)

Esto es: Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 1(2), 5-17. Recuperado de [http:// www.xxxxxxx](http://www.xxxxxxx)

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.

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, hrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

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)	

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.

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.

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*.



Artículos técnicos

Monitoreo comunitario participativo de la calidad del agua: caso Ajusco, México
 María Perevochtchikova
 Nidya Aponte Hernández
 Verhonica Zamudio-Santos
 Gabriel Eduardo Sandoval-Romero

Pago por servicios ambientales en el sector del agua: el Fondo para la Protección del Agua
 Pablo Chafía
 Pamela Cerón

Percepciones, actitudes y conductas respecto al servicio de agua potable en la Ciudad de México
 Fernando González-Villarreal
 Ramón Aguirre-Díaz
 Cecilia Lartigue

El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad
 Carlos Andrés Peña-Guzmán
 Joaquín Melgarejo
 Daniel Prats

Visión panorámica de las precipitaciones pluviales combinadas por los efectos de los ciclones tropicales Ingrid-Manuel
 Michel Rosengaus-Moshinsky
 Felipe I. Arreguín-Cortés
 David Korenfeld-Federman
 Horacio Rubio-Gutiérrez

Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae)
 Jhan Carlos Charris
 Aracelly Caselles-Osorio

Requerimientos de riego y predicción del rendimiento en el cultivo de banano mediante un modelo de simulación en el Urabá antioqueño, Colombia
 Ana María Toro-Trujillo
 Ramón Arteaga-Ramírez
 M. Alberto Vázquez-Peña
 L. Alicia Ibáñez-Castillo

Desarrollo de indicadores ambientales e índice de calidad de lagos someros pampeanos de Argentina con alta intervención antrópica
 Asunción Romanelli
 Héctor Enrique Massone

Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura
 Alma Delia López-García
 Héctor Manuel Ortega-Escobar
 Carlos Ramírez-Ayala
 Edgar Iván Sánchez-Bernal
 Álvaro Can-Chulim
 Domingo José Gómez-Meléndez
 Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado

Composite Roughness in Hydraulic Models
 Humberto Marengo-Mogollón
 Alvaro Aldama-Rodríguez
 Ignacio Romero-Castro

Nota técnica

Cuantificación microlisimétrica del consumo de agua residual tratada en la nochebuena (*Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch)
 Pedro Pacheco-Hernández
 Víctor López-Martínez
 María Andrade-Rodríguez
 Iran Alia-Tejagal
 Manuel de Jesús Sainz-Aispuro
 Oscar Gabriel Villegas-Torres
 Ramón Arteaga-Ramírez
 Mario Alberto Vázquez-Peña

Discusión
 Guía para colaboradores

Technical articles

Community Participatory Monitoring of Water Quality: Case Ajusco, Mexico
 María Perevochtchikova
 Nidya Aponte Hernández
 Verhonica Zamudio-Santos
 Gabriel Eduardo Sandoval-Romero 5

Payment for Environmental Services in Water Sector: The Water Conservation Fund
 Pablo Chafía
 Pamela Cerón 25

Perceptions, Attitudes, and Behaviors towards the Water Supply System of the Mexico City
 Fernando González-Villarreal
 Ramón Aguirre-Díaz
 Cecilia Lartigue 41

The Urban Water Cycle in Bogotá, Colombia: Current Status and Challenges for Sustainability
 Carlos Andrés Peña-Guzmán
 Joaquín Melgarejo
 Daniel Prats 57

Panoramic Vision of the Rainfall Generated by the Combined Effects of the Tropical Cyclones Ingrid-Manuel
 Michel Rosengaus-Moshinsky
 Felipe I. Arreguín-Cortés
 David Korenfeld-Federman
 Horacio Rubio-Gutiérrez 73

*Contaminant Removal Efficiency from Domestic Wastewater Using Experimental Constructed Wetlands Planted with *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) and *Echinochloa colonum* (Poaceae)*
 Jhan Carlos Charris
 Aracelly Caselles-Osorio 93

Irrigation Requirements and Yield Prediction of Bananas Growing through a Simulation Model in Urabá Antioqueño
 Ana María Toro-Trujillo
 Ramón Arteaga-Ramírez
 M. Alberto Vázquez-Peña
 L. Alicia Ibáñez-Castillo 105

Environmental Indicators and Quality Index Development in Pampean Shallow Lakes (Argentina) under Anthropogenic Impact
 Asunción Romanelli
 Héctor Enrique Massone 123

Physico-Chemical Characterization of Urban and Industrial Wastewater and its Importance in Agriculture
 Alma Delia López-García
 Héctor Manuel Ortega-Escobar
 Carlos Ramírez-Ayala
 Edgar Iván Sánchez-Bernal
 Álvaro Can-Chulim
 Domingo José Gómez-Meléndez
 Rigoberto Eustacio Vázquez-Alvarado 139

Rugosidad compuesta en modelos hidráulicos
 Humberto Marengo-Mogollón
 Alvaro Aldama-Rodríguez
 Ignacio Romero-Castro 159

Technical note

Treated Waste Water Consumption Microlysimetric Quantification in Poinsettia (Euphorbia pulcherrima Willd. ex Klotzsch)
 Pedro Pacheco-Hernández
 Víctor López-Martínez
 María Andrade-Rodríguez
 Iran Alia-Tejagal
 Manuel de Jesús Sainz-Aispuro
 Oscar Gabriel Villegas-Torres
 Ramón Arteaga-Ramírez
 Mario Alberto Vázquez-Peña 179

Discussion
Contributor's guide 187
 189

