



Tecnología y Ciencias ^{del} Agua

ISSN 2007-2422

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

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





Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

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

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

Editor en Agua y Energía
Dr. Humberto Marengo Mogollón
Comisión Federal de Electricidad

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
Comisión Nacional 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:** Marco Antonio Bonilla Rincón.

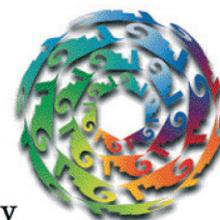
• **Dr. Adrián Pedrozo Acuña**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez**, consultor, México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marcano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for Economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carles Sanchis Ibor**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, Estados Unidos • **Dr. Cleverson Vitório Andreoli**, Centro Universitário Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneider**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **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 Texeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Esconrúa**, SAGARPA, México • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Luisa Torregrasa 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 Verdusco**, 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**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •

© **TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. VI, núm. 6, noviembre-diciembre de 2015, 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. 04-2011-08311404500-203 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, 30 de diciembre de 2015.

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

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

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



Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. VI, núm. 6, noviembre-diciembre de 2015



Para comentarios a la Coordinación
Editorial, [dé clic aquí](#)



Para suscripciones, [dé clic aquí](#)

Portada: lago de Pátzcuaro. En los diferentes cuerpos de agua del país existen especies de peces endémicas. El tratamiento que se les ha brindado para cuidado, mantenimiento y producción, ya sea para el consumo o venta en diversas escalas ha estado tildado de variaciones, que en muchos de los casos ha producido sintomatología parasitaria y el lago de Pátzcuaro no es la excepción. Estudios al respecto son de suma importancia debido a la importancia que entraña para la salud humana y de las propias especies de peces. Ver el artículo “Caracterización helmintológica del ciprínido *Algansea lacustris* en tres diferentes áreas del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México” (pp. 75-87) de María Verónica Gabriel-Luciano y Jaime Uribe-Cortez.

Foto: Roberto Menéndez.





Artículos técnicos

Technical articles

Tratamiento de agua salobre mediante nanofiltración solar a baja presión para irrigación

José Jassón Flores-Prieto
J. Javier Ramírez-Luna
César Calderón-Mólgora
Emir Delgado-Quezada
Alan de Jesús Morales-García

Solar Brackish Water Treatment for Irrigation Using Low-Pressure Nanofiltration

José Jassón Flores-Prieto
J. Javier Ramírez-Luna
César Calderón-Mólgora
Emir Delgado-Quezada
Alan de Jesús Morales-García

5

Eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina

Allan Tejada
Zaira López
Daniel Rojas
Mireya Z. Reyna
Arturo Barrera
Florentina Zurita

Efficiency of Three Hybrid Wetland Systems for Carbamazepine Removal

Allan Tejada
Zaira López
Daniel Rojas
Mireya Z. Reyna
Arturo Barrera
Florentina Zurita

19

Tendencia de la precipitación estacional e influencia de El Niño-Oscilación Austral sobre la ocurrencia de extremos pluviométricos en la cuenca del lago de Valencia, Venezuela

Franklin Paredes-Trejo
Edilberto Guevara-Pérez
Humberto Barbosa-Alves
Carlos Uzcátegui-Briceño

Seasonal Trend of the Rainfall and the Influence of El Niño-Southern Oscillation on the Occurrence of Extreme Rainfalls at the Watershed of Valencia's Lake, Venezuela

Franklin Paredes-Trejo
Edilberto Guevara-Pérez
Humberto Barbosa-Alves
Carlos Uzcátegui-Briceño

33

Groundwater Vulnerability Mapping in Two Watersheds Affected by Yacyreta Dam in Paraguay

Karim Musálem
Morag McDonald
Francisco Jiménez
Rafaela Laino

Mapeo de la vulnerabilidad del agua subterránea en dos cuencas afectadas por la represa Yacyreta en Paraguay

Karim Musálem
Morag McDonald
Francisco Jiménez
Rafaela Laino

49

Ecohydroclimatological Research Along the Catacocha-Zamora transect, Loja and Zamora-Chinchipec, Ecuador

Fernando Oñate-Valdivieso
Victor M. Ponce

Investigación ecohidroclimatológica en el transecto Catacocha-Zamora, Loja y Zamora Chinchipe, Ecuador

Fernando Oñate-Valdivieso
Victor M. Ponce

63

Caracterización helmintológica del ciprínido *Algansea lacustris* en tres diferentes áreas del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México

María Verónica Gabriel-Luciano
Jaime Uribe-Cortez

Helminthological Characterization of Kind Cyprinid Algansea lacustris in Three Different Areas of Lake Pátzcuaro, Michoacán, Mexico

María Verónica Gabriel-Luciano
Jaime Uribe-Cortez

75

<p>Interfases de agua dulce y agua salobre en la región Mérida-Progreso, Yucatán</p> <p>Hermann Rocha Antonio Cardona Eduardo Granielt Catalina Alfaro Javier Castro Thomas Rüde Eduardo Herrera Lisa Heise</p>	<p><i>Fresh/Brackish Water Interfaces in the Merida-Progreso Region, Yucatan</i></p> <p>Hermann Rocha Antonio Cardona Eduardo Granielt Catalina Alfaro Javier Castro Thomas Rüde Eduardo Herrera Lisa Heise</p>	<p>89</p>
<p>Drainage and Salinity Problems in the Mexican Irrigation Districts: An Overview 1962-2013</p> <p>Óscar Luis Palacios-Vélez Felipe J. A. Pedraza-Oropeza</p>	<p><i>Problemas de drenaje y salinidad en los distritos de riego de México: una panorámica de 1962 a 2013</i></p> <p>Óscar Luis Palacios-Vélez Felipe J. A. Pedraza-Oropeza</p>	<p>113</p>
<p>Uso de un sistema de ahorro de agua para conservar ecosistemas para el recurso hídrico</p> <p>Gustavo López Miriam M. García Luis A. Gameros Ana Paulina de la Rocha</p>	<p><i>Use of a Water-Saving System to Conserve Ecosystems for Water Resources</i></p> <p>Gustavo López Miriam M. García Luis A. Gameros Ana Paulina de la Rocha</p>	<p>125</p>
<p>Notas técnicas</p>	<p><i>Technical notes</i></p>	
<p>Hazards Caused by Uncontrolled Vegetation and Inadequate Maintenance Practice in Earth Dams</p> <p>Félix Escolano-Sánchez Roberto Fernández-Serrano</p>	<p><i>Peligros causados por vegetación incontrolada y mantenimiento inadecuado en presas de tierra</i></p> <p>Félix Escolano-Sánchez Roberto Fernández-Serrano</p>	<p>137</p>
<p>Discusión</p> <p>Guía para colaboradores</p>	<p><i>Discussion</i></p> <p><i>Contributor's guide</i></p>	<p>145 147</p>

Tratamiento de agua salobre mediante nanofiltración solar a baja presión para irrigación

• José Jassón Flores-Prieto* •

Centro Nacional de Investigación y Desarrollo Tecnológico, México

*Autor de correspondencia

• J. Javier Ramírez-Luna • César Calderón-Mólgora • Emir Delgado-Quezada •
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

• Alan de Jesús Morales-García •
Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, México

Resumen

Flores-Prieto, J. J., Ramírez-Luna, J. J., Calderón-Mólgora, C. G., Delgado-Quezada, E., & Morales-García, A. J. (noviembre-diciembre, 2015). Tratamiento de agua salobre mediante nanofiltración solar a baja presión para irrigación. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 5-17.

En este trabajo se presenta una solución para tratar agua salobre mediante nanofiltración fotovoltaica a baja presión (NF-FV-BP), orientada a la habilitación de tierras improductivas en términos agrícolas. La zona de estudio fue la región hidrológica RH26 del desierto de Chihuahua (subcuenca Aj Río Verde), la cual se consideró representativa de cuencas con sedimento salino debido a drenaje ineficiente. El agua subterránea disponible presentó un alto contenido de sulfatos (1 863 mg/l) y 2 195 mg/l de sólidos disueltos totales (SDT), lo que compromete su viabilidad para riego. El tratamiento de NF-FV-BP se propuso por ser apto para la remoción de iones divalentes como los sulfatos, para así disminuir la concentración de SDT. El tratamiento se realizó utilizando tanto agua sintética como la disponible en la región de estudio, determinando la eficiencia de remoción de SDT y de sulfatos, energía específica, producción diaria y viabilidad de su operación en campo. En los resultados se observó que la eficiencia de remoción de SDT, energía específica y productividad se relacionan con la irradiación, y se obtuvo una correlación lineal para cada caso. Los sulfatos y los SDT se redujeron en un 98.21 y 75.15%, respectivamente, a una irradiación igual o superior a 750 W/m², con una energía específica de 1.94 kWh/m³. En campo, la productividad de permeado resultó de 3.2 m³/día, a insolación promedio de 6.3 hora pico/día en el plano de los módulos fotovoltaicos. La operación continua del prototipo durante cuatro meses por parte de usuarios mostró viabilidad de la solución propuesta.

Palabras clave: nanofiltración fotovoltaica, desalinización solar, nanofiltración a baja presión, irrigación solar.

Abstract

Flores-Prieto, J. J., Ramírez-Luna, J. J., Calderón-Mólgora, C. G., Delgado-Quezada, E., & Morales-García, A. J. (November-December, 2015). Solar Brackish Water Treatment for Irrigation Using Low-Pressure Nanofiltration. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(6), 5-17.

This work relates a solution for brackish water treatment by low pressure NF using photovoltaic energy oriented to offer space to agricultural activities in remote areas. The study area was the sub basin Aj of the Pánuco River basin, in the RH26 hydrological region of the Chihuahua desert, which was considerate representative of endorheic basins around sampling zone. The raw water had high content of sulfate (1863 mg/l), which mainly demerits its quality. The total dissolved solids (TDS) were 2 195 mg/l. A photovoltaic low pressure nanofiltration treatment was proposed to primarily remove sulfates (divalent ion). The treatment was studied using synthetic and raw water, determining the removal efficiency of TDS and sulfates, the specific energy, the daily production and the viability of its field operation. In the results, the removal efficiency of TDS, the specific energy and the productivity were significantly associated with irradiation, and then linear correlations were obtained for each case. Sulfates and TDS were removed 98.21 and 75.15%, respectively, at equal or higher level of irradiation of 750 W/m² and specific energy of 1.94 kWh/m³. Under field conditions, the permeate productivity was 3.2 m³/day, at average insolation of 6.3 peak-sun-hours/day, above PV modules. The continuous operation of the desalination system by users during four months, without specialized assistance, showed feasibility of the proposed solution.

Keywords: Nanofiltration photovoltaic, solar desalination nanofiltration low pressure, solar irrigation.

Received: 26/03/2014
Accepted: 13/05/2015

Introducción

En América Latina y en particular en México existen grandes extensiones de tierras salitrosas en donde la vegetación es escasa o nula. El suelo mexicano con exceso de sales representa 15% del territorio potencialmente productivo (Oosterbaan, 1995; Pulido-Madrigal, 1996). En gran medida, la salinidad de las tierras se debe a que están ubicadas en cuencas con drenaje ineficiente, donde en tiempo de lluvias se depositan sedimentos con sales debido a los escurrimientos y en la temporada de estiaje sólo se evapora el agua. Así, la salinidad del recurso hídrico en el subsuelo se intensifica al transcurrir cada ciclo, con la inadecuada nivelación de tierras y el inapropiado uso de agroquímicos. La combinación de suelo con drenaje ineficiente y la considerable incidencia de radiación solar hacen de este tipo de lugares lo que se conoce como páramos, donde es común el asentamiento humano marginado. Potenciar las capacidades agrícolas de comunidades aisladas/marginadas y la ampliación de las tierras cultivables mediante el tratamiento de agua salobre es la razón de este trabajo, ampliando estudios en regiones áridas de otros países, como lo han reportado Yu, Liu, Wang y Liu (2011).

Hoy día, la desalinización de agua salobre se ha venido realizando principalmente mediante ósmosis inversa (OI), pues dicha tecnología ha mostrado menores costos energéticos y su espectro de productividad diaria es relativamente amplio, como lo reportan Ludwig (2010), MacHarg (2011), Isaka (2012), y Dévora-Isiordia, González-Enríquez y Ruiz-Cruz (2013), entre otros. Por su parte, el tratamiento por nanofiltración (NF) permite eliminar partículas ajenas al agua, en cierta medida, mediante ósmosis inversa, debido a que el tamaño de partículas que permea es mayor que el tamaño de partícula que trata la OI como tal. Algunos autores la consideran un caso dentro del espectro de la OI (< 0.01 nm) y se ha venido utilizando para eliminar partículas con diámetros mayores que 2 nm. Lo anterior en razón de que es un proceso más económico en términos energéticos y de

requerimientos de equipos (Leo, Yahya, Kamal, Ahmad, & Mohammad, 2013; Pontié, Dach, Leparc, Hafsi, & Lhassani, 2008). La NF permite reducir la robustez de los equipos en relación con el OI por trabajar a menores presiones hidráulicas, y en algunos casos se utiliza como pretratamiento en OI para un mejor control del ensuciamiento de las membranas.

En la actualidad, en numerosos estudios se ha observado que la NF ha venido siendo una alternativa, o parte de una solución, para desalinización de agua salobre para consumo humano, en donde se implica en especial la remoción de iones divalentes (Ghermandi & Messalem, 2009); es decir, en aquellos casos particulares de calidades de agua para consumo humano donde los iones monovalentes no son un problema. La NF está sujeta a menor presión osmótica que la OI, al retener iones de mayor tamaño, y en consecuencia requiere de menores presiones en relación con la OI para remover sales del agua. Por lo anterior requiere de equipo menos robusto y bombas con menor potencia, donde la energía solar fotovoltaica ha venido teniendo amplia cabida. En diversos trabajos se ha reportado el uso de sistemas de NF trabajando a presiones óptimas relativamente bajas, en los cuales la disminución de la robustez y, en consecuencia, la disminución de costos de operación e inversión es evidente, como se ha reportado en Koyuncu, Yazgan, Topacik y Sarikaya (2001), Schäfer, Broeckmann y Richards (2005), Richards y Schäfer (2003), y Hrayshat (2008). Sin embargo, como ya se dijo, las aplicaciones de la NF para agua salobre se han venido dando en particular para obtener agua donde el consumo humano es prioritario, como lo han reportado Werner y Schäfer (2007); es conveniente, además, llevar a cabo estudios para optimar el tratamiento para la remoción de sustancias específicas, que demeritan la calidad de agua para el riego agrícola en regiones aisladas/marginadas.

En diversos trabajos se ha observado la factibilidad de la NF fotovoltaica (NF-FV) para tratar agua en lugares aislados para consumo humano (Isaka, 2012). Por lo general se reporta

la energía específica y la productividad como valores constantes; también se tienen promedios diarios, mensuales o de temporadas específicas (Hrayshat, 2008). Por su parte Richards, Richards y Schäfer (2011) reportaron un estudio de retención que depende de la irradiación disponible en un intervalo de 0.2-1.0 kW/m². Es conveniente ahondar en estudios de tratamiento de agua por NF-FV a baja presión (BP) para fines específicamente agrícolas, donde la remoción de la/las sustancias críticas sea atendida, reduciendo la remoción de las sustancias minerales necesarias en la irrigación o ferti-irrigación. Los estudios previos en algunos casos consideran la NF-FV para lugares aislados, a fin de obtener agua para consumo humano e irrigación a la vez, como lo mostraron Kaldellis, Meidanis y Zafirakis (2011). En general, se han reportado diversos trabajos que tratan la calidad del agua para irrigación, como el de Ontiveros-Capurata, Diakite-Diakite, Álvarez-Sánchez y Coras-Merino (2013), y la OI para irrigación a gran escala utilizando energía convencional, como el caso de Shaffer, Yip, Jack y Elimelech (2012). Los estudios de tratamientos para remoción de sulfatos con diferentes tecnologías son asistidos por lo general con energía convencional, como son los casos de Phuntsho, Shona, Hongb, Leeb y Vigneswarana (2011), y Phuntsho, Hong, Elimelech y Shon (2013). Lo anterior implica la conveniencia de estudios detallados del tratamiento de agua mediante NF-FV para irrigación, para su optimación en términos energéticos, de procesos y de remoción de sustancias específicas.

En este trabajo se estudia la alternativa de tratamiento de agua salobre para irrigación con NF-FV-BP para habilitar tierras ubicadas en cuencas con drenaje ineficiente, que en términos agronómicos no son productivas en la actualidad. La tecnología de NF-FV-BP se estudia partiendo del establecimiento de la calidad del agua de una zona representativa de cuencas con drenaje ineficiente, después se propone un diseño del sistema de NF-FV-BP sencillo en su configuración, operación y

mantenimiento. La viabilidad se determina en términos de su eficiencia para la remoción de sulfatos (SO₄⁻²) y SDT a diferentes irradiaciones; se evalúa la energía específica y la productividad dependiendo de la irradiación. También se determina la operatividad del sistema por parte de productores usuarios potenciales de la tecnología.

Materiales y método

Muestreo

En el estudio se trataron dos lotes de agua sintética preparada a partir de agua de pozo con bajo contenido de SDT (c.e. 250 µS/cm) a los que se añadió NaCl, Na₂SO₄ y CaSO₄ para alcanzar concentraciones de 1 107 y 1 843 mg/l en el primer y segundo lote, respectivamente. También se trataron lotes del agua disponible en la zona de estudio.

Ubicación de zona de estudio

La zona de estudio se localizó en el desierto de Chihuahua, México. Las muestras se tomaron de la Región Hidrológica RH26 de la cuenca del río Pánuco en la subcuenca Aj Río Verde, en el municipio de Río Verde, San Luis Potosí (21° 59' 16.98" N, 99° 48' 34.84" O; elevación de 1 065 m). En la figura 1 se muestra la ubicación orográfica de la zona de muestreo, donde se puede notar que está anidada en la planicie de una cuenca cerrada, que colinda con la Sierra Madre Oriental, al poniente entre las sierras de Álvarez y el Tablón, y al oriente con la Sierra de Cárdenas y la Sierra de Ciudad del Maíz. La zona se consideró representativa de cuencas con drenaje ineficiente con sedimentos salinos, al estar cerrada y carecer de grandes corrientes superficiales, lo que conlleva a la acumulación de sedimentos. La topografía del valle Río Verde se conforma de limos, arenas, gravas y arcillas debido a la acumulación de sedimentos (Noyola-Medrano *et al.*, 2009). La zona de estudio presenta una radiación promedio anual de 6.3 h-pico/día.

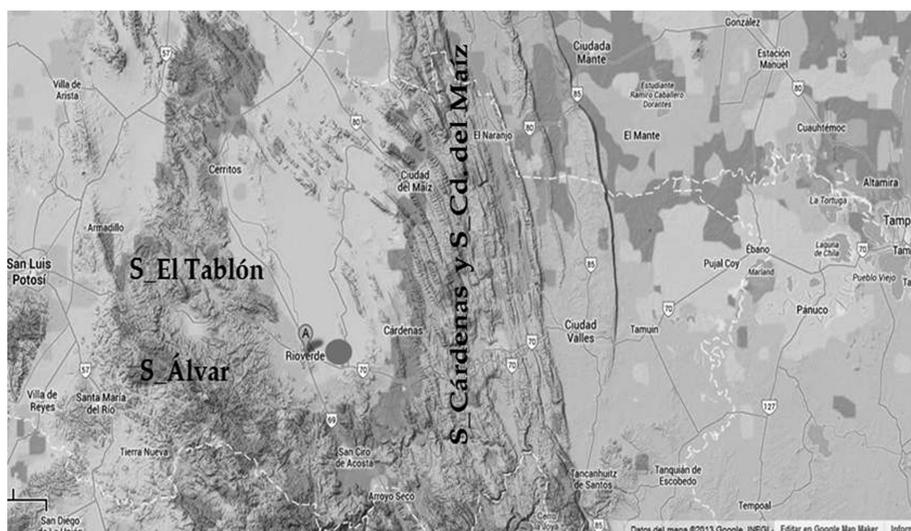


Figura 1. Ubicación orográfica de la zona de muestreo.

Muestreo en campo

El pH y el SDT se determinaron por triplicado de agua cruda en campo. Para esto se utilizó un medidor marca Orion, modelo 420a, con una incertidumbre de 0.5%. El pH fue de 6.95 y el contenido de SDT máximo fue de 2 195.0 mg/l (CE = 3 430 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$). En el cuadro 1 se muestra el contenido de iones y cationes, determinados en laboratorio, de acuerdo con el EPA 60-10C (2007), NOM-117 SSA1 (1994) y el procedimiento descrito en el Manual del Colorímetro (HACH/DR 890, 2013), donde se observa que el contenido de aniones de sulfatos excede de forma considerable lo recomendado para el riego, irrigación o ferti-irrigación; con esto, el RAS resultó con un valor relativamente alto de 11.4, indicando muy alta salinidad y alto contenido de sodio, como se ha venido caracterizando en diferentes trabajos, como el de Silva *et al.* (2014), entre otros.

Muestra de agua sintética

En el estudio se prepararon dos muestras de agua sintética a partir de agua de pozo libre de cloro (pozo del Instituto Mexicano de Tecnolo-

gía del Agua (IMTA), 18° 53' 03.16'' N, 99° 09' 34.37'' O; altitud de 1 363 m), adicionada con NaCl y CaSO_4 y sulfato de sodio. La salinidad de las muestras cubre el intervalo de salinidad (CE) existente en los acuíferos de la zona de estudio (Piña-Soberanis & Calderón-Mólgora, 2008). La muestra A presentó un pH de 7.86; los SDT, 1 107 mg/l (CE = 2 080 $\mu\text{S}/\text{cm}$); los sulfatos, 520 mg/l (iones divalentes), y los cloruros fueron de 288 mg/l (iones monovalentes). La muestra B presentó pH de 8.54; los SDT, 1 843 mg/l (CE = 3 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$); los sulfatos resultaron de 740 mg/l, mientras que los cloruros fueron de 626 mg/l. Las muestras A y B se caracterizaron de la misma forma que las muestras tomadas en campo.

Método

El método para el tratamiento del agua y para la evaluación de viabilidad de la tecnología inició determinando la calidad del agua cruda, en términos de los SDT/CE (indicador de salinidad), pH y RAS (indicador de riesgo sódico), así como también del contenido de aniones y cationes. Con estos parámetros se identifican los componentes críticos de las muestras. Esto permitió

Cuadro 1. Propiedades químicas de la muestra tomada en campo. La tolerancia se presenta de acuerdo con CAPMA-UE (2012).

	Elementos	Contenido	Tolerancia	Unidades
Cationes	Na	207.53	< 180	mg/l
	Mg	105.24	< 58	mg/l
	Ca	546.78	-	mg/l
	K	39.81	< 54	mg/l
Aniones	Cl ⁻	87.8	150-355	mg/l
	SO ₄ ⁻²	1 863	< 371	mg/l
	Ca CO ₃	162	-	mg/l
	N-NO ₃	1.15	<32.3	mg/l
RAS	--	11.4	< 10	--

seleccionar la estrategia para su tratamiento. El sistema de tratamiento propuesto se evaluó en condiciones de laboratorio con las muestras sintéticas y después se probó su funcionalidad en campo. La evaluación del desalinizador consiste en determinar: a) la eficiencia de remoción de sulfatos y de SDT/CE; b) energía específica; c) productividad, y d) capacidad del sistema para ser operado por parte de los usuarios en campo (operatividad del sistema).

Calidad del agua y tratamiento

La calidad del agua para riego se identifica en función de la salinidad en términos de los SDT y del riesgo sódico en términos de la razón de absorción de sodio (RAS). El RAS se evalúa con el contenido de cationes de sodio, calcio y magnesio, utilizando la ecuación (1), como se reporta en Richards (1982) y Silva *et al.* (2014):

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}} \quad (1)$$

Los niveles de cationes y aniones de la muestra tomada en campo mostraron que el contenido de SO₄⁻² (1 863 mg/l) excede de forma notoria los valores de referencia para considerarla para riego agrícola (502%), esto de acuerdo con la CNA (2009) y la NOM-001-ECOL-1996. Considerando que los sulfatos, iones divalentes son los que en mayor medida adicionan salinidad al agua, y que el resto de

los componentes resulta poco desviado de los valores de referencia, entonces se optó por el tratamiento mediante NF, ya que usualmente se utiliza para la remoción de iones divalentes y permite operar el sistema a una relativa baja presión, con lo que se logra reducir también la robustez del sistema de bombeo solar.

Desempeño del desalinizador

Los experimentos se llevaron a cabo a cielo abierto tanto en el laboratorio como en campo. La eficiencia de remoción de SO₄⁻² se determina a una insolación de 750-1 000 W/m², bajo condiciones de cielo claro y nublado, relacionando el contenido en las muestras antes y después del tratamiento. La eficiencia de remoción de SDT, la energía específica (EE) y la productividad se determinan a diferentes irradiaciones incidentes en el plano de los módulos fotovoltaicos (MFV), desde la necesaria para que el sistema funcione hasta los 1 000 W/m² en promedio, a intervalos de 100 W/m² en promedio. Para esto, las diferentes variables se registran y promedian series de 8 a 12 datos experimentales para cada irradiación; en seguida se analizan los datos por grupos, dependiendo de la irradiación.

La energía específica *EE* para cada irradiación *G*, en el plano de los MF, se determina relacionando la potencia eléctrica suministrada al sistema de bombeo (a circuito cerrado) con el flujo del permeado o productividad de acuerdo con la ecuación (2):

$$EE(G) = \frac{f_p(G)}{P_{bfv}(G)} \quad (2)$$

donde el $f_p(G)$ es el flujo másico del permeado promedio en una hora, a una insolación, y la potencia eléctrica promedio suministrada al sistema de bombeo en la misma hora, $P_{bfv}(G)$. La potencia se obtiene multiplicando el voltaje (V_{fv}) por el amperaje (I_{fv}) suministrados a la bomba hidráulica.

El funcionamiento del sistema se verifica con su instalación y puesta en operación en campo, evaluando la eficiencia de remoción de SDT, productividad horaria y operatividad. La operatividad se determina con el número de asistencias técnicas por parte de personal calificado para su restablecimiento en relación con el tiempo de operación en campo (en la unidad agrícola).

Desalinizador solar

Una vez determinadas las sustancias críticas del agua cruda y contemplando viable la NF-

FV-BP, el sistema se desarrolló para tratar agua salobre con alto contenido de sulfatos (SO_4^{2-}), reduciendo el ensuciamiento de la membrana de NF con una alta relación de rechazo-permeado. En el diseño del sistema se contempló su funcionamiento a baja presión, no-almacenamiento eléctrico, acoplamiento directo de la planta solar fotovoltaica con la bomba hidráulica; esto, para hacer menos robusto el sistema e incrementar la viabilidad de ser operado por agricultores en campo.

En las figuras 2 y 3 se muestra un diagrama de la configuración y una fotografía del sistema, respectivamente. El desalinizador está compuesto por un sistema de micro filtrado, uno de NF y un sistema de bombeo fotovoltaico (SBFV). El sistema de nanofiltración (SNF) tiene capacidad de permeado de 0.2 l/s (12 l/min), con un suministro de agua salobre de 60 l/min, relación 1:5 de permeado-suministro, con cuatro membranas de poliamida (modelo ESNA1-LF-4040) dispuestas en un arreglo en paralelo, con un área equivalente total de 30.6 m². El SBFV consta de una planta fotovoltaica con una potencia nominal del SFV de 1.92 kW con ocho módulos

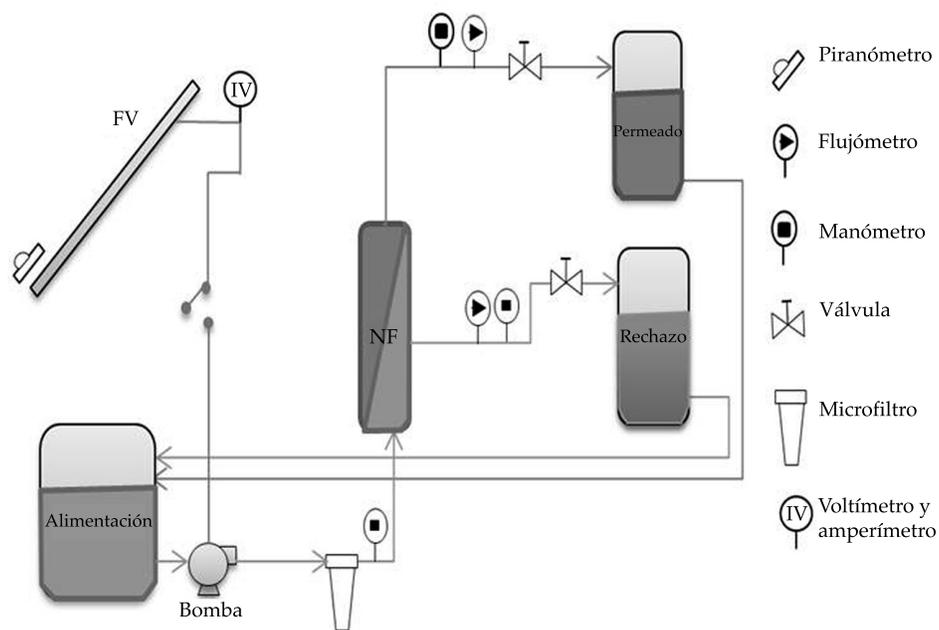


Figura 2. Diagrama experimental.



Figura 3. Equipo experimental en laboratorio.

de silicio policristalino con potencia nominal de 240 W cada uno, que suministra potencia a una bomba sumergible centrífuga, modelo SQFlex 16 SQF-10. De acuerdo con el fabricante, la bomba opera en el intervalo de 30 a 300 VDC, siendo más óptima a medida que se acerca a los 300 VDC por arriba de los 100 VDC. El SBFV puede suministrar agua con una potencia de hasta 1.42 kW. El acoplamiento de la planta fotovoltaica con la bomba es directo y se controla sólo con un interruptor encendido-apagado y con la potencia que entrega la planta solar a la bomba hidráulica. En el acoplamiento de la planta fotovoltaica con la bomba se maximizó el voltaje de salida de los módulos, conectándolos en una cadena en serie, con una salida de voltaje máxima de 240 VDC.

En lo que respecta a la hidráulica, en condiciones de laboratorio se utilizaron tres tanques de almacenamiento para lograr un recirculado continuo del suministro, rechazo y permeado de 0.6 y 1.1 m³. Por otro lado, en condiciones de

campo, el permeado se depositó en un tanque de almacenamiento de 500 m³ para su posterior uso en riego agrícola, mientras que el tanque de alimentación, también de 500 m³, se alimenta con agua cruda bombeada de un pozo, esto permitió que el cambio en el contenido de sólidos disueltos totales fuera mínimo.

Instrumentación

La irradiación se determinó con un piranómetro Eppley de primera clase, en el plano de los MFV, con una incertidumbre de $\pm 1.0\%$. El flujo volumétrico se determinó por duplicado, utilizando volumetría, con una incertidumbre de 0.1 l/min, y un medidor de flujo con resolución de 0.25 l/min. El voltaje y amperaje se midieron con multímetros de 4.5 dígitos. La temperatura se midió con termopar tipo T, con una incertidumbre de ± 0.5 °C, y la presión hidráulica con manómetros con resolución de 0.025 bar.

Resultados y discusión

Las pruebas en laboratorio se realizaron del 26 de septiembre al 11 de octubre de 2013, en Jiutepec, Morelos, México, mientras que las pruebas en campo fueron del 19 de octubre de 2013 al 15 de febrero de 2014, en el municipio de Río Verde, San Luis Potosí, México.

Pruebas en laboratorio

Durante la campaña experimental en laboratorio se presentaron potencias radiativas solares en el plano de los MFV en el intervalo de 60 a 1 040 W/m², esto debido principalmente a la variación natural de la radiación solar y a la presencia de nubes.

Calidad del agua

En la evaluación, a irradiación de 750 a 1 000 W/m², entre el límite alto y bajo de salinidad (de 2 080 a 3 690 µS/cm), se observó que los SDT se redujeron en promedio 75.15%, con una variación de 0.4%; los SO₄⁻², en 98.21% en promedio, con variación de 0.7%, y los Cl⁻ en 55.16% en promedio, con variación de 8.9%, tal como se muestra en el cuadro 2. En el intervalo de estudio se puede observar que el porcentaje de remoción de SDT y de sulfatos prácticamente no depende del contenido inicial del agua cruda.

Los porcentajes de remoción de moléculas polivalentes obtenidos resultaron consistentes con lo reportado por Izadpanah y Javidnia (2012).

En la figura 4 se muestra el comportamiento de la eficiencia de remoción de SDT y la presión de suministro de la bomba para la muestra A, donde se puede notar que ambos aumentan conforme lo hace la irradiación. La eficiencia de remoción de SDT varió de 65.2 a 75.6% en el intervalo de la variación natural de la irradiación en el plano de los MFV (de 60 a 1 050 W/m²), y la presión hidráulica de 0.12 a 0.49 bar. El intervalo de la presión de trabajo acentúa la viabilidad de que la NF-FV sea operada por productores en zonas aisladas, pues el sistema puede utilizar una bomba hidráulica común sin requerimientos especiales de presión.

Desempeño energético

En las pruebas en laboratorio se observó que el sistema de tratamiento inicia su funcionamiento con una disponibilidad 124 W suministrados a la bomba hidráulica, equivalentes a irradiación de 60 W/m², con producción de 0.15 m³/h a una EE de 1.30 kWh/m³. En el intervalo de 60 a 750 W/m², el f_p y la EE se incrementan prácticamente de manera lineal con la irradiación, tal como se muestra en la figura 5. Es de observar que el flujo del permeado tiene un cambio de 80% y la EE de 34%. A irradiaciones mayores

Cuadro 2. Calidad de agua (salinidad) en pruebas de laboratorio.

	Unidades	Suministro	Rechazo	Permeado	Eficiencia (%)
Muestra A: límite de salinidad baja					
pH	---	7.86	7.91	7.49	---
CE	µS/cm	2 080	5 890	531	74.47
TDS	mg/l	1 107	3 007	282	74.56
SO ₄ ⁻²	mg/l	520	1 900	13	97.50
Cl ⁻	mg/l	288	800	115	60.07
Muestra B: límite de salinidad alta					
pH	----	8.54	8.48	8.74	----
CE	µS/cm	3 690	4 140	892	75.83
TDS	mg/l	1 843	2 090	446	75.80
SO ₄ ⁻²	mg/l	740	880	8	98.92
Cl ⁻	mg/l	626	698	312	50.16

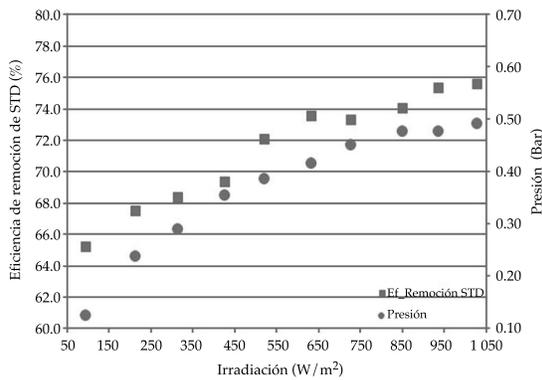


Figura 4. Eficiencia de desalinización (SDT) y presión de suministro de la bomba vs. irradiación para la muestra A.

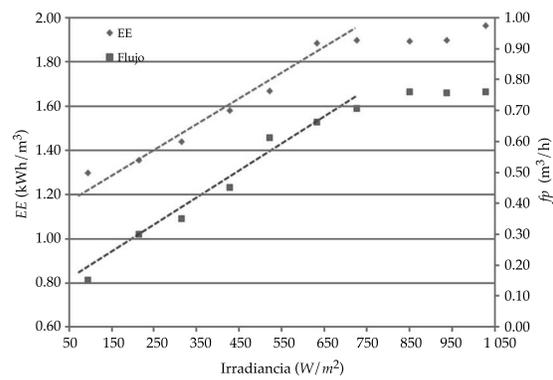


Figura 5. Energía específica y permeado vs. irradiación.

o iguales que 750 W/m^2 , el sistema muestra que el f_p y la EE no se incrementan más de $0.76 \text{ m}^3/\text{h}$ y $1.94 \pm 0.04 \text{ kWh/m}^3$, respectivamente. Los valores máximos de la productividad o flujo del permeado y de la EE se presentan a consecuencia del límite de la potencia máxima de la bomba hidráulica (1.42 kW), ya que por arriba de esta potencia, el sistema de control de la bomba hidráulica drena la energía que entregan los MFV a un circuito de resistencia y no se cuantifica, esto con el fin de proteger de sobrecargas la bomba hidráulica.

Las correlaciones lineales de la EE y del f_p con la irradiación en el plano de los MFV se muestran en las ecuaciones (4) y (5), respectivamente, que presentaron un error estándar de estimación de 0.25 kWh/m^3 y $0.20 \text{ m}^3/\text{h}$, con un índice de confiabilidad R^2 de 0.9694 y 0.9797 .

$$\begin{aligned} EE &= 1 \times 10^{-3}G + 1.1511 \text{ kWh/m}^3 & 60 \leq G(\theta) \leq 750 \\ EE &= 1.94 \text{ kWh/m}^3 & G(\theta) \geq 750 \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} f_p &= 9 \times 10^{-4}G + 0.085 \text{ m}^3/\text{h} & 100 \leq G(\theta) \leq 750 \\ f_p &= 0.76 \text{ m}^3/\text{h} & G(\theta) \geq 750 \end{aligned} \quad (4)$$

Operación en campo

El sistema se instaló en campo y se puso en operación el 19 de octubre de 2013. Para el 15 de

febrero de 2014, el funcionamiento continuaba siendo adecuado. Las pruebas de funcionamiento en campo se registraron a insolación igual o mayor que 750 W/m^2 en el plano de los MFV. En el cuadro 3 se muestran los resultados de la calidad del agua permeada en las pruebas en campo. Los valores de la EE evaluados en campo resultaron concordantes con los obtenidos en laboratorio, con una diferencia de sólo 8.2% , que puede ser atribuida a la diferencia en las caídas de presión en las instalaciones hidráulicas.

A irradiaciones iguales o mayores de 750 W/m^2 , a la potencia máxima de la bomba hidráulica (1.42 kW), los sulfatos se redujeron en 97.8% (de 1863 a 40.99 mg/l), con una eficiencia de remoción promedio de SDT de 76.7% (de 2195 a 510.1 mg/l), ello resultó concordante con lo reportado por Izadpanah y Javidnia (2012). Para esto se trabajó a un presión hidráulica de 0.49 bar , entregando permeado a razón de 0.6 a $0.66 \text{ m}^3/\text{h}$, con un valor de EE de 2.1 kWh/m^3 . Con este desempeño, la productividad diaria resultó de $3.2 \text{ m}^3/\text{día}$, con insolaciones promedio de 6.3 kWh/día , en la zona de estudio, lo que permite cultivar hasta 15 toneladas de tomate a una conservadora tasa de 35 kg/m^3 , en un ciclo de 137 días, utilizando tecnología de invernadero con hidroponía, como se reporta en Flores, Ojeda-Bustamante, López, Rojano y Salazar (2007).

Cuadro 3. Calidad de agua de pruebas campo.

	Unidades	Suministro	Permeado	Eficiencia (%)
SO ₄ ⁻²	mg/l	1 863	40.99	97.8
TDS	mg/l	2 195	510.1	76.76
RAS	---	11.5	16.4	---
Na	mg/l	207.53	45.27	78.19
Ca	mg/l	546.78	12.7	97.68
Mg	mg/l	105.24	3.1	97.05

En el periodo de prueba en campo se requirió sólo una asistencia técnica. La asistencia se debió al ensuciamiento del filtro (*fouling*) del sistema de pre filtrado debido a crecimiento considerable de algas en el tanque de suministro. Así, se reubicó la bomba en el contenedor del agua salobre de suministro. Considerando que el paro del sistema se debió a imprevisiones en la estrategia de instalación, entonces se asume que el sistema en un periodo de prueba (octubre-febrero) funcionó sin requerimientos de asistencia especializada.

De acuerdo con el cuadro 3, considerando el riesgo sódico, en términos del RAS, la NF elimina en mayor medida los iones de Ca y el Mg por tener mayor afinidad con los sulfatos, mientras que el ion Na, por su afinidad con los cloruros, se elimina en menor porcentaje. Lo anterior es causa de que el RAS se incremente, de 11.5 a 16.5, sólo que en concentraciones menores de Na, dando lugar a una posible remineralización sólo con Ca y Mg para evitar el daño sódico. La remineralización debe hacerse con base en los requerimientos de cada cultivo y tipo de suelo; puede realizarse mezclando el permeado con agua cruda o con sustancias que aporten Ca y/o Mg, como la cal apagada, Ca(OH)₂, y/o fertilizantes con contenido de Mg en las proporciones requeridas.

Con lo anterior, considerando la calidad del permeado, costos energéticos, productividad y operatividad del sistema, se observa que la NF-FV-BP puede ser una alternativa para tratamiento de agua con alto contenido de sulfatos para la irrigación, misma que se puede aplicar en regiones aisladas/marginadas, que es donde

mayormente se requiere. Esto puede hacerse con apoyo de tecnología de riego como acolchado plástico y malla-sombra, o bien en invernaderos en condiciones de hidroponía, para maximizar el aprovechamiento del agua en los cultivos.

Conclusiones

En este trabajo se presenta una alternativa de tratamiento de agua salobre con alto contenido de sulfatos con NF-FV-BP, como alternativa para riego agrícola, a fin de habilitar tierras ubicadas en cuencas con drenajes ineficientes, que en términos agrícolas no son productivas en la actualidad.

En el límite alto y bajo de salinidad (de 2 080 a 3 690 µS/cm), a irradiación de 750 a 1 000 W/m², se observó que los SDT se redujeron en promedio 75.15% y los SO₄⁻² 98.21%, con variación mínima, mientras que los Cl⁻ aniones monovalentes se redujeron 55.16%, con variación de 8.9%. La variación natural de la insolación, entre 60 y 1 040 W/m², provoca cambios en la remoción de SDT hasta de 11.5%.

El flujo del permeado y la EE presentan valores máximos de 0.76 m³/h y de 1.94 ± 0.04 kWh/m³, respectivamente, para irradiaciones mayores o iguales que 750 W/m²; para valores inferiores decrece linealmente con la irradiación. La EE varía 32%, mientras que el flujo del permeado 80% en el intervalo de irradiación de 60 a 750 W/m². La presión de operación varió de 0.12 a 0.49 bar con la irradiación, con un perfil que se puede considerar lineal en el intervalo, donde el SFV no logra suministrar la potencia nominal de la bomba. Una vez que entrega o sobrepasa la

potencia nominal de la bomba, la EE se establece en 1.94 kWh/m³. Se pudo observar que incluso trabajando a relativa baja presión, el sistema puede funcionar y no es estricto el requerimiento de tecnología especializada para el bombeo hidráulico, pudiendo lograrse con una bomba hidráulica común, tipo centrífuga, impulsada con energía solar FV.

El sistema de desalinización de agua salobre NF-FV-BP es una alternativa para potenciar la productividad agrícola en tierras con mantos salinos, como sucede por lo común en cuencas con drenajes ineficientes. Esto después de observar que el requerimiento de presión hidráulica (de 0.12 a 0.49 bar) puede ser suministrado con una bomba convencional tipo centrífuga y la operatividad del sistema por parte de usuarios, sin requerimiento de asistencia técnica especializada durante cuatro meses.

El desalinizador permite obtener en promedio 3.2 m³/día, considerando 6.3 h-pico solares en la zona de estudio, lo que permite cultivar en la región de estudio hasta 15 toneladas de tomate a una tasa de 35 kg/m³, en un ciclo de 137 días con tecnología de invernadero e hidroponía, como se reporta en Flores et al. (2007). La determinación de la EE, flujo del permeado y eficiencia de remoción de SDT en función de la irradiación permite dimensionar el sistema con menor incertidumbre.

Estudios futuros en este tema deben ir encaminados a la optimización energética del sistema, dependiendo del recurso solar disponible y de las capacidades aprovechables de los componentes del SBFV, optimando el acoplamiento MF-bomba hidráulica de acuerdo con el punto de máxima potencia. También es de observar que el agua de rechazo es considerablemente contaminante, por lo que futuros trabajos deben contemplar su tratamiento.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad de Zacatecas su colaboración en la logística para la realización del proyecto y al Centro de Producción Santa Rita, S.A. de C.V., por todas sus facilidades para la realización de las pruebas en campo.

Referencias

- CAPMA-UE (2012). *Gestión sostenible de aguas residuales urbanas en los cultivos hortícolas*. Consultado el 03/08/2015. Consejería de Agricultura Pesca y Medio Ambiente de la Unión Europea. Recuperado de <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/portal/>.
- CNA (2009). *Ley Federal de Derechos en Materia de Agua*. México, DF: Comisión Nacional del Agua. Consultado el 03/08/2015. Recuperado de www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/LeyFederaldeDerechos.pdf.
- Dévora-Isiordia, G. E., González-Enríquez, R., & Ruiz-Cruz, S. (2013). Evaluación de procesos de desalinización y su desarrollo en México. *Water Technology and Sciences*, 4(3), 27-46.
- Flores, J., Ojeda-Bustamante, W., López, I., Rojano, A., & Salazar, I. (2007). Requerimientos de riego para tomate de invernadero. *TERRA Latinoamericana*, 25(2), 127-134.
- Ghermandi, A., & Messalem, R. (2009). The Advantages of NF Desalination of Brackish Water for Sustainable Irrigation: The Case of the Arava Valley in Israel. *Desalination and Water Treatment*, 10, 101-107.
- HACH/DR 890 (2013). *Colorimeter Procedures Manual*. Hach Company. Consultado el 03/July/2015. Recuperado de <http://www.hach.com/dr-890-portable-colorimeter/product-downloads?id=7640439041>.
- Hrayshat, E. S. (2008). Brackish Water Desalination by a Standalone Reverse Osmosis Desalination Unit Powered by Photovoltaic Solar Energy. *Renewable Energy*, 33, 1784-1790.
- Isaka, M. (2012). *Water Desalination Using Renewable Energy*. Technology Brief I12. IEA-ETSAP and IRENA. Consultado el 03/July/2015. Recuperado de https://www.irena.org/DocumentDownloads/Publications/IRENA-ETSAP_Tech_Brief_I12_Water-Desalination.pdf.
- Izadpanah, A. A., & Javidnia, A. (2012). The Ability of a Nanofiltration Membrane to Remove Hardness and Ions from Diluted Seawater. *Water*, 4, 283-294.
- Kaldellis, J. K., Meidanis, E., & Zafirakis, D. (2011). Experimental Energy Analysis of a Stand-Alone Photovoltaic-Based Water Pumping Installation. *Applied Energy*, 88, 4556-4562.
- Koyuncu, I., Yazgan, M., Topacik, D., & Sarikaya, H. Z. (2001). Evaluation of the Low Pressure RO and NF Membranes for an Alternative Treatment of Buyukcekmece Lake Water. *Science and Technology, Water Supply* © IWA Publishing, 1(1), 107-115.
- Leo, C. P., Yahya, M. Z., Kamal, S. N., Ahmad, A. L., & Mohammad, A. W. (2013). Potential of Nanofiltration and Low Pressure Reverse Osmosis in the Removal of Phosphorus for Aquaculture. *Water Science and Technology*, 67(4), 831-837.
- Ludwig, H. (2010). Energy Consumption of Reverse Osmosis Seawater Desalination — Possibilities for Its

- Optimization in Design and Operation of SWRO Plants. *Desalination and Water Treatment*, 13, 13-25.
- Mac-Harg, J. P. (2011). *Energy Optimization of Brackish Groundwater Reverse Osmosis Desalination. Final Report for Contract Number 08048308452011* (pp. 1-12). Austin, USA: Texas Water Development Board, .
- Noyola-Medrano, M. C., Ramos-Leal, J. A., Domínguez-Mariani, E., Pineda-Martínez, H., López-Loera, H., & Carbajal, N. (2009). Factores que dan origen al minado de acuíferos en ambientes áridos: caso Valle de San Luis Potosí. *Rev. Mexicana Ciencias Geológicas*, 26(2), 395-410.
- NOM-117 SSA1 (1994). *Bienes y servicios. Método de prueba para la determinación de del Cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica.*
- NOM-001-ECOL-1996 (1996). *Máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales.*
- Ontiveros-Capurata, R. E., Diakite-Diakite, L., Álvarez-Sánchez, M. E., & Coras-Merino, P. M. (2013). Evaluación de aguas residuales de la ciudad de México utilizadas para riego. *Water Technology and Sciences*, 4(3), 127-140.
- Oosterbaan, R. J. (1995). Land Drainage and Soil Salinity: Some Mexican Experiences (pp. 44-52). In *Annual Report 1995*. Wageningen, The Netherlands: International Institute for Land Reclamation and Improvement.
- Pontié, M., Dach, H., Leparç, J., Hafsi, M., & Lhassani, A. (2008). Novel Approach Combining Physico-Chemical Characterizations and Mass Transfer Modelling of Nanofiltration and Low Pressure Reverse Osmosis Membranes for Brackish Water Desalination Intensification. *Desalination*, 221, 174-191.
- Phuntsho, S., Shona, H. K., Hongb, S., Leeb, S., & Vigneswarana, S. A. (2011). Novel Low Energy Fertilizer Driven Forward Osmosis Desalination for Direct Fertigation: Evaluating the Performance of Fertilizer Draw Solutions. *Journal of Membrane Science*, 375, 172-181.
- Phuntsho, S., Hong, S., Elimelech, M., & Shon, H. K. (2013). Forward Osmosis Desalination of Brackish Ground Water: Meeting Water Quality Requirements for Fertirrigation by Integrating Nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 436, 1-15.
- Piña-Soberanis, M., & Calderón-Mólgora, C. (2008). *Alternativas de tratabilidad para desmineralización del agua destinada al riego en invernaderos*. Informe IMTA TC-0740.3. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Pulido-Madriral, L. (1996). *Estudio general de salinidad analizada. Anexo Técnico*. México, DF: CNA-IMTA.
- Richards, B. S., & Schäfer, A. I. (2003). Photovoltaic-Powered Desalination System for Remote Australian Communities. *Renewable Energy*, 28, 2013-2022.
- Richards, I. A. (1982). *Manual de agricultura número 60*. Washington, DC: USDA.
- Richards, L. A., Richards, B. S., & Schäfer, A. I. (2011). Renewable Energy Powered Membrane Technology: Salt and Inorganic Contaminant Removal by Nanofiltration/Reverse Osmosis. *Journal of Membrane Science*, 369, 188-195.
- Schäfer, A. I., Broeckmann, A., & Richards, B. S. (2005). Membranes and Renewable Energy—A New Era of Sustainable Development for Developing Countries. *Membrane Technology*, 11, 6-10.
- Shaffer, D. L., Yip, N. Y., Jack, G. J., & Elimelech, M. (2012). Seawater Desalination for Agriculture by Integrated Forward and Reverse Osmosis: Improved Product Water Quality for Potentially Less Energy. *Journal of Membrane Science*, 415-416, 1-8.
- Silva, J. T., Moncayo, R., Ochoa, S., Estrada, F., Cruz-Cárdenas, G., Escalera, C., Villalpando, F., & Nava, J. (2013). Calidad química del agua subterránea y superficial de la cuenca del río Duero, Michoacán. *Water Technology and Sciences*, 4(5), 127-144.
- Werner, M., & Schäfer, A. I. (2007). Social Aspects of a Solar-Powered Desalination Unit for Remote Australian Communities. *Desalination*, 203, 375-393.
- Yu, Y., Liu, J., Wang, H., & Liu, M. (2011). Assess the Potential of Solar Irrigation Systems for Sustaining Pasture Lands in Arid Regions –A Case Study in Northwestern China. *Applied Energy*, 88, 3176-3182.

Dirección institucional de los autores

Dr. José Jassón Flores Prieto

Centro Nacional de Investigación y Desarrollo Tecnológico
Departamento de Ingeniería Mecánica
Int. Internado Palmira s/n, Col. Palmira
62490 Cuernavaca, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3627 770, extensión 1302
jasson@cenidet.edu.mx

Dr. J. Javier Ramírez Luna

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Subcoordinación de Cuencas y Tecnología Forestal
Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3293 600, extensión 460
jramirez@tlaloc.imta.mx

M.I. César G. Calderón Mólgora

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3293 600, extensión 288
calderon@tlaloc.imta.mx;

Ing. Delgado Quezada Emir

Subcoordinación de Cuencas y Tecnología Forestal
Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3293 600, extensión 460
edelgado@tlaloc.imta.mx

Ing. Morales-García Alan de Jesús

Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez
Carretera Panamericana km. 1080
29050, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, MÉXICO
Teléfono: +52 (961) 6157 441
dragonx_90@hotmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor



IMTA
INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA
DEL AGUA

Desalador de agua salobre
para uso agrícola



Eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina

• Allan Tejada • Zaira López • Daniel Rojas • Mireya Z. Reyna •
• Arturo Barrera • Florentina Zurita* •
Universidad de Guadalajara, México

*Autor de correspondencia

Resumen

Tejada, A., López, Z., Rojas, D., Reyna, M. Z., Barrera, A., & Zurita, F. (noviembre-diciembre, 2015). Eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 19-31.

En general, se ha encontrado que los humedales construidos son efectivos en diferentes grados para la remoción de fármacos; sin embargo, existen casos como el de la carbamazepina (CBZ), cuyas eficiencias de remoción reportadas han sido muy bajas. El objetivo de este estudio fue evaluar las eficiencias de remoción másica de dicho fármaco en tres sistemas de humedales híbridos con dos etapas de tratamiento, incluyendo humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HSSFH), humedales subsuperficiales de flujo vertical (HSSFV) y lagunas de estabilización (LE). Las tres diferentes configuraciones fueron HSSFH-LE, HSSFH-HSSFV y HSSFV-HSSFH, denominados como SI, SII y SIII, respectivamente. Además, se realizaron mediciones *in situ* de OD, E_h , pH, CE, ET y temperatura, con el propósito de conocer en qué condiciones operaban dichos sistemas. Los resultados revelaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la eficiencias de remoción de los sistemas híbridos, con un promedio de $60 \pm 4.45\%$ para SI, $55 \pm 4.45\%$ para SII y $36 \pm 4.45\%$ para SIII, siendo SI y SII estadísticamente iguales y ambos diferentes a SIII. En general, las mayores eficiencias se presentaron en los sistemas con concentraciones bajas OD, valores negativos de E_h y condiciones de pH cercanas a ocho, que se tienen principalmente en los humedales subsuperficiales de flujo horizontal. En contraste, condiciones aerobias de operación demostraron ser menos eficientes. Dichos resultados corroboran la capacidad de los humedales construidos para remover carbamazepina y demuestran que es posible incrementar su remoción mediante la combinación adecuada de diferentes tipos de humedales.

Palabras clave: humedales subsuperficiales de flujo horizontal, humedales subsuperficiales de flujo vertical, carbamazepina, humedales híbridos, condiciones de operación.

Abstract

Tejada, A., López, Z., Rojas, D., Reyna, M. Z., Barrera, A., & Zurita, F. (November-December, 2015). Efficiency of Three Hybrid Wetland Systems for Carbamazepine Removal. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(6), 19-31.

In general, it has been found that constructed wetlands are effective in different levels for pharmaceutical removal; however, there are cases with very low removal efficiencies such as that of carbamazepine. The aim of this study was to evaluate the mass removal efficiencies of the drug in three hybrid constructed wetland systems with two-stage treatments, including horizontal subsurface flow wetlands (HSSF), vertical subsurface flow wetlands (VSSF) and stabilization ponds (SP). The three different configurations were: HSSF-SP, HSSF-VSSF and VSSF-HSSF, which were identified as SI, SII and SIII respectively. In addition, measurements of DO, E_h , pH, EC, ET and temperature were taken *in situ* in order to know the system conditions. The results revealed significant differences ($p < 0.05$) among the three hybrid system for mass removal efficiencies, with an average of $60 \pm 4.45\%$ for SI, $55 \pm 4.45\%$ for SII and $36 \pm 4.45\%$ for SIII. The systems I and II, were statistically similar and also, both were different to SIII. In general, the higher efficiencies were obtained in systems with DO low concentrations, E_h negative values and pH conditions near to 8, which mainly occur in horizontal subsurface flow constructed wetlands. In contrast, aerobic conditions demonstrated less efficiency. These results confirm the ability of constructed wetlands to remove carbamazepine and show that it is possible to increase its mass removal efficiency by combining different types of wetlands.

Keywords: Horizontal sub-surface flow constructed wetland, vertical sub-surface flow constructed wetland, carbamazepine, hybrid systems, operating conditions.

Recibido: 27/03/2015
Aceptado: 15/07/2015

Introducción

El uso indiscriminado de productos farmacéuticos, así como las descargas no restringidas de aguas residuales en ambientes acuáticos ha dado como resultado que éstos sean encontrados en aguas superficiales, aguas subterráneas y aguas para consumo humano (Jones, Lester, & Voulvoulis, 2005). Debido a su naturaleza recalcitrante, se ha reportado su presencia en efluentes de plantas de tratamiento convencionales en un amplio rango de concentraciones (Herberer, 2002). La gran diversidad de compuestos farmacéuticos encontrados hasta el momento hace imposible conocer en su totalidad y con exactitud los efectos ecotoxicológicos y para la salud humana que pueden producir. Sin embargo, diferentes estudios con animales han demostrado que algunos pueden ser carcinogénicos y teratogénicos, o perturbadores del sistema hormonal (Rosal *et al.*, 2010).

Los humedales artificiales se han estudiado durante la última década como una nueva alternativa de tratamiento para las aguas contaminadas con fármacos (Ávila, Pedescoll, Matamoros, Bayona, & García, 2010). La remoción de contaminantes se da por medio de interacciones complejas de carácter fisicoquímico y microbiológico que ocurren al hacer pasar lentamente el agua residual a través de un lecho de sustrato (arena, grava, arcilla), con raíces y rizomas de vegetación emergente en los humedales subsuperficiales de flujo horizontal; o al hacer pasar el agua residual de manera rápida y por pulsos en los humedales subsuperficiales de flujo vertical. Algunos de los mecanismos que intervienen en la remoción de los compuestos farmacéuticos son la captación por las plantas, biodegradación microbiana, adsorción en el lecho y volatilización (Kadlec & Knight, 1996; Matamoros, Caselles-Osorio, García, & Bayona, 2008). Así, los tres componentes de los humedales construidos (vegetación emergente, medio filtrante y microorganismos) participan en forma determinante. La captación directa, acumulación y traslocación de fármacos por las plantas es uno de los mecanismos importantes

(Dordio *et al.*, 2011; Zhang, Gersber, Jern-Ng, & Keat-Tan, 2014), lo que se ha demostrado en estudios con plantas y sin plantas (Matamoros & Salvadó, 2012). Estos compuestos se mueven hacia y dentro de los tejidos de las plantas simplemente por difusión, pues las plantas no tienen transportadores específicos en sus membranas celulares para mover los compuestos farmacéuticos. La adsorción puede ocurrir a partir de la interacción directa del fármaco con el medio filtrante (Li, Zhu, Jern-Ng, & Keat-Tan, 2014), o a través de interacciones hidrofóbicas de los grupos aromáticos y alifáticos de los compuestos orgánicos con la membrana celular lipofílica de los microorganismos adheridos al medio filtrante (Matamoros, García, & Bayona, 2005). La degradación de los compuestos farmacéuticos depende principalmente de la estructura química del compuesto en particular; los recalcitrantes pueden biodegradarse a través de reacciones de cometabolismo (Carballa, Omil, Alder, & Lema, 2006; Carballa, Omil, Ternes, & Lema, 2007). Además, en los humedales construidos, la degradación es afectada por el medio filtrante, vegetación, oxígeno disuelto, potencial redox, temperatura, pH, disponibilidad de nutrientes y presencia de sustancias tóxicas (Li *et al.*, 2014). Diversas investigaciones han mostrado que los sistemas de tratamiento operados bajo condiciones anóxicas favorecen la remoción y/o degradación de los compuestos farmacéuticos recalcitrantes, como la carbamazepina y el diclofenaco (Xue *et al.*, 2010). Se ha planteado que los agentes reductores albergados por los microorganismos anaerobios pueden resultar indispensables al reducir la deficiencia de electrones que pudieran producir moléculas como la de carbamazepina (Knackmuss, 1996).

Por otra parte, las eficiencias de remoción de fármacos en los humedales artificiales son superiores a las eficiencias registradas en plantas de tratamiento convencionales (Zhang *et al.*, 2011). Sin embargo y específicamente en el caso de la carbamazepina, considerada como uno de los compuestos farmacéuticos más persistentes, sólo se han logrado remociones promedio en un rango de 20 a 50% en humedales subsuperfi-

ciales tanto de flujo horizontal (HSSFH) como de flujo vertical (HSSFV) (Matamoros, Arias, Brix, & Bayona, 2007; Park et al., 2009; Hijosa-Valsero et al., 2010; Zhang et al., 2011; Zhang et al., 2012). Existen pocos estudios en los que se hayan evaluado sistemas de humedales híbridos enfocados a la remoción de dicho fármaco. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue evaluar y comparar la remoción másica de carbamazepina en tres diferentes configuraciones de sistemas de humedales híbridos.

Metodología

Descripción de la unidad experimental

Este estudio se realizó en la planta piloto del Centro Universitario de la Ciénega, de la Uni-

versidad de Guadalajara, en Ocotlán, Jalisco, México, a 1 530 m sobre el nivel del mar y a una latitud de 20° 21' 00". En esta zona se presenta un clima subtropical húmedo, con una temperatura promedio de 21 °C a lo largo del año, con inviernos secos y templados, y veranos cálidos y húmedos (Zurita et al., 2012). La duración del estudio fue de siete meses, esto es, de junio a diciembre de 2013. La instalación consta de tres sistemas de humedales híbridos, cada uno por duplicado (figura 1), todos protegidos de la lluvia y radiación solar directa. La configuración del primer sistema (SI) tuvo como primera etapa de tratamiento un HSSFH y lagunas de estabilización (LE) como segunda etapa. El segundo sistema (SII) se conformó de un HSSFH como primera etapa y un HSSFV como segunda etapa. Por último, el tercer sistema (SIII) constó de un

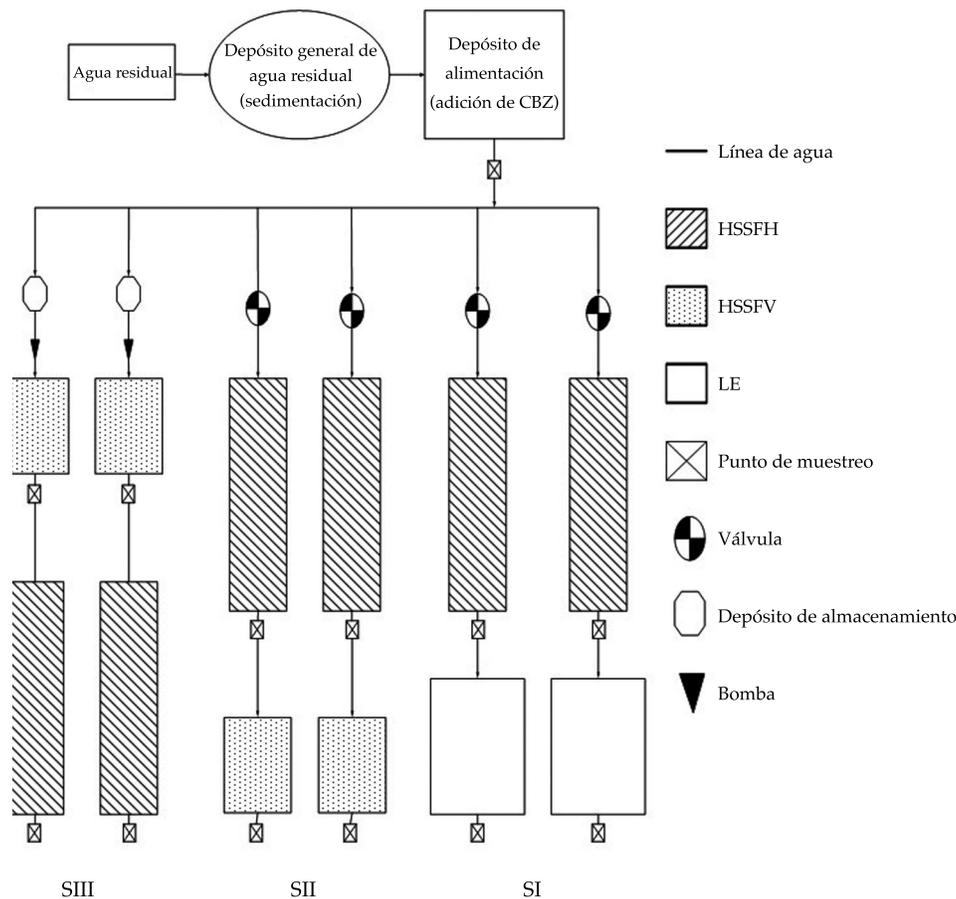


Figura 1. Esquema de humedales híbridos estudiados. SI: HSSFH-LE; SII: HSSFH-HSSFV; SIII: HSSFV-HSSFH.

HSSFV como primera etapa y un HFSSH como segunda etapa. Las celdas utilizadas para los humedales fueron fabricadas de fibra de vidrio con las siguientes dimensiones de largo, ancho y profundidad: 1.2 x 0.4 x 0.5 m, 0.48 x 0.48 x 1.2 m, y 0.7 x 0.7 x 0.7 m para los HFSSH, HFSSV y LE, respectivamente.

En los HSSFH se plantó un policultivo de tres especies de macrófitas; tres individuos de cada especie distribuidas de modo aleatorio en el área superficial de cada humedal. Las especies utilizadas fueron la *Zantedeschia aethiopica*, *Iris sibirica* y *Thypha latifolia*. El uso del policultivo fue con el objetivo de promover el desarrollo de una mayor variedad de microorganismos (Karathanasis, Potter, & Coyne, 2003; Vacca, Wand, Nikolausz, Kusch, & Kästner, 2005; Zurita, De Anda, & Belmont, 2009) que coadyuvaran en la biodegradación de la carbamazepina. A diferencia de los HSSFH, en los HSSFV sólo se utilizó una especie de planta como vegetación emergente y fue la *Strelitzia reginae*. En ambos tipos de humedales, el sustrato utilizado fue tezontle molido con d_{10} de 0.645 mm y d_{60} de 2.3 mm, así como un coeficiente de uniformidad de 3.6. El tezontle es una roca volcánica de bajo costo, abundante en México (Ponce et al., 2013). Las aguas residuales con las que se trabajó como influente de los sistemas fue una porción de las aguas residuales generadas en el centro universitario, a las que una vez sedimentadas se les adicionó carbamazepina (98% de pureza de la marca Sigma-Aldrich), para tener una concentración de 25 µg/l. Los HSSFH en los SI y SII se alimentaron en forma continua con un caudal de 23 ml/min, mientras que los HSSFV se alimentaron en forma intermitente, descargando 2.8 l cada dos horas, mediante un dispositivo de control automático.

Monitoreo de parámetros de calidad del agua

Cuantificación de carbamazepina

La cuantificación de la carbamazepina se inició después de tres meses de haber comenzado la alimentación del agua residual en los sistemas

de humedales. De esta manera, se proporcionó un periodo de estabilización, durante el cual las plantas emergentes se adaptaron a los sistemas y presumiblemente se estabilizaron los procesos fisicoquímicos y microbiológicos internos. Las muestras se tomaron cada semana tanto a la entrada como salidas de cada una de las etapas del tratamiento (figura 1), haciendo un total de 13 muestras. Por triplicado, 100 ml de cada muestra se filtró a través de papel filtro (Whatman # 41) para la eliminación de sólidos suspendidos y después se sometió a tres extracciones consecutivas con 100 ml de cloruro de metileno (1:1). La fase orgánica fue concentrada hasta sequedad con un rotavapor (IKA HB 10) a 40 °C, y gas nitrógeno. Después, los extractos fueron resuspendidos en 1 ml de metanol. Cada resuspensión se filtró mediante un filtro de PTFE de 0.20 µm de diámetro de poro. El porcentaje de recuperación fue de $96.5 \pm 1.5\%$.

Finalmente, la cuantificación de la carbamazepina se realizó en un HPLC en fase reversa utilizando un equipo Waters constituido por una bomba binaria (Waters 1525) y un detector UV-Vis con arreglo de diodos (Waters 2998). Para los propósitos analíticos se modificaron las técnicas descritas por Đorđević, Kilibarda y Stojanović (2009), y Dordio, Carvalho, Teixeira, Dias y Pinto (2010). Se utilizó una columna Waters (Symetry C₁₈) de 75 mm de longitud por 4.6 mm de diámetro interno y 3.5 µm de tamaño de partícula. La fase móvil consistió en una mezcla de acetonitrilo, agua y ácido ortofosfórico (55:45:0,1), el índice de flujo fue 1 ml/min y la carbamazepina fue detectada a 285 nm, en un tiempo de retención entre 3.37 y 3.41 min. Inyecciones por duplicado fueron hechas por cada muestra y el volumen de inyección fue de 20 µl en un *loop* de 100 µl. Por cada serie de muestras por triplicado se obtuvieron curvas de calibración con estándares preparados con carbamazepina a 98% de la marca Sigma-Aldrich. El ajuste de la curva se verificó con el coeficiente de determinación (r^2), que siempre fue superior a 0.999. El límite de detección y cuantificación fue de 0.47 ± 0.00 µg/l.

Medición de parámetros de control

En forma adicional se realizaron mediciones *in situ* de oxígeno disuelto, potencial óxido reducción, temperatura, pH, conductividad eléctrica y caudales de salida de cada uno de los sistemas, con el propósito de conocer las condiciones de operación de los sistemas. Un medidor portátil HACH de la serie HQ40d con sondas digitales IntelliCAL se usó para los tres primeros parámetros. En el caso de la conductividad eléctrica y el pH se utilizaron los medidores portátil HI 981410 y HI 981408, respectivamente; ambos de la marca HANNA. Las mediciones se realizaron en cuatro puntos diferentes (internos y externos) de los sistemas de tratamiento (figura 2). En el interior de los HSSFH se instalaron tubos perfo-

rados en la parte inicial y final del humedal para poder introducir los dispositivos de medición.

En el caso de las LE, estas mediciones se efectuaron dentro de las lagunas y a la salida del tratamiento. Por su parte, en los HSSFV se realizaron las mediciones antes de entrar al tratamiento y a la salida del mismo. La medición de estos parámetros se efectuó cada semana a la par con la toma de muestras para la cuantificación de la carbamazepina a lo largo del periodo de monitoreo. Por último, los caudales de salida de cada una de las etapas de los tres diferentes sistemas y el volumen de efluente al final de cada tren de tratamiento se midieron todos los días, a fin de conocer la tasa de evapotranspiración de cada sistema.

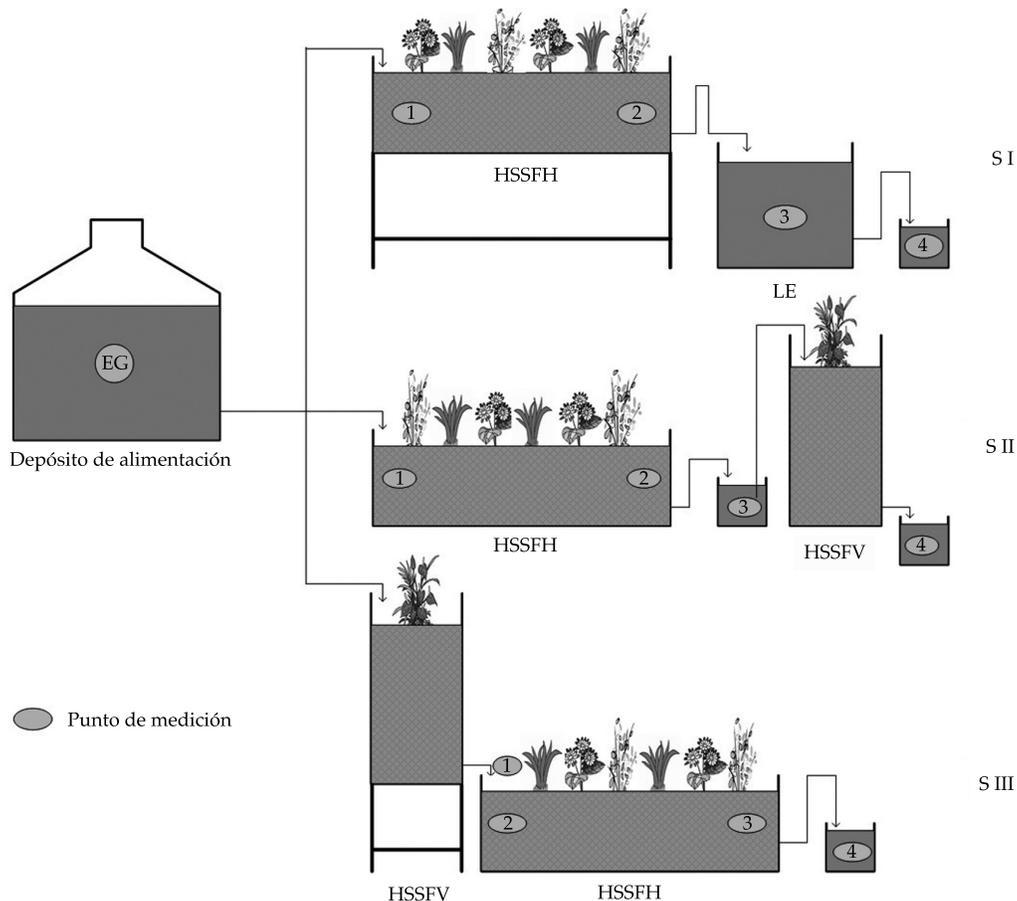


Figura 2. Esquema que muestra los puntos de medición de los parámetros de control durante el periodo de monitoreo.

Cálculo de eficiencias de remoción másica de carbamazepina

La eficiencia de remoción másica representa el método de cálculo más confiable para evaluar la eficiencia de humedales construidos debido a que considera las pérdidas y ganancias de agua y no sólo las concentraciones de entrada y salida (Hijosa-Valsero *et al.*, 2010). Por lo tanto, esto conlleva a la obtención de resultados de remoción más reales, en comparación con resultados obtenidos sólo con la reducción en la concentración del contaminante (Kadlec & Wallace, 2009). El cálculo de la eficiencia de remoción másica (MRE, *Mass Removal Efficiency*) se expresa de la siguiente manera:

$$MRE(\%) = \frac{M_r}{M_i} \times 100 = \frac{C_i Q_i - C_e Q_e}{C_i Q_i} \times 100 \quad (1)$$

Donde M_r (mg/d) es la masa de contaminante removida en el humedal; M_i (mg/d), la masa de contaminante que entra en el humedal; C_i (mg/l), la concentración del contaminante en el influente; Q_i (l/l), la tasa de flujo del influente; C_e (mg/l), la concentración del contaminante en el efluente, y Q_e (l/d) es el flujo del efluente.

Análisis estadístico

Para evaluar y comparar las eficiencias de remoción másica del contaminante a lo largo del tiempo, se utilizó un diseño en bloques completos al azar (DBCA) con tres tratamientos, una réplica y un factor de bloque, y un nivel de significancia, $p = 0.05$. Los sistemas de humedales construidos HSSFH – LE (SI), HSSFH – HSSFV (SII), HSSFV – HSSFH (SIII) representan los tres diferentes tratamientos; el factor bloqueado fue la fecha de muestreo, y la variable de respuesta fue la remoción másica de carbamazepina. El cálculo de la ANOVA se realizó con el software *Statgraphics Centurion XV.II*.

Resultados y discusión

Comportamiento del oxígeno disuelto–OD

La concentración de OD en los sistemas de humedales construidos es de suma importancia debido a que se requiere en los mecanismos de remoción aerobios de contaminantes, por lo que determina el tipo de metabolismo microbiano que prevalece en el sistema (Kadlec & Wallace, 2009). El comportamiento del OD en los tres sistemas evaluados fue de acuerdo con lo esperado, según lo reportado en la literatura (figura 3a). El sistema I presentó la menor concentración de OD a lo largo del tren de tratamiento. La baja concentración de OD en el HSSFH de dicho sistema se debe a la matriz saturada de agua, lo cual impide la difusión de oxígeno desde la superficie (Vymazal & Kröpfelová, 2008); como consecuencia, prevalecen condiciones anóxicas dentro del humedal (Saeed & Sun, 2012). Por su parte, la baja concentración de OD en la laguna de estabilización puede ser explicada por la escasa producción de algas debido a la exposición indirecta a la luz solar (Kadlec & Wallace, 2009). Esto conlleva a que la actividad fotosintética sea menor y, en consecuencia, se tenga una baja producción de oxígeno dentro de la laguna.

Respecto al sistema II, el HSSFH que figura como primera etapa tuvo un comportamiento muy parecido a su similar en el sistema I. En contraste, los resultados de la segunda etapa (HSSFV) mostraron un incremento en la concentración de OD debido a la alimentación intermitente en este tipo de humedales. La alimentación del influente en la parte superior de los HSSFVs de manera intermitente arrastra oxígeno desde la superficie hasta el interior de la matriz (Kadlec & Wallace, 2009), dando como resultado un efluente con alta concentración de OD (Matamoros *et al.*, 2007). El incremento en la concentración de OD también se observó en los HSSFV que fungen como primera etapa en el sistema III. En este caso, la descarga directa del efluente con alta concentración de OD impactó en las condiciones de operación del HSSFH, que figuró como segunda etapa del sistema. Si bien

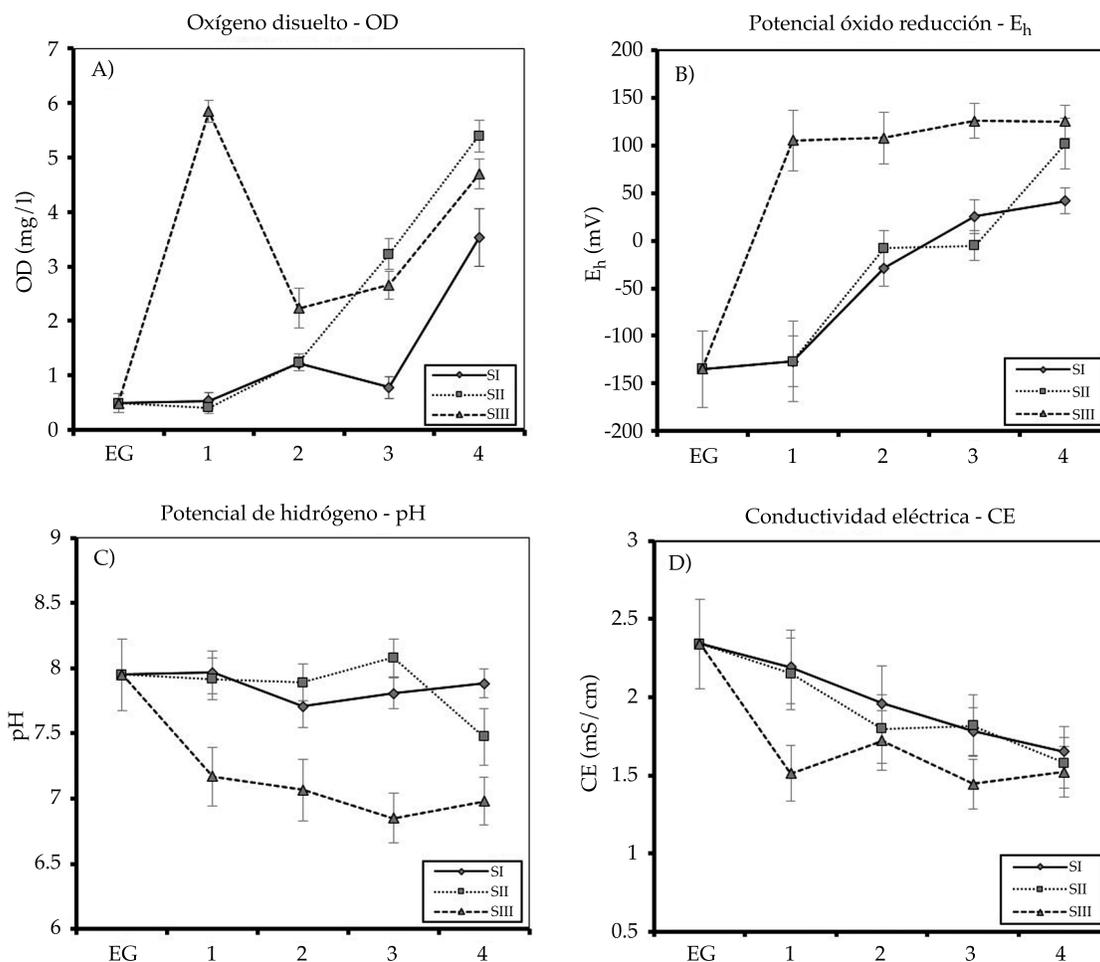


Figura 3. Promedios de parámetros de control en cada punto de medición e intervalo de confianza (95%); a) oxígeno disuelto, b) potencial óxido-reducción, c) potencial de hidrógeno, d) conductividad eléctrica. EG, entrada general; 1, 2, 3 y 4, puntos de medición en diferentes partes de cada sistema, señalados en la figura 2.

se presentó una disminución en la concentración de OD característico de este tipo de humedales, dicha concentración se mantuvo por arriba de los 2 mg/l, lo cual es indicativo de condiciones aerobias de operación, y difiere con sus similares en los sistemas I y II.

Comportamiento del potencial óxido reducción - E_h

El E_h es una medida cuantitativa de la tendencia que tiene el sistema a oxidar o reducir contaminantes y al igual que el OD es indicativo de los

posibles procesos biológicos que se llevan a cabo dentro del sistema (Patrick, Mikkelsen, & Wells, 1985; Gambrell, Khalid, & Patrick, 1987; Kadlec & Wallace, 2009). Los resultados al respecto son congruentes con los resultados obtenidos de OD.

En el sistema I se presentaron valores negativos de E_h en la primera etapa del sistema, con un ligero incremento en la zona de salida con respecto a la zona de entrada (lo que se correspondió con un incremento en la concentración de OD de 0.76 a 1.42 mg/l). Estos valores negativos denotan condiciones

reducidas, mientras que el incremento en el E_h y OD puede ser explicado por dos factores principales. El primero es la disminución de la DBO conforme el agua residual pasa a través del sistema (Kadlec & Wallace, 2009) y el segundo es la constante aportación de oxígeno en la matriz por las macrófitas (Barko, Gunnison, & Carpenter, 1991; Sorrell & Boon, 1992; Brix, 1997), lo cual propicia condiciones ligeramente más oxidadas en la zona de salida del HSSFH. Por su parte, las LE mostraron un incremento con respecto a la zona de salida de la primera etapa, debido probablemente a la oxigenación atmosférica del efluente al ser descargado por gravedad a la LE (figura 3b); aunque en la concentración de OD, este cambio fue menos notorio. Con respecto al sistema II, en la primera etapa (HSSFH) se presentó un comportamiento similar a la primera etapa del SI, mientras que la segunda etapa mostró un incremento del E_h en la salida, manifestado también por un notorio incremento en la concentración de OD (figura 3a). Esto, como consecuencia de la oxigenación del agua residual al pasar a través del HSSFV. El sistema III presentó las condiciones más oxidadas a lo largo del tratamiento, con valores cercanos a 100 mV. Este comportamiento se mantuvo incluso en el HSSFH que figura como segunda etapa del sistema, lo cual se confirma con las concentraciones de OD, superiores a los 2 mg/l discutidos en el apartado "Comportamiento del oxígeno disuelto – OD".

Comportamiento potencial de hidrógeno – pH

El pH juega un papel muy importante en la remoción de contaminantes dentro de los humedales construidos, ya que afecta de modo directo la capacidad de sorción del sustrato (Li et al., 2014) y los procesos microbianos (Meng, Pei, Hu, Shao, & Li, 2014). El sistema I tuvo un comportamiento muy estable a lo largo del tren de tratamiento, con valores de pH cercanos a ocho (figura 3c). Este comportamiento puede ser explicado por la capacidad buffer que poseen los sistemas subsuperficiales y por la poca variabilidad de pH en la laguna debido

a la mencionada baja producción de algas (Kadlec & Wallace, 2009). El sistema II también presentó la misma estabilidad en su primera etapa, con valores muy parecidos en la zona de entrada y salida. Sin embargo, en la salida de la segunda etapa del sistema (HSSFV) se registró una disminución en el pH a la salida de tratamiento. Este comportamiento se puede explicar por la nitrificación que se presenta dentro de los humedales verticales, la cual conduce a la generación de iones H^+ (Vimazal & Kröpfelova, 2008). Sin embargo, los valores obtenidos son muy cercanos a la neutralidad y coinciden con lo reportado en la literatura (United Kingdom Constructed Wetland Association (CWA Database, 2006).

En el sistema III se presentó un comportamiento muy diferente con respecto a los SI y SII. Mientras que en este par de sistemas el pH se mantuvo cercano a ocho en casi todo el tratamiento, en el sistema III los valores fueron muy cercanos a pH siete. En la salida de la primera etapa (HSSFV), el pH descendió de forma notoria en relación con el valor en el influente debido a la nitrificación, común en este tipo de humedales. Posteriormente, estos valores se mantuvieron sin mucha variación en los HSSFH, como consecuencia de la capacidad buffer del sistema, comentado antes. No obstante, se observó una ligera disminución en la zona de salida con respecto a la zona de entrada (figura 3c), tal vez debido a la posible continuación del proceso de nitrificación dentro de los HSSFH, como resultado de las condiciones aerobias predominantes.

Comportamiento de la conductividad eléctrica – CE

La CE es la medición de las sales iónicas totales y es casi proporcional a los sólidos disueltos totales en el humedal (SDT). Dicha medición puede ser alterada por procesos biológicos; sin embargo, los factores que más influyen en sus valores son los procesos físicos de dilución y evaporación (Kadlec & Wallace, 2009). Los resultados al respecto obtenidos en este estudio

mostraron una disminución de la conductividad eléctrica en el flujo de salida de los tres sistemas (figura 3d). Esto último, a pesar de los efectos de evapotranspiración presentes, resultados que se presentarán en el próximo apartado. De acuerdo con Kiambadde, Kansiiime y Dalhammar (2005), la disminución de la CE puede explicarse debido a la captación de iones, micro y macro elementos por las plantas y la adsorción de éstos en sus raíces. Además, en el caso particular de este estudio, la remoción de tal tipo de compuestos probablemente aumentó debido a la comprobada alta capacidad del tezontle para remover SDT (Zurita *et al.*, 2012), el cual fue utilizado como sustrato en los sistemas subsuperficiales.

Evapotranspiración – ET

En humedales construidos, la evapotranspiración es un factor crucial que afecta la hidrodinámica y el funcionamiento del tratamiento (Chazarenc, Naylor, Comeau, Merlin, & Brisson, 2010). El impacto se presenta en la reducción del volumen de agua a la salida del tratamiento y por lo tanto en el incremento de la concentración de contaminantes (Borin, Milani, Salvato, & Toscan, 2011). El crecimiento de las plantas, en conjunto con la radiación solar, humedad relativa, temperatura y viento son factores que afectan la tasa de evapotranspiración (Xu, Ma, & Liu, 2011). En climas subtropicales, las altas tasas de evapotranspiración son un aspecto muy importante a ser considerado debido al impacto negativo en las concentraciones de contaminantes en efluentes de humedales construidos de

flujo subsuperficial. El cuadro 1 muestra un resumen de los datos de evapotranspiración de los tres sistemas (mm/día) por cada uno de los meses de estudio, así como las temperaturas promedio del agua en el sistema durante cada mes.

Remoción másica de carbamazepina

Al analizar la eficiencia del SI para la remoción de CBZ se encontró que la eficiencia se incrementaba de manera significativa ($p < 0.05$) entre las dos etapas que lo conforman. En la primera etapa (HSSFH), la remoción promedio fue de $43 \pm 3.8\%$ y se incrementó en $17 \pm 3.8\%$ en la segunda. Sin embargo, con respecto al SII, la eficiencia de remoción no tuvo un aumento significativo en la segunda etapa, con eficiencias promedio de $48 \pm 3.5\%$ y $7 \pm 3.5\%$ para la primera y segunda etapa, respectivamente. Por su parte, el sistema III tampoco mostró un incremento significativo entre sus etapas ($p > 0.05$), y sus eficiencias de remoción promedio fueron de $34 \pm 5.7\%$ en la primera etapa y $2 \pm 5.7\%$ en la segunda. La figura 4 muestra la remoción acumulada entre las dos etapas por sistema en cada una de las fechas del monitoreo. Estos resultados fueron utilizados para comparar los tres sistemas en relación con la eficiencia de remoción total.

Al realizar el ANOVA con respecto a dichas remociones totales, se encontró que los sistemas I y II fueron los más efectivos e iguales entre sí, y significativamente diferentes del SIII ($p < 0.05$). Los promedios fueron de $60 \pm 4.45\%$ para SI, $55 \pm 4.45\%$ para SII y SIII,

Cuadro 1. Evapotranspiración (mm/día) promedio mensual por sistema de tratamiento e intervalo de confianza (95%).

Mes	Temp. agua °C	Evapotranspiración		
		SI	SII	SIII
Septiembre	20.5	26.68 ± 2.02	27.8 ± 3.67	22 ± 0.00
Octubre	18.5	23 ± 2.81	19.9 ± 3.33	22 ± 0.00
Noviembre	16.1	24.3 ± 2.33	24.46 ± 9.91	20.76 ± 1.79
Diciembre	14.3	24.7 ± 7.84	29.9 ± 8.6	20 ± 10.76

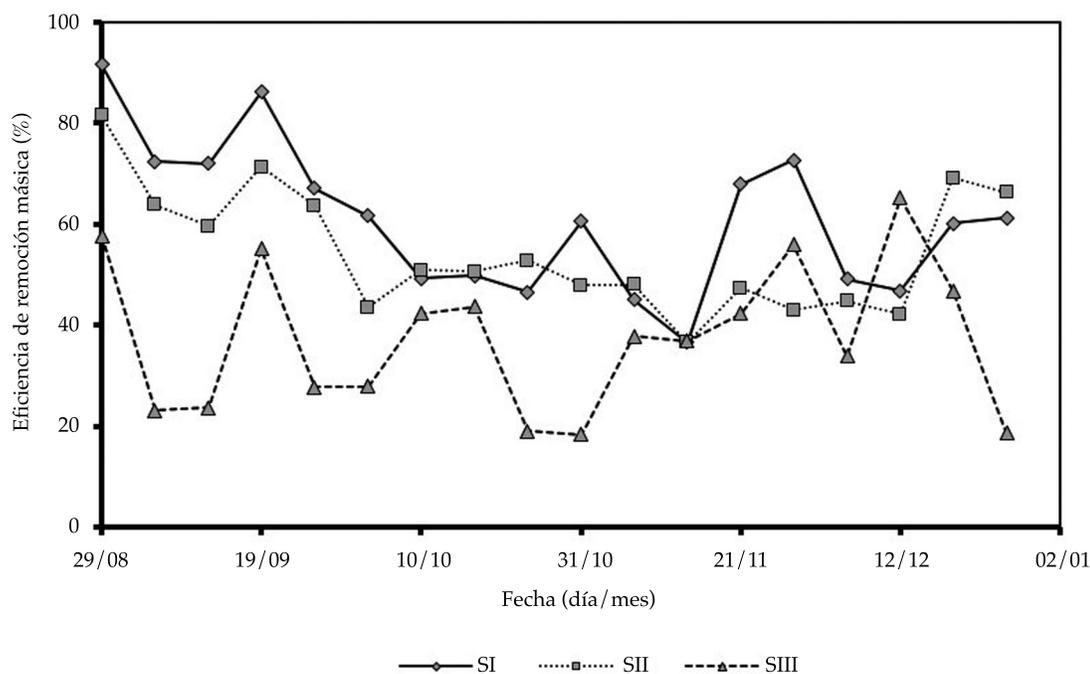


Figura 4. Remoción másica de carbamazepina por sistema a lo largo del periodo de monitoreo.

respectivamente. La ligera mayor eficiencia del sistema I, en comparación con el sistema II, probablemente fue provocada por las cercanas condiciones anóxicas ($OD: 0.53 - 0.78 \text{ mg/l}$, $E_h: -126.7 - 25.3 \text{ mV}$) que predominan a lo largo del sistema, las cuales, según resultados reportados por Park *et al.* (2009), y Hai, Li, Price y Nghiem (2011), favorecen la eliminación de carbamazepina, no así las condiciones aerobias. Por otra parte, el resultado de remoción obtenido en los HSSFH como primera etapa de tratamiento en este estudio fue de 45%. Esto coincide con los resultados logrados por Park *et al.* (2009), quienes obtuvieron porcentajes de remoción de 30 a 47%, mayores a los logrados por Matamoros *et al.* (2008), Hijosa-Valsero *et al.* (2010) y Zhang *et al.* (2011, 2012). Esta diferencia probablemente se debió a una mayor biodegradación promovida por el policultivo y/o la captación de las especies utilizadas. Por otra parte, la remoción másica promedio obtenida en los HSSFV que actuaron como primera etapa fue de 34%, el cual es superior al 26% reportado por Matamoros *et al.* (2007).

Conclusiones

Los resultados de los tres sistemas evaluados confirman la capacidad de los humedales construidos para la remoción de carbamazepina, tal como ha sido reportado por diferentes autores, y permiten afirmar que es posible obtener mayores eficiencias de remoción mediante humedales híbridos. Durante el periodo de evaluación, el sistema de humedal híbrido compuesto por humedales subsuperficiales de flujo horizontal seguido de lagunas de estabilización fue el más efectivo para la remoción de carbamazepina. Lo anterior sugiere que las condiciones anóxicas de operación, así como valores de pH cercanos a ocho favorecen la remoción de dicho fármaco. Con respecto al sistema III, se demostró que las comúnmente reportadas condiciones anóxicas en los humedales subsuperficiales de flujo horizontal fueron modificadas por la descarga directa del efluente procedente de la etapa vertical previa, lo cual le confirió a dicho sistema condiciones aerobias de operación, en

aparición no propicias para la remoción de la carbamazepina, sugiriendo así una probable correlación negativa de remoción del fármaco con respecto a la concentración de oxígeno disuelto y potencial óxido reducción. No obstante, investigaciones futuras deben enfocarse en evaluar dichas condiciones de operación a diferentes niveles en humedales construidos, con el objetivo de conocer los valores ideales para optimar la remoción de este compuesto.

Así, este estudio demuestra que los humedales construidos híbridos representan una buena alternativa para la remoción de fármacos de las aguas residuales domésticas, incluyendo los recalcitrantes como la carbamazepina. Los humedales construidos son potencialmente aplicables en México, en especial por su bajo costo y aplicabilidad como sistemas centralizados o *in situ*, además de su facilidad de operación. La información generada en la presente investigación, como el medio filtrante (el tezontle con la granulometría correspondiente), las especies de macrófitas (*Z. aethiopica*, *I. sibirica* y *T. latifolia*) y los criterios de diseño utilizados (TRH, relación largo-ancho, etc.) deberán considerarse para su aplicación a escala real, para obtener eficiencias similares. La implementación de tales sistemas permitiría una mayor depuración de las aguas residuales domésticas y como resultado una mayor protección de los ecosistemas acuáticos y de los seres humanos, ante los efectos adversos documentados de los compuestos farmacéuticos.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el Secretaría de Educación Pública a través del Programa de Mejoramiento del Profesorado (Promep) en la convocatoria "Fortalecimiento de Cuerpos Académicos" 2013. Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada a Allan Tejeda para realizar sus estudios de Maestría en Ciencias. Además, agradecen a Michelle Alejandra Macías Robledo por el apoyo otorgado durante el monitoreo de los sistemas evaluados.

Referencias

Ávila, C., Pedescoll, A., Matamoros, V., Bayona, J. M., & García, J. (2010). Capacity of Horizontal Subsurface Flow

- Constructed Wetland System for Removal of Emerging Pollutants: An Injection Experiment. *Chemosphere*, 81, 1137-1142.
- Barko, J. W., Gunnison, D. R., & Carpenter, S. R. (1991). Sediment Interactions with Submersed Macrophyte Growth and Community Dynamics. *Aquatic Botany*, 41, 41-65.
- Borin, M., Milani, M., Salvato, M., & Toscan, A. (2011). Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Evapotranspiration in Northern and Southern Italy. *Ecological Engineering*, 37(5), 721-728.
- Brix, H. (1997). Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? *Water Science & Technology*, 35(5), 11-17.
- Carballa, M., Omil, F., Alder, A. C., & Lema, J. M. (2006). Comparison between the Conventional Anaerobic Digestion of Sewage Sludge and its Combination with a Chemical or Thermal Pre-Treatment Concerning the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products. *Water Science & Technology*, 53, 109-117.
- Carballa, M., Omil, F., Ternes, T., & Lema, J. M. (2007). Fate of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) during Anaerobic Digestion of Sewage Sludge. *Water Research*, 41, 2139-2150.
- Chazarenc, F., Naylor, S., Comeau, Y., Merlin, G., & Brisson, J. (2010). Modeling the Effect of Plants and Peat on Evaporation in Constructed Wetlands. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010, 1-6.
- CWA Database. (2006). *Constructed Wetlands Interactive Database, Version 9.02*. Compiled by G. D. Job and P. F. Cooper. Gloucestershire, United Kingdom: United Kingdom Constructed Wetland Association (CWA).
- Dorđević, S., Kilbarda, V., & Stojanović, T. (2009). Determination of Carbamazepine in Serum and Saliva Samples by High Performance Liquid Chromatography with Ultraviolet Detection. *Vojnosanit Pregl*, 66(5), 347-352.
- Dordio, A., Carvalho, A. J. P., Teixeira, D. M., Dias, C. B., & Pinto, A. P. (2010). Removal of Pharmaceuticals In Microcosm Constructed Wetlands Using *Typha* spp. and LECA. *Bioresource Technology*, 101, 886-892.
- Dordio, A. V., Belo, M., Teixeira, D. M., Carvalho, A. J. P., Dias, C. M. B., Picó, Y., & Pinto, A. P. (2011). Evaluation of Carbamazepine Uptake and Metabolization by *Typha* spp., a Plant with Potential Use in Phytotreatment. *Bioresource Technology*, 102, 7827-7834.
- Gambrell, R. P., Khalid, R. A., & Patrick, W. H. Jr. (1987). Capacity of a Swamp Forest to Assimilate the TOC Loading from Sugar Refinery Wastewater Stream. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 59(10), 897-904.
- Hai, F. I., Li, X., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2011). Removal of Carbamazepine and Sulfamethoxazole by MBR under Anoxic and Aerobic Conditions. *Bioresource Technology*, 102, 10386-10390.

- Herberer, T. (2002). Tracking Persistent Pharmaceutical Residues from Municipal Sewage to Drinking Water. *Journal of Hydrology*, 266, 175-189.
- Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., & Bayona, J. M. (2010). Comprehensive Assessment of the Desing Configuration of Constructed Wetlands for the Removal Pharmaceuticals and Personal Care Products from Urban Wastewaters. *Water Research*, 44, 3669-3678.
- Jones, O. A., Lester, J. N., & Voulvoulis, N. (2005). Pharmaceutical: A Threat to Drinking Water? *Trends in Biotechnology*, 23, 163-177.
- Kadlec, R. H., & Kinght, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Raton, USA: CRC Press.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd edition). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Karathanasis, A. D., Potter, C. L., & Coyne, M. S. (2003). Vegetation Effects on Fecal Bacteria, BOD, and Suspended Solid Removal in Constructed Wetland Treating Domestic Wastewater. *Ecological Engineering*, 20, 157-169.
- Kiambadde, J., Kansime, F., & Dalhammar, G. (2005). Nitrogen and Phosphorus Removal in Substrate-Free Pilot Constructed Wetlands with Horizontal Surface Flow in Uganda. *Water, Air & Soil Pollution*, 165, 37-59.
- Knackmuss, H.-J. (1996). Basic Knowledge and Perspectives of Bioelimination of Xenobiotic Compounds. *Journal of Biotechnology*, 51, 287-295.
- Li, Y., Zhu, G., Jern-Ng, W., & Keat-Tan, S. (2014). A Review on Removing Pharmaceutical Contaminants from Wastewater by Constructed Wetlands: Design, Performance and Mechanism. *Science of the Total Environment*, 468-469, 908-932.
- Matamoros, V., & Salvadó, V. (2012). Evaluation of the Seasonal Performance of a Water Reclamation Pond-Constructed Wetland System for Removing Emerging Contaminants. *Chemosphere*, 86, 111-117.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., & Bayona, J. M. (2007). Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (Ppcps) from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. *Environment Science & Technology*, 41, 8171-8177.
- Matamoros, V., Caselles-Osorio, A., Garcia, J., & Bayona, J. M. (2008). Behavior of Pharmaceutical Products and Biodegradation Intermediates in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland: A Microcosm Experiment. *Science of the Total Environment*, 394, 171-176.
- Matamoros, V., García, J., & Bayona, J.M. (2005). Pharmaceuticals in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Pilot-Scale Study. *Environmental Science & Technology*, 39, 5449-5454.
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., & Li, Z. (2014). How to Increase Microbial Degradation in Constructed Wetlands: Influencing Factors and Improvements Measures. *Bioresource Technology*, 157, 316-326.
- Park, N., Vanderford, B. J., Snyder, S. A., Sarp, S., Kim, S. D., & Cho, J. (2009). Effective Controls of Micropollutants Included in Wastewater Effluent Using Constructed Wetlands under Anoxic Condition. *Ecological Engineering*, 35, 418-423.
- Patrick, W. H. Jr., Mikkelsen, D. S., & Wells, B. R. (1985). Plant Nutrient Behavior in Flooded Soils (pp. 192-228). In *Fertilizer Technology and Use* (3rd edition). Madison, USA: Soil Science Society of America.
- Ponce, B., Ortiz, A., Otazo, E. M., Reguera, E., Acevedo, O. A., Prieto, F., & González, C. A. (2013). Physical Characterization of an Extensive Volcanic Rock in Mexico: "red tezontle" from Cerro de la Cruz, in Tlahuelilpan, Hidalgo. *Acta Universitaria*, 23(4), 20-27.
- Rosal, R., Rodríguez, A., Perdigón-Melón, J. A., Petre, A., Garcia-Calvo, E., Gómez, M. J., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. R. (2010). Occurrence of Emerging Pollutants in Urban Wastewater and their Removal through Biological Treatment Followed by Ozonation. *Water Research*, 44(2), 578-588.
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A Review on Nitrogen and Organics Removal Mechanisms in Subsurface Flow Constructed Wetlands: Dependency on Environmental Parameters, Operating Conditions and Supporting Media. *Journal of Environment Management*, 112, 429-448.
- Sorrell, B. K., & Boon, P. I. (1992). Biogeochemistry of Billabong Sediments. II Seasonal Variations in Methane Production. *Freshwater Biology*, 27, 435-445.
- Vacca, G., Wand, H., Nikolausz, M., Kusch, P., & Kästner, M. (2005). Effect of Plants and Filter Materials on Bacteria Removal Pilot-Scale Constructed Wetlands. *Water Research*, 9, 1361-1373.
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Vol. 14. Germany: Springer Science & Business Media.
- Xu, S., Ma, T., & Liu, Y. (2011). Application of a Multi-Cylinder Evapotranspirometer Method for Evapotranspiration Measurements in Wetlands. *Aquatic Botany*, 95, 45-50.
- Xue, W., Wu, C., Xiao, K., Huang, X., Zhou, H., Tsuno, H., & Tanaka, H. (2010). Elimination and Fate of Selected Micro-Organic Pollutants in a Full-Scale Anaerobic/Anoxic/Aerobic Process Combined with Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Reclamation. *Water Research*, 44, 5999-6010.
- Zhang, D. Q., Gersberg, R. M., Hua, T., Zhu, J., Anh-Tuan, N., & Keat, S. (2012). Pharmaceutical Removal in Tropical Subsurface Flow Constructed Wetlands at Varying Hydraulic Loading Rates. *Chemosphere*, 87, 273-277.
- Zhang, D. Q., Keat, S., Gersberg, R. M., Sadreddini, S., Zhu, J., & Anh Tuan, N. (2011). Removal of Pharmaceutical Compounds in Tropical Constructed Wetlands. *Ecological Engineering*, 37, 460-464.
- Zhang, D., Gersberg, R. M., Jern Ng, W., & Keat Tan, S. (2014). Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products

in Aquatic Plant-Based Systems: A Review. *Environmental Pollution*, 184, 620-639.

Zurita, F., De Anda, J., & Belmont, M. A. (2009). Treatment of Domestic Wastewater and Production of Commercial Flowers in Vertical and Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 861-869.

Zurita, F., Del Toro-Sánchez, C. L., Gutierrez-Lomelí, M., Rodríguez-Sahagún, A., Castellanos-Hernandez, O. A., Ramírez-Martínez, G., & White J. R. (2012). Preliminary Study on the Potential of Arsenic Removal by Subsurface Flow Constructed Mesocosms. *Ecological Engineering*, 47, 2012, 101-104.

Dirección institucional de los autores

M.C. Allan Tejeda Ortega

Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Ciénega
Av. Universidad 1115, Col. Lindavista
47820 Ocotlán, Jalisco, MÉXICO
Teléfono: +52 (392) 9259 400
allanteor@hotmail.com

Dra. Zaira del Rocío López López

Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Ciénega
Av. Universidad 1115, Col. Lindavista
47820 Ocotlán, Jalisco, MÉXICO
Teléfono: +52 (392) 9259 400
zlopez@gmx.net

M.C. Daniel Rojas Bravo

Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Ciénega
Av. Universidad 1115, Col. Lindavista
47820 Ocotlán, Jalisco, MÉXICO
Teléfono: +52 (392) 9259 400
drojas@cuci.udg.mx

M.C. Mireya Zoila Reyna Villela

Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Ciénega
Av. Universidad 1115, Col. Lindavista
47820 Ocotlán, Jalisco, MÉXICO
Teléfono: +52 (392) 9259 400
mireyaryn@yahoo.com.mx

Dr. Arturo Barrera Rodríguez

Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Ciénega
Av. Universidad 1115, Col. Lindavista
47820 Ocotlán, Jalisco, MÉXICO
Teléfono: +52 (392) 9259 400
arturobr2003@yahoo.com.mx

Dra. Florentina Zurita Martínez

Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Ciénega
Av. Universidad 1115, Col. Lindavista
47820 Ocotlán, Jalisco, MÉXICO
Teléfono: +52 (392) 9259 400
fzurita2001@yahoo.com
fzurita@cuci.udg.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Tendencia de la precipitación estacional e influencia de El Niño-Oscilación Austral sobre la ocurrencia de extremos pluviométricos en la cuenca del lago de Valencia, Venezuela

• Franklin Paredes-Trejo* •

Universidad de Los Llanos Ezequiel Zamora, San Carlos-Cojedes, Venezuela

*Autor de correspondencia

• Edilberto Guevara-Pérez •

Universidad de Carabobo, Valencia-Carabobo, Venezuela

• Humberto Barbosa-Alves • Carlos Uzcátegui-Briceño •

Universidad Federal de Alagoas-LAPIS, Maceió-Alagoas, Brasil

Resumen

Paredes-Trejo, F., Guevara-Pérez, E., Barbosa-Alves, H., & Uzcátegui-Briceño, C. (noviembre-diciembre, 2015). Tendencia de la precipitación estacional e influencia de El Niño – Oscilación Austral sobre la ocurrencia de extremos pluviométricos en la cuenca del lago de Valencia-Venezuela. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 33-48.

La cuenca del lago de Valencia (CELV) es la cuenca endorreica de mayor tamaño en Venezuela. Por su elevada densidad poblacional e industrial es susceptible a los extremos pluviométricos. Se sabe que el fenómeno ENOA (El Niño-Oscilación Austral) modula las lluvias en el territorio venezolano, pero no se ha explorado su incidencia en detalle en la CELV. En este estudio se analiza la tendencia espacial y temporal de la precipitación estacional y se explora la asociación entre la ocurrencia de meses con extremos pluviométricos y las fases de ENOA (El Niño, La Niña, neutro) en la CELV. Se seleccionaron ocho estaciones climáticas con buena calidad de registros. Los periodos 1934-2005 y 1966-1992 se adoptan para los análisis a escalas local y regional. Se identificaron los meses de la temporada seca y húmeda. En cada estación se calculó la precipitación acumulada estacional y se evaluó su tendencia de largo plazo utilizando la prueba de Mann-Kendall. Se categorizó la precipitación mensual local y estacional en extrema seca (ES), no extrema (NE) y extrema húmeda (EH), usando como umbrales los percentiles 10 y 90. Se analizó la ocurrencia probabilística espacial y simultaneidad de un mes ES, NE y EH, según la temporada y fases de ENOA. La asociación entre ENOA y la precipitación estacional se explora con una prueba Chi-Cuadrado. Se encontró lo siguiente: no existen tendencias locales de largo plazo en la precipitación total estacional; la ocurrencia de extremos pluviométricos estacionales está parcialmente asociada con los eventos El Niño/La Niña; la incidencia de extremos pluviométricos podría estar vinculada con factores climáticos locales.

Palabras clave: El Niño-Oscilación Austral, lago de Valencia, cambio climático, extremos pluviométricos

Abstract

Paredes-Trejo, F., Guevara-Pérez, E., Barbosa-Alves, H., & Uzcátegui-Briceño, C. (November-December, 2015). *Seasonal Trend of the Rainfall and the Influence of El Niño-Southern Oscillation on the Occurrence of Extreme Rainfalls at the Watershed of Valencia's Lake, Venezuela. Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(6), 33-48.

The Valencia lake basin is the endorheic watershed larger of Venezuela (VLB). VLB is densely populated and industrialized; therefore the extreme climate events can cause severe impacts. In the Venezuelan territory, it is known that ENSO (El Niño-Southern Oscillation) can modulate the rainfalls, however no has been explored in detail as ENSO can affect the rainfalls on VLB. This study analyzes the spatio-temporal trends of the seasonal rainfalls and explores the association between the occurrence of extreme rainfall months and the phases of ENSO (El Niño, La Niña and Neutral) on VLB. Eight stations were selected by the quality control of their registers. We considered two periods for our analysis: 1934-2005 (local scale) and 1966-1992 (regional-local scale). In addition, we identified the months of occurrence of the rainy and dry seasons. The accumulated rainfall by season in each station was calculated and after was explored the occurrence of a long-term trend by Mann-Kendall test. Seasonal precipitation in each station and season was categorized in extreme dry, extreme-no, or extreme wet (ED, EN and EW) using the 10th and 90th percentiles as threshold. The likelihood of occurrence of a month ED, EN or EW at local scale according to season and phase of ENSO was estimated. The association between these categorical variables was analyzed by chi-square test for independence. The results more remarkable were: there is no evidence of a long-term trend at local scale on seasonal precipitation; the Niño/Niña episodes are partially associated with the occurrence of extreme rainfall at seasonal scale; a high-proportion of the extreme rainfall events could have been driven by local factors which were not evaluated here.

Keywords: Valencia's Lake, El Niño-Southern Oscillation, climate change, extreme rainfall.

Recibido: 22/10/2013

Aceptado: 05/08/2015

Introducción

En el *Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* se indicó que entre los años 1900 y 2000, la precipitación anual aumentó de forma notable en la región ubicada al norte de América del Sur (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2007). En esa región, el fenómeno meteorológico El Niño-Oscilación Austral o ENSO (ENOA) es uno de los componentes del sistema climático global que más influye sobre la variabilidad pluviométrica (Arntz & Fahrbach, 1991; Giddings & Soto, 2006). ENOA ha sido ampliamente relacionado con los impactos climáticos más importantes ocurridos en Centroamérica, México y el Cono Sur (Banco Mundial-Naciones Unidas, 2001; Comisión Europea, 2009). Esta influencia se extiende a los países situados dentro y en la periferia de las cuencas del Pacífico e Índico (Allan, Lindesay, & Parker, 2000), el Trópico y ciertas regiones extra-tropicales de Norteamérica (Magaña & Ambrizzi, 2005; PNUMA-CEPAL, 2010).

Venezuela es un país tropical situado en el extremo norte de Sudamérica (~ 1-12° N, 60-74° O), con la precipitación sobre este territorio principalmente modulada por la actividad y ubicación de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), en la cual confluyen los vientos alisios del noreste y del sudeste, estructurando un subsistema de baja presión que se desplaza en sentido meridional (Goldbrunner, 1984; Pulwarty, Barry, Hurst, Sellinger, & Mogollon, 1998). La ZCIT es parte del sistema climático global; por tanto, responde rápidamente a las variaciones en la circulación atmosférica tropical (Martelo, 2003a). En el contexto espacial, la precipitación es heterogénea debido al control que ejercen las barreras orográficas sobre los vientos de superficie (Insel, Poulsen, & Ehlers, 2010). Mientras que en el contexto temporal, varios modos de variación han sido identificados en las series de precipitación disponibles (Winemiller, 1990). A escala decadal, por ejemplo, Martelo (2003b) notó que los promedios pluviométricos revelaban la ocurrencia de un patrón débil-

mente alternante; así, en la década 1951-1960 prevaleció una condición normal; 1961-1970 fue lluviosa; 1971-1980, seca; 1981-1990, lluviosa, y la década incompleta 1991-1998, seca.

La variabilidad pluviométrica sobre el territorio venezolano en el contexto temporal puede ser modulada por las fases de ENOA tanto cálida o El Niño como fría o La Niña (Pulwarty, Barry, & Riehl, 1992; Cárdenas, García, & Gil, 2002; Paredes, Guevara, Uzcategui, & Garbi, 2008). El efecto de ENOA sobre el territorio venezolano no es homogéneo (CNMeH-CONICIT, 1998); así, en las regiones de Guayana y occidente, El Niño tiende a propiciar la ocurrencia de veranos más secos que lo normal y un retardo en el inicio de la temporada lluviosa; mientras que en las regiones central, llanera y oriental, la influencia es mucho menos evidente, encontrándose casos en los que los años El Niño coinciden con inicios de temporada de lluvia temprana, normal o tardía. En contraste, un ENOA neutro, es decir, océano Pacífico con condiciones térmicas superficiales cercanas al promedio histórico, suele coincidir con un inicio temprano de la temporada lluviosa. Cabe destacar que en Guayana, La Niña se asocia con temporadas secas más lluviosas de lo normal y por tanto la ocurrencia de caudales relativamente altos en el río Caroní, mientras que en los Llanos se vincula con una entrada tardía de la temporada de lluvias (Rogers, 1998; Martelo, 2003b).

A gran escala, la influencia de ENOA sobre el régimen de las precipitaciones en el territorio venezolano ha sido ampliamente estudiada por Caviedes (1998), Cárdenas y De Grazy (2003), Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales Renovables (2007), y Rollenbeck y Anhufo (2007); sin embargo, las principales características espaciales y temporales de esta modulación sólo se han analizado en suficiente detalle en algunas regiones del país (Guevara & Paredes, 2007; Pierre & Tirado, 2007; Pérez, 2012). Una de las regiones donde no se conoce muy bien la incidencia de ENOA sobre la precipitación es la cuenca del lago de Valencia. El relieve dominante en esta cuenca incrementa la vulnerabilidad ante la ocurrencia de extremos pluviométricos.

En lo sucesivo, el término extremo pluviométrico se refiere a un episodio anómalamente seco o húmedo, con una persistencia de al menos dos meses consecutivos.

El lago de Valencia es el cuerpo de agua dulce endorreico más grande de Venezuela (Díaz, 2006), ocupa una depresión tectónica denominada Graben de Valencia entre la Cordillera de la Costa al norte y la Serranía del Interior al sur (Bradbury *et al.*, 1981). Está rodeado por una región altamente industrializada y densamente poblada (Sequera, 1994). A grandes rasgos, los suelos son destinados a actividades agrícola (34%), urbana (18%) e industrial (3%). El cuerpo de agua del lago tiene 359 km² de superficie, 6.30 km³ de volumen y 18 m de profundidad, al cual tributan 18 subcuencas (Guevara & Márquez, 2012; Dourojeanni, Jouravlev, & Chávez, 2002). Los ríos con régimen permanente son Güey, El Limón, Las Delicias, Turmero, Aragua, Cabriales, Los Guayos, Nepe y Guacara, junto al Caño Central y los canales Papelera, Sudantex y Corpindustria (Filippone, 1999). El escurrimiento superficial medio hacia el lago es de 9 m³/s durante la temporada seca y de 19 m³/s durante el periodo húmedo (Guevara, Guevara, & García, 2008).

Durante la última década, el nivel del lago de Valencia ha aumentado en forma sostenida debido al transvase desde los embalses Pao Cachinche y Pao La Balsa, que alimenta el Sistema Regional del Centro I (principal acueducto del eje Valencia-Maracay); el desvío del río Cabriales en el año 1979 hacia el lago, y el vertido continuo de aguas servidas urbanas e industriales. Entre 1995 y 2000, el nivel de ascenso del espejo de agua del lago subió a una velocidad media de 0.40 m/año, alcanzando un máximo relativo de 413.36 msnm en el año 2012 (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales Renovables, 2007). Durante la temporada de lluvias del año 2013, la Comisión de Saneamiento y Control de Nivel del Lago de Valencia (dependencia gubernamental) reportó la ocurrencia de una cota cercana a los 414 msnm y varios impactos de importancia: inundación parcial de algunos sectores situados al sur del municipio Girardot

del estado Aragua, como Mata Redonda y La Punta; interrupción temporal del acceso vial a la Isla La Culebra, y anegamiento permanente de las bases del tramo vial Valencia-Güigüe, entre otros.

La vocación agrícola de la cuenca del lago de Valencia, especialmente en las tierras bajas, la hace muy vulnerable a los episodios secos persistentes. Por ejemplo, algunos cultivos de secano como sorgo industrial, hortalizas, frutas y cítricos merman sus rendimientos durante la ausencia prolongada de lluvias, lo que afecta al sector agrícola de la región (Marín, 2002).

En las referencias se encuentran estudios que caracterizan la distribución espacial de las lluvias en la cuenca del lago de Valencia (Guevara *et al.*, 2008); otros que estiman algunos parámetros hidrológicos relevantes (Ascenzi, Mora, & Pino, 2007) y que evalúan bajo un enfoque probabilístico la precipitación anual y estacional (Paredes *et al.*, 2013). Sin embargo, se desconoce si la precipitación en la cuenca ha aumentado o disminuido en el tiempo; tampoco se sabe si las temporadas anómalamente secas o húmedas están asociadas con las fases de ENOA o si los extremos pluviométricos tienden a ser más frecuentes. Por ello, el propósito de esta investigación es la de explorar la influencia del fenómeno meteorológico ENOA sobre los extremos pluviométricos en la mencionada cuenca. En el estudio se plantean dos objetivos relacionados con el análisis de las series pluviométricas mensuales disponibles en un conjunto de estaciones situadas dentro de la cuenca: a) analizar la tendencia de largo plazo del acumulado pluviométrico estacional, y b) analizar la vinculación entre las fases de ENOA y los extremos pluviométricos estacionales bajo un enfoque probabilístico.

Metodología

Área de estudio

La cuenca del lago de Valencia se ubica en la Región Central de Venezuela. Cubre una superficie de 2 943 km², distribuida entre los estados

Carabobo (53.13%) y Aragua (46.87%). Se extiende entre las latitudes norte $9^{\circ} 55' 4.26''$ y $10^{\circ} 24' 41.74''$, longitudes oeste $-68^{\circ} 4' 21.2''$ a $-67^{\circ} 16' 30.15''$, como se aprecia en la figura 1. Tiene un rango hipsométrico que va de 426 msnm (nivel medio del lago) a 2 439 msnm (Pico Codazzi).

Registros pluviométricos

Se usaron las series pluviométricas mensuales de las estaciones climáticas localizadas en el área de estudio y administradas por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (<http://www.inameh.gob.ve/>). Se seleccionaron las series que cuentan con una longitud de registro mensual (LRM) igual o mayor que 30 años. Con base en este criterio se eligieron la serie de registros de ocho estaciones pluviométricas con $31 \text{ años} \leq \text{LRM} \leq 59 \text{ años}$, con las siguientes características: registros discontinuos, extensión media de 42.50 años y mediana de la extensión

de 42.50 años. Estos periodos se enmarcan en una ventana temporal discontinua que va desde el año 1934 hasta el año 2005. En lo sucesivo, a este grupo se denomina muestra.

Fases del procedimiento

1. Evaluación de la calidad de las series. En la muestra, la estacionariedad se evaluó utilizando el estadístico t (criterio de aceptación, $p \leq 0.05$), tomando como variable de análisis la pendiente de la recta que relaciona la precipitación anual y el tiempo en años; la autocorrelación serial se evaluó con la prueba de Durbin-Watson (Fox, 2008); los años no homogéneos se detectaron con la prueba de Easterling-Peterson (Buishand, 1982). Las ocho series de registros pluviométricos usados pasaron las pruebas mencionadas y, por tanto, se usaron en los análisis posteriores (figura 1).

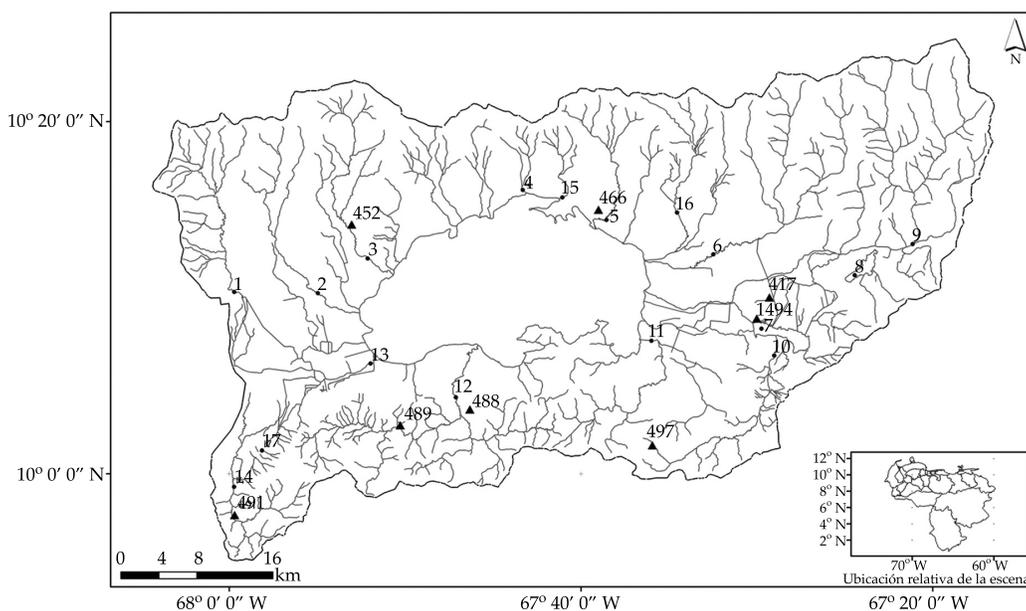


Figura 1. Cuenca del lago de Valencia. Nota: 1, río Cabriales; 2, río Los Guayos; 3, río Guacara; 4, río Mariara; 5, río Tapatapa; 6, río Turmero; 7, laguna de Taguayguay; 8, embalse Zuata; 9, río Aragua; 10, río Las Minas; 11, río Tocorón; 12, río Güügüey; 13, Caño Central; 14, río Las Dos Bocas; 15, quebrada Honda; 16, río Maracay; 17, Dique Las Delicias. Los triángulos señalan la ubicación de las ocho estaciones usadas; el número es el serial de la estación, según la nomenclatura del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología venezolano.

- 2) Análisis de la tendencia anual en los montos pluviométricos estacionales. En principio se identificaron los meses de inicio y finalización de las temporadas húmeda y seca, tomando como criterio el signo del coeficiente pluviométrico a escala mensual (Carillo, 1999), resultando: noviembre-abril, temporada seca; mayo-octubre, temporada húmeda. En un año se consideró que la temporada seca va de enero hasta abril para evitar el solapamiento de años consecutivos. Se determinó en cada serie y año la precipitación de la temporada (PT), el coeficiente de variación de la PT, monto y año de ocurrencia de la PT máxima y mínima. Bajo este enfoque, PT es la lluvia acumulada anual durante la temporada analizada (seca o húmeda). Por último, se aplicó la prueba de Mann-Kendall basada en rangos (Kendall, 1975), para identificar tendencias de largo plazo estadísticamente significativas ($p \leq 0.05$) en la PT. Las variables PT durante las temporadas seca y húmeda fueron mapeadas para identificar la ocurrencia de algún patrón espacial.
- 3) Análisis temporal de las anomalías pluviométricas extremas estacionales. Se calculó el periodo común de registros entre las series que conforman la muestra, resultando 1966-1992. En cada serie se transformó la precipitación mensual (P_{ij}) en anomalía mensual (a_{ij}); para ello se calcularon los percentiles 10 (P_{10}) y 90 (P_{90}) de cada mes i ($i = 1 \dots 12$), considerando todos los años j del periodo común ($j = 1966 \dots 1992$), luego se codificó cada observación como sigue: si $P_{ij} \leq P_{10} \rightarrow a_{ij} = -1$ (mes extremo seco o ES); si $P_{ij} \geq P_{90} \rightarrow a_{ij} = +1$ (mes extremo húmedo o EH); si $P_{10} < P_{ij} < P_{90} \rightarrow a_{ij} = 0$ (mes no extremo o NE). Se evaluó la tendencia estacional de los meses extremos (ES, EH), aplicando la prueba de Mann-Kendall al vector resultante de parrear, por separado, el número de meses ES y EH con los años disponibles. Las tendencias estacionales (pendientes) fueron mapeadas para identificar la ocurrencia de algún patrón espacial.
- 4) Relación probabilística entre los niveles pluviométricos estacionales en cada estación y las fases de ENOA. Se calculó la probabilidad mensual de ocurrencia de un mes ES, EH y NE en cada estación, temporada y fase ENOA. La fase de ENOA que prevaleció en un mes determinado se tomó de la categorización de ENOA disponible en el portal web del Centro de Predicción Climática de la Agencia Nacional del Océano y Atmósfera de los Estados Unidos (www.cpc.ncep.noaa.gov). Dado que la precipitación estacional en cada estación y las fases ENOA son analizadas como factores, se estructuró una tabla de contingencia de dos vías, sobre la cual se aplicó una prueba χ^2 para evaluar la asociación entre ambas variables categóricas a un nivel de confianza de 95% (Greenwood & Nikulin, 1996). Para estimar de modo indirecto la cobertura espacial promedio de los meses ES, EH y NE en cada temporada durante el periodo 1966-1992, se calculó el promedio porcentual de estaciones que mostraron un mes ES, EH y NE en cada año y temporada; este resultado fue agrupado por fase ENOA observada, para evaluar la asociación entre estas variables.

Herramientas computacionales utilizadas en los análisis

La calidad de las series se evaluó con el *software Anclim* (Štěpánek, 2008). La conversión de las series mensuales pluviométricas a anomalías, el análisis probabilístico y estadístico fueron realizados en ambiente *R v. 3.2.1*. El mapeado se hizo con *SAGA-GIS 2.1.4TM*.

Resultados

Tendencia de los montos pluviométricos estacionales en el periodo no común 1934-2005

Las series pluviométricas analizadas tienen diferentes fechas de inicio y fin dentro de la ventana temporal 1934-2005. El análisis de cada serie por separado, considerado todos sus regis-

tros, arrojó lo siguiente: la precipitación media regional durante la temporada seca (enero-abril) es igual a 86.75 mm (cuadro 1); el mínimo y máximo local ocurren en Maracay (50.17 mm) y Las Dos Bocas (141.75 mm), respectivamente. El coeficiente de variación regional promedio es 76.14%, variando de 62.22% en Las Dos Bocas a 86.95% en Maracay. Durante la temporada húmeda (mayo-octubre), el promedio regional de precipitación es igual a 873.12 mm, con un mínimo y máximo local, ubicados en Las Cenizas (715.67 mm) y Las Dos Bocas (1234.87 mm), respectivamente (figura 1); el coeficiente de variación regional promedio es de 20.13%; las tendencias de la precipitación en las temporadas húmeda y seca (expresadas como mm/año) fueron estadísticamente no significativas en todas las estaciones ($p \leq 0.05$).

Tendencia de las anomalías pluviométricas extremas estacionales en el periodo común 1966-1992

El cuadro 2 muestra la tendencia anual de ocurrencia de meses extremos en las temporadas secas y húmedas para el periodo 1966-1992. En general, durante la temporada seca (enero-abril), la tendencia de mayor magnitud en el grupo de meses extremos secos (ES) ocurre en Las Cenizas (0.046 eventos ES/año); en el grupo de meses extremos húmedos (EH) se observa en Santa Cruz (-0.020 eventos EH/año) y Guacara (-0.020 eventos EH/año). En cuanto a la temporada seca, el grupo de ES promedia

0.026 eventos ES/año; en el grupo de EH, -0.009 eventos EH/año. Entre mayo y octubre (temporada húmeda), la tendencia de mayor magnitud en el grupo de ES se registró en la Colonia El Trompillo (-0.032 eventos ES/año); en el grupo de EH ocurrió en Guacara (-0.038 eventos EH/año). Globalizando, el grupo de ES muestra, en promedio, -0.003 eventos ES/año; mientras que el grupo de EH, -0.006 eventos EH/año. Ninguna de estas tendencias resultó estadísticamente significativa ($p \leq 0.05$).

Característica espacial y temporal de los extremos pluviométricos estacionales según la fase de ENOA prevaleciente durante el periodo 1966-1992

El cuadro 3 muestra la probabilidad ocurrencia de un mes ES, EH o NE durante las temporadas seca y húmeda (mayo-octubre) para cada estación dentro de la cuenca del lago de Valencia en el periodo 1966-1992. A manera de ejemplo, cuando está presente un episodio El Niño a lo largo de la temporada seca (enero-abril), la estación 417 registró una probabilidad de ocurrencia de un mes ES, NE y EH igual que 31, 56 y 13%, respectivamente. Ante un episodio La Niña, estas probabilidades son de 13, 71 y 17%, respectivamente. Mientras que en la fase neutra de ENOA se dan valores de 28, 63 y 9%, respectivamente. La asociación entre ENOA y los niveles pluviométricos (ES, NE y EH) en la temporada seca resulta estadísticamente significativa sólo en las estaciones 489 y 491 (p

Cuadro 1. Montos pluviométricos estacionales. Periodo no común 1934-2005.

Serial	Locación	Periodo (años)	Estación seca (P(mm)/CV(%))	Estación húmeda (P(mm)/CV(%))
417	Santa Cruz	1966-1999	70.36/72.95	840.09/19.81
452	Guacara	1949-1993	70.66/78.30	782.18/19.51
466	Maracay	1934-1992	50.17/86.95	774.42/22.12
488	Colonia El Trompillo	1960-2005	79.52/86.09	858.49/24.42
489	Agua Blanca	1934-2005	119.69/73.74	1 014.78/22.52
491	Las Dos Bocas	1949-2005	141.75/62.22	1 231.88/13.38
497	Las Cenizas	1960-2003	91.19/73.59	715.67/22.71
1494	Embalse Taiguaguay	1951-1999	70.63/75.31	766.60/16.58

Cuadro 2. Tendencia anual de ocurrencia de meses extremos en las temporadas secas y húmedas. Periodo común 1966-1992.

Serial	Locación	Temporada seca (ES/EH) (eventos/año)	Temporada húmeda (ES/EH) (eventos/año)
417	Santa Cruz	0.0031 / -0.0195	0.0024 / -0.0122
452	Guacara	0.0250 / -0.0195	-0.0171 / 0.0379
466	Maracay	0.0269 / -0.0006	-0.0073 / 0.0214
488	Colonia El Trompillo	0.0140 / -0.0183	-0.0324 / 0.0024
489	Agua Blanca	0.0379 / 0.0018	0.0098 / 0.0244
491	Las Dos Bocas	-0.0037 / 0.0122	0.0116 / -0.0018
497	Las Cenizas	0.0458 / -0.0073	0.0037 / -0.0092
1494	Embalse Taiguaguay	0.0317 / -0.0183	0.0031 / -0.0183

Nota: ES, mes extremo seco; EH, mes extremo húmedo.

≤ 0.05), ambas localizadas en la zona media-alta de la cuenca y en el flanco sur del lago (figura 2). Durante la temporada húmeda (mayo-octubre), sólo en la estación 1494, la prueba de independencia basada en el estadístico χ^2 sugiere una asociación entre la actividad de ENOA y la precipitación estacional (cuadro 4).

El cuadro 3 muestra la asociación cuantitativa entre las fases de ENOA (neutro, El Niño, La Niña) y la señal pluviométrica dominante en cada estación y temporada (ES, EH o NE) bajo un enfoque probabilístico, pero no brinda información sobre la extensión espacial de estos eventos a escala estacional. La figura 3 compensa esta limitación debido a que muestra el promedio regional porcentual de estaciones en los que se observó un mes ES, EH o NE durante las temporadas seca (enero-abril) y húmeda (mayo-octubre) a lo largo del periodo 1966-1992, junto a la fase ENOA registrada durante cada temporada (neutro, El Niño, La Niña).

Un promedio porcentual alto en el nivel ES, EH o NE indica que esta señal predominó en el grupo de estaciones. Por ejemplo, la figura 3 revela que en la temporada húmeda del año 1973 (panel b), cerca de 70% de las estaciones tienen un mes ES junto a una condición La Niña (condición seca generalizada); mientras que en la temporada seca del año 1981 (panel a), alrededor de 63% de las estaciones muestra un mes EH acoplado a una condición ENOA neutra (condición húmeda generalizada).

Discusión

Tendencia de los montos pluviométricos estacionales en el periodo analizado

Desde el punto de vista espacial, los montos pluviométricos estacionales tienden a disminuir conforme aumenta la cercanía al lago de Valencia y el terreno se hace plano (cuadro 1; figura 2). Los valores más bajos se observan en las planicies situadas al sur de la Troncal 5 (tramo Los Guayos-Maracay) y al norte de la intercomunal Flor Amarilla-Magdaleno (flanco sur del lago). Los más altos se dan en el extremo suroeste (Cerro Las Dos Bocas).

Los registros eólicos de las estación Naguanagua ($10^{\circ} 14' 58''$ N y $68^{\circ} 1' 0''$ O), situada en un extenso valle bordeado por las Filas, La Guacamaya y Orégano (ambas alineadas en sentido norte-sur), muestra una interesante característica: los vientos de superficie durante la temporada seca provienen, en orden de ocurrencia, del NO, NNO y ONO, con una velocidad promedio de 16.2 km/h. En la temporada húmeda aminoran su velocidad hasta unos 10 km/h y cambian su dirección hacia el NO, ENE y SO (en orden de ocurrencia). En este punto, cabe destacar que sobre el territorio venezolano, el flujo eólico superficial a gran escala y a lo largo del año tiene direcciones prevaletientes E, ENE y NE debido a la influencia de los alisios sobre el norte de Sudamérica (González-Longatt, 2015). Sin embar-

Cuadro 3. Probabilidad de ocurrencia de un mes extremo seco (ES), no extremo (NE) o extremo húmedo (EH) durante las temporadas seca y húmeda en las estaciones de la cuenca del lago de Valencia de acuerdo con la fase ENOA observada (neutro, El Niño, La Niña). Periodo común 1966-1992. La probabilidad de ocurrencia se expresa como una fracción unitaria.

	Temporada seca (enero-abril)			Temporada húmeda (mayo-octubre)		
	Serial: 417			Serial: 417		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.28	0.63	0.09	0.11	0.77	0.11
El Niño	0.31	0.56	0.13	0.08	0.75	0.17
La Niña	0.13	0.71	0.17	0.17	0.79	0.04
	Serial: 452			Serial: 452		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.33	0.53	0.14	0.10	0.80	0.09
El Niño	0.25	0.65	0.10	0.10	0.80	0.10
La Niña	0.42	0.54	0.04	0.14	0.69	0.17
	Serial: 466			Serial: 466		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.48	0.39	0.13	0.09	0.78	0.13
El Niño	0.35	0.55	0.10	0.23	0.70	0.07
La Niña	0.25	0.67	0.08	0.06	0.83	0.11
	Serial: 488			Serial: 488		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.20	0.67	0.13	0.13	0.78	0.09
El Niño	0.25	0.65	0.10	0.10	0.80	0.10
La Niña	0.21	0.71	0.08	0.08	0.75	0.17
	Serial: 489*			Serial: 489		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.13	0.73	0.14	0.11	0.78	0.10
El Niño	0.35	0.50	0.15	0.07	0.80	0.13
La Niña	0.13	0.88	0.00	0.14	0.75	0.11
	Serial: 491*			Serial: 491		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.20	0.63	0.17	0.11	0.77	0.11
El Niño	0.05	0.95	0.00	0.10	0.77	0.13
La Niña	0.17	0.79	0.04	0.11	0.81	0.08
	Serial: 497			Serial: 497		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.16	0.70	0.14	0.07	0.80	0.13
El Niño	0.40	0.50	0.10	0.20	0.77	0.03
La Niña	0.25	0.71	0.04	0.14	0.72	0.14
	Serial: 1494			Serial: 1494 *		
Condición	ES	NE	EH	ES	NE	EH
Neutro	0.27	0.63	0.11	0.07	0.84	0.08
El Niño	0.35	0.55	0.10	0.20	0.77	0.03
La Niña	0.25	0.63	0.13	0.14	0.61	0.25

Nota: *la ocurrencia de un mes extremo seco, no extremo o extremo húmedo en la estación indicada no es independiente de las condiciones ENOA, con un nivel de confianza de 95%.

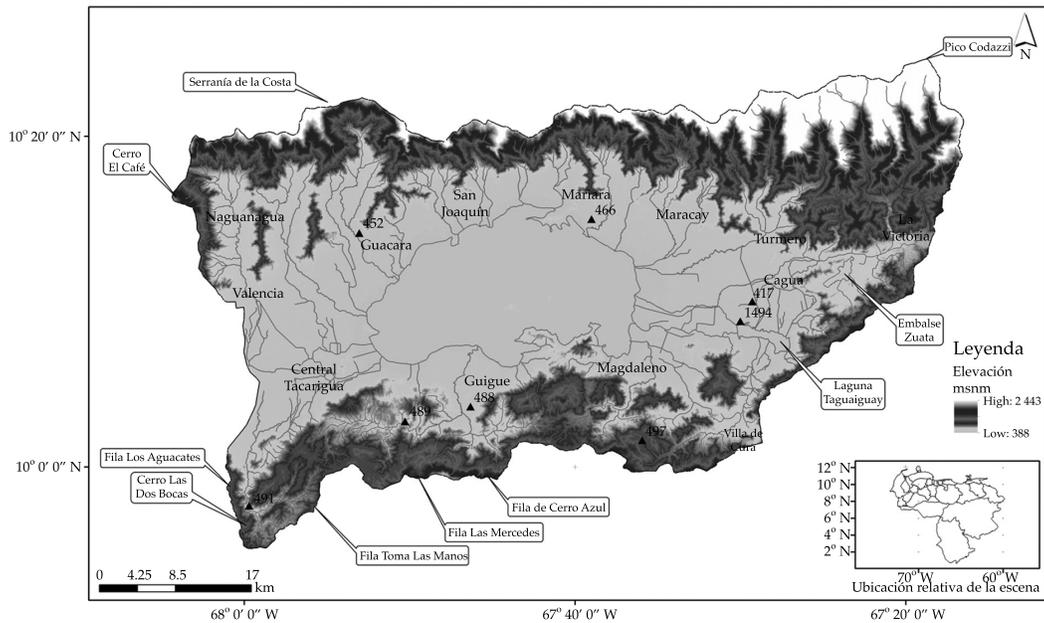


Figura 2. Modelo digital de elevación de la cuenca del lago de Valencia. Nota: los triángulos señalan la ubicación de las ocho estaciones usadas; el número es el serial de la estación, según la nomenclatura del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología.

go, estas direcciones suelen ser poco frecuentes en los valles intermontanos profundos debido a que el flujo eólico es reorientado (Golbrunner, 1984; Foghin-Pillin, 2002). La diferencia entre los patrones eólicos dominantes durante las temporadas seca y húmeda, observada en la estación Naguanagua, sugiere que las barreras orográficas encauzan las corrientes de aire hacia el fondo de los valles, donde interactúan con las circulaciones eólicas locales (sistema lago-brisas del valle-montaña), favoreciendo o inhibiendo la formación de lluvias, según la dirección del flujo dominante y su contenido de humedad. El control que ejerce la orografía sobre la distribución de las lluvias en las cuencas de montañas ha sido bien documentado (Beniston, Diaz, & Bradley, 1997; Guan, Huang-Hsiung, Makhnin, Xied, & Wilson, 2009; Brito *et al.*, 2010)

Dentro de la cuenca del lago de Valencia se distinguen dos núcleos húmedos que permanecen en esa condición durante las temporadas seca y húmeda. Uno de ellos se localiza en el

río Las Dos Bocas, entre las Filas, Los Aguacates y Toma Las Manos; una región montañosa ubicada al suroeste de la cuenca (figura 2). El segundo núcleo se sitúa al noreste de la línea divisoria entre las cuencas del lago de Valencia y el río Chuao (lugar denominado Topo El Guayabo). El primero de estos núcleos fue notado previamente por Paredes *et al.* (2013), quienes advirtieron el carácter permanente de su pluviosidad a lo largo del año. Estos núcleos tienen en común el hecho de estar al fondo de valles estrechos, flanqueados por altas montañas, y próximos al parteaguas o divisoria. La figura 2 revela que la cuenca presenta una amplia red de profundos valles al norte y sur del lago, por donde el viento de superficie podría ser canalizado desde el lago (subsistema climático local) o cuencas hidrográficas vecinas hacia la zona más elevada. En esta circunstancia, las corrientes de aire ascenderían y enfriarían progresivamente hasta alcanzar el nivel de condensación sobre la vertiente ascendente (ladera Barlovento), fa-

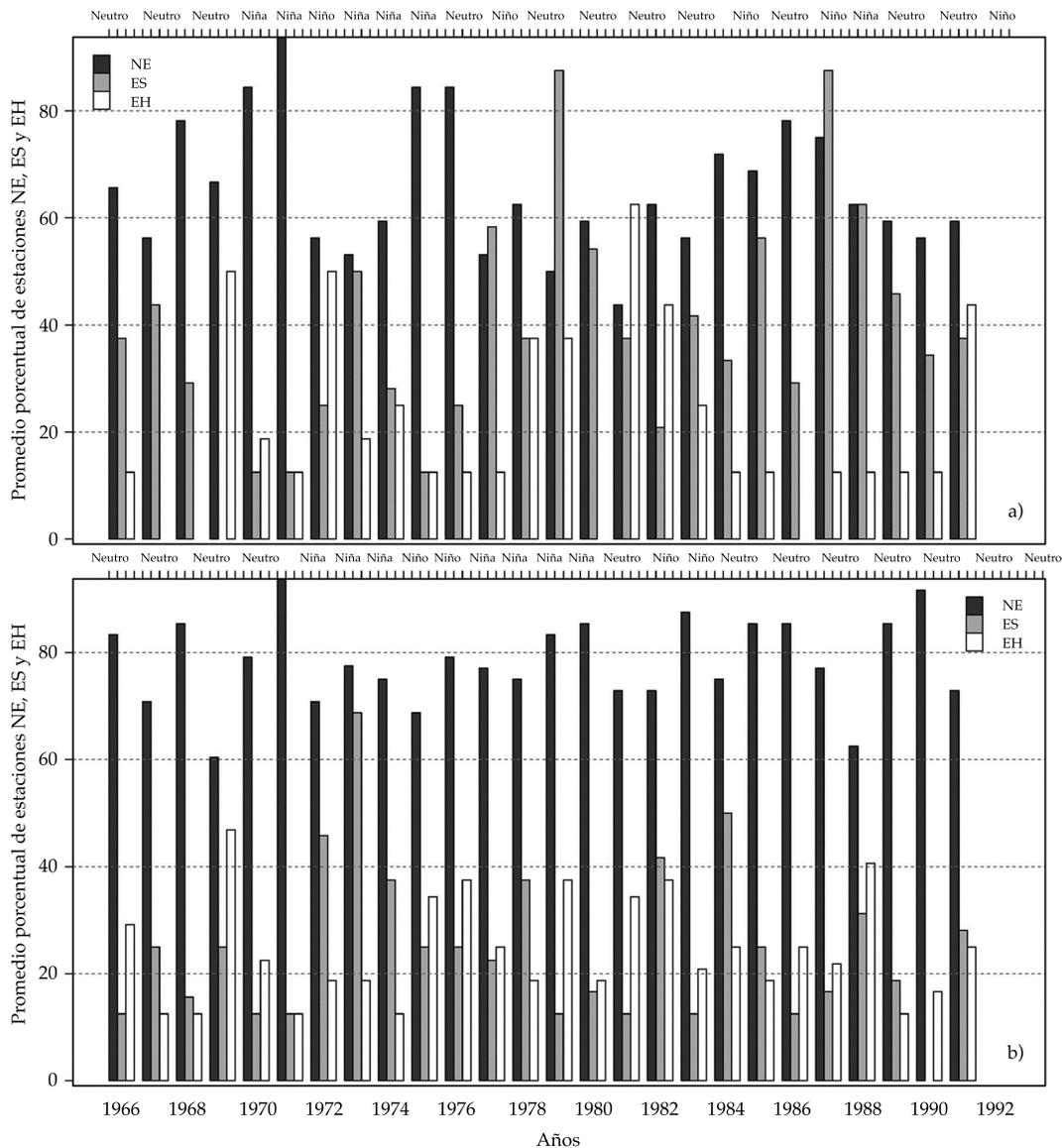


Figura 3. Promedio regional de ocurrencia de un mes extremo seco (ES), no extremo (NE) y extremo húmedo (EH) durante las temporadas de seca (panel a) y húmeda (panel b) en la cuenca del lago de Valencia en el periodo 1966-1992. En el eje superior de cada panel se indica la fase ENOA observada (neuro, El Niño o La Niña). Nota: el año 1992 fue omitido porque las estaciones tienen datos faltantes en las temporadas seca y húmeda.

voreciendo la formación de nubes generadoras de lluvias. Este hipotético mecanismo permite explicar los altos valores de precipitación estacional y su persistencia en Las Dos Bocas y Topo El Guayabo. Bajo este enfoque, el viento superficial que llega a Las Dos Bocas es probable

que ingrese siguiendo la ruta Pirital-Boquerón-El Aguayal (corredor intramontano).

En el contexto temporal, la evidencia observacional para los periodos 1934-2005 y 1966-1992 no indica la ocurrencia de una disminución o aumento sostenido en los totales pluviométricos.

cos estacionales extremos (cuadro 2). En general, esto sugiere que las variaciones pluviométricas estacionales en la cuenca del lago de Valencia en estos periodos fueron temporalmente estacionarias, aunque es evidente que la distribución espacial de las lluvias es controlada en gran medida por la orografía.

El contraste de la figura 1, y los cuadros 1 y 2 revela que durante la temporada seca se da un ligero incremento en la ocurrencia de meses ES en la cuenca alta del río Las Minas (tributario de la laguna de Taguaguay), y una leve disminución de meses EH en las nacientes del río Guacara y en el suroeste de Cagua (llanuras del río Aragua). Mientras que en la temporada húmeda se nota una sutil disminución en la ocurrencia de meses ES en la cuenca media del río Güigüe y meses EH en las nacientes del río Guacara. La mayoría de estas locaciones tiene como factor común estar ubicada a media altitud y relativamente próxima a la divisoria hidrográfica. Debe tenerse en cuenta que estas tendencias no son estadísticamente significativas (cuadro 2); sin embargo, sugieren que el aporte pluviométrico en la zona montañosa es ligeramente más susceptible a presentar variaciones estacionales que su contraparte baja. Este sutil rasgo sugiere que el lago podría ser la principal fuente de humedad para la formación de lluvias en la parte baja de la cuenca, en particular durante la temporada seca. Es importante destacar que es poco probable que los alisios que llegan a la cuenca del lago de Valencia estén cargados de abundante humedad, pues deben cruzar de manera previa las serranías de la costa (al norte) y del interior (al este). Ambas serranías bloquean el avance de los alisios (en especial, la serranía de la costa) y favorecen la ocurrencia de lluvias fuera del parteaguas de la cuenca (efecto Barlovento-Sotavento; detallado en Pulwarty *et al.*, 1992). No obstante, los sistemas de tormentas de gran escala pueden ingresar a la cuenca, pues los niveles de bases de las nubes que lo conforman estarían sobre las cumbres más altas.

Asociación entre la ocurrencia de extremos pluviométricos estacionales y las fases de ENOA en el periodo 1966-1992

En la temporada seca del periodo 1966-1992 (enero-abril), alrededor de 22% de los meses coincidió con un episodio La Niña; 19%, con El Niño, y 60% con la fase neutra. Al considerar los meses de la temporada húmeda (mayo-octubre), de manera curiosa esta categorización porcentual es idéntica. Por tanto, la incidencia de la fase fría de ENOA (La Niña) fue dominante en ambas temporadas.

El cuadro 3 muestra que durante la temporada seca a lo largo del periodo 1966-1992, El Niño coincide con la ocurrencia de un mes ES, EH y NE en la estación 489: 35, 15 y 50% de las veces, respectivamente, lo cual sugiere que los meses ES pueden atribuirse, de modo parcial, a la fase cálida de ENOA. De forma similar, en la estación 491 se encontró una asociación estadísticamente significativa entre las fases ENOA y la precipitación estacional ($p \leq 0.05$, basado en prueba χ^2). Sin embargo, en este caso, la frecuencia de ocurrencia de un mes ES o EH es más alta durante la fase neutra de ENOA. De hecho, un mes ES o EH muestra una probabilidad de ocurrencia de 20 y 17%, respectivamente, en ausencia de El Niño o La Niña, sugiriendo que uno o varios factores no vinculados con ENOA están relacionados con estas condiciones climáticas a escala local. Al considerar la temporada húmeda (mayo-octubre), sólo resulta estadísticamente significativa la asociación ENOA-precipitación en la estación 1494 (figura 2). A diferencia de las estaciones anteriores, la respuesta en la estación 1494 es dual, esto es, El Niño se vincula con 20% de los meses ES, mientras que La Niña coincidió con 25% de los meses EH. En general, tales resultados evidencian que la ocurrencia de un mes ES o EH a escala local durante las temporadas seca y húmeda no puede atribuirse sólo a las fases activas de ENOA, sino que otros factores juegan un papel más importante (probablemente factores climáticos locales).

Durante la temporada seca (enero-abril) del periodo 1966-1992, se observó que, en prome-

dio, un mes ES, EH o NE es común en un 57, 31 y 63%, respectivamente, entre las estaciones analizadas cuando se da un episodio El Niño; 32, 18 y 73%, respectivamente, al suceder un episodio La Niña; y 39, 34 y 63%, respectivamente, en la fase neutra de ENOA (figura 3). A lo largo de la temporada húmeda (mayo-octubre), en promedio, un mes ES, EH o NE es común en 27, 21 y 78%, respectivamente, del total de estaciones, al coincidir con un episodio El Niño; 33, 26 y 76%, respectivamente, al suceder un episodio La Niña; y 24, 27 y 79%, respectivamente, en la fase neutra de ENOA (figura 3). Estos valores porcentuales revelan que los eventos El Niño durante la temporada seca se asocian con condiciones climáticas secas moderadamente extensas dentro de la cuenca (en promedio, 57%), mientras que la extensión espacial de los meses ES o EH durante un año La Niña es marcadamente menor a la observada durante los años El Niño. Al considerar la temporada húmeda, la incidencia espacial de El Niño es apenas superior a la observada durante la fase neutra (27 contra 24%); mientras que La Niña, de forma curiosa, se asocia con meses ES y más extenso que los notados cuando coincide con El Niño (ES según cobertura: 27% para El Niño; 33% para La Niña; y 24% neutro). En la temporada seca del periodo 1966-1992 (enero-abril) destacan dos eventos secos que cubrieron más de 80% de las estaciones en los años 1979 y 1987, vinculados con las fases neutra y El Niño de ENOA, respectivamente (figura 3a). Al considerar la temporada húmeda (mayo-octubre), sobresale la sequía del año 1973 (figura 3b), la cual causó meses ES en más de 60% de las estaciones y coincidió con la fase neutra de ENOA.

El contraste de la figura 1 y el cuadro 3 muestra que durante la temporada seca y años El Niño, los ríos Noguera y Las Minas (tributarios del río Güigüe y la Laguna de Taguayguay) tienen una mayor probabilidad de presentar meses ES. La persistencia temporal de estas condiciones climáticas puede causar que el caudal de estiaje del río Güigüe y el nivel de la laguna de Taguayguay disminuyan al tiempo de aumentar el riesgo de incendios forestales por

la alta sequedad del suelo. En la temporada húmeda de los años El Niño, los meses ES son más probables en la cuenca alta del río Las Minas y la cuenca baja del río El Limón; mientras que los meses EH son ligeramente más probables en los años La Niña sólo en Zuata y sus alrededores.

Para el periodo analizado, los resultados descritos evidencian que el fenómeno ENOA puede explicar de forma parcial la ocurrencia de meses ES o EH a escala local durante las temporadas húmedas y secas en la cuenca del lago de Valencia. El Niño presenta una mayor incidencia sobre los extremos pluviométricos que La Niña a escala local y suele estar relacionado con condiciones anómalamente secas con moderada cobertura espacial. La moderada a escasa conexión entre las fases activas de ENOA identificada a escala local sugiere que otros factores no evaluados incidieron de forma determinante sobre ciertos eventos pluviométricos extremos (por ejemplo, la sequía generalizada de 1979 se dio durante la fase neutra de ENSO).

Cabe destacar que la asociación entre las fases ENOA y las lluvias en el territorio venezolano muestra en general una alta variabilidad espacial y temporal (Cárdenas *et al.*, 2002). Esta característica ha sido atribuida a las complejas interacciones entre ENOA y ciertos modos de gran escala en el océano Atlántico y la variabilidad de la circulación atmosférica tropical (Martelo, 2003b). En todo caso, los resultados encontrados son coherentes con los hallazgos previamente reportados por Pulwarty *et al.* (1992), Martelo (2003b), y Paredes, Millano y Guevara (2008), entre otros, quienes señalan que los años El Niño favorecen la ocurrencia de meses ES; mientras que los años La Niña, meses EH.

Conclusiones

Durante los periodos 1934-2005 y 1966-1992 no se evidenció un aumento o disminución de los acumulados pluviométricos estacionales en la cuenca del lago de Valencia. Aunque se identificaron tendencias locales de diferentes grados de magnitud, no son estadísticamente significativas.

A lo largo de las temporadas de seca y húmeda de los años El Niño o La Niña, sólo algunas locaciones muestran una probabilidad de ocurrencia de meses pluviométricos extremos (EH o ES) ligeramente mayor a la observada en años neutro. En general, las sequías vinculadas con El Niño suelen ser más extensas que las condiciones climáticas más húmedas que lo normal vinculadas con La Niña. En todo caso, una alta proporción de las sequías o temporales persistentes en la cuenca no están asociadas con las fases activas de ENSO, sino posiblemente con otros factores climáticos locales no identificados.

Agradecimientos

Los autores expresan un especial reconocimiento por el soporte económico obtenido para financiar el estudio por parte de las agencias FONACIT (proyecto 2011001251, Venezuela); CAPES (26001012005P5 PNPD-UFAL/Meteorología, Brasil) y CAPES/CEMADEN/MTCI (projeto Análise e Previsão dos Fenômenos Hidrometeorológicos Intensos do Leste do Nordeste Brasileiro, Brasil).

Anexos

Prueba de autocorrelación serial de Durbin-Watson

Al aplicar un análisis de regresión simple o múltiple entre dos o un grupo de variables se puede detectar la ocurrencia de una correlación seriada para un desfase unitario en los residuos derivados del modelo ajustado. Suponga que la serie anual de precipitación en una estación k tiene L años de longitud, entonces sus observaciones forman un vector $a_1 \dots a_L$, donde $i = 1 \dots L$. Si las observaciones se ordenan en forma ascendente resulta $p(x, y) = (1, a_1), (2, a_2) \dots (L, a_L)$. Al aplicar un análisis de regresión lineal a la matriz p se obtiene una ecuación lineal ajustada, cuyos residuos forman un vector $e(e_1, e_2, e_3, \dots, e_L)$. Entonces, el estadístico de prueba Durbin-Watson (d) está dado por:

$$d = \frac{\sum_{t=2}^{t=L} (e_t - e_{t-1})^2}{\sum_{t=1}^{t=L} e_t^2} \quad (1)$$

El estadístico d es contrastado contra dos umbrales $d_{L,\alpha}$ y $d_{L,\alpha'}$ anexo en Fox (2008). Estos umbrales dependen del nivel de significación considerado en la prueba (α), L y el número de predictores de la ecuación de regresión. Las reglas de decisión son:

Si $d < d_{L,\alpha'}$ los términos de error están autocorrelacionados de forma positiva.

Si $d > d_{L,\alpha}$ los términos de error no están autocorrelacionados de forma positiva.

Si $d_{L,\alpha} < d < d_{L,\alpha'}$ la prueba no es concluyente.

Si $(4 - d) < d_{L,\alpha'}$ los términos de error están autocorrelacionados de modo negativo.

Si $(4 - d) > d_{L,\alpha}$ los términos de error no están autocorrelacionados de modo negativo.

Si $d_{L,\alpha} < (4 - d) < d_{L,\alpha'}$ la prueba no es concluyente.

La detección de una autocorrelación serial estadísticamente significativa en la serie anual de precipitación puede ser atribuida a la ocurrencia de errores en la medición de la precipitación.

Prueba de homogeneidad de Easterling-Peterson

Esta técnica permite detectar variaciones en la serie de precipitación anual inducidas por factores no climáticos. Suponga que la serie anual de precipitación en una estación k tiene L años de longitud de registros. En principio se selecciona una estación de referencia cercana a la estación evaluada con igual longitud de registro (al menos 30 años en común). Después se obtiene un vector diferencia, restando las observaciones de ambas estaciones año con año desde $t = 1 \dots L$. Luego, dicha serie se divide en dos subseries S_1 y S_2 de longitud L_1 y L_2 , donde $n = 2 \dots L$; por tanto, $L_1 = L - n$, $L_2 = L - L_1$, resultando $S_1 = a_1, a_2, \dots, a_{L-n}$ y $S_2 = a_{L-(n-1)}, a_{L-(n-2)}, \dots, a_L$. Para identificar si el año n es no homogéneo, se aplica una prueba t -Student de diferencia de medias a las observaciones contenidas en cada subserie a un nivel de confianza α . Si esta prueba resulta significativa, se concluye que la serie no es homogénea en el año n . Una serie puede tener más de un año no

homogéneo, lo cual podría ser causado por un factor no climático.

Prueba de tendencia de Mann-Kendall

Esta prueba permite detectar una tendencia monótona en una serie de precipitación anual. Suponga que la serie anual de precipitación en una estación k tiene L años de longitud, entonces sus observaciones forman un vector $a_1 \dots a_L$, donde $i = 1 \dots L$ (note que $L \geq 30$ años). Las observaciones se analizan pareadas, como sigue: $p(x, y) = (1, a_1), (2, a_2) \dots (L, a_L)$. En principio, se calcula el parámetro S de Kendall:

Para $a_2 \rightarrow$ si $a_1 > a_2$ score = +1, si $a_1 < a_2$ score = -1, si $a_1 = a_2$ score = 0; si $a_3 > a_2$ score = +1, si $a_3 < a_2$ score = -1, si $a_3 = a_2$ score = 0; ... si $a_L > a_2$ score = +1, si $a_L < a_2$ score = -1, si $a_L = a_2$ score = 0. Este procedimiento se repite desde a_3 hasta a_L . Note que en cada contraste, $a_j > a_i$ o $a_j < a_i$ siempre $j > i$.

Luego se totalizan los scores. P representa el total de scores positivos y M el total de los scores negativos. Hecho esto, $S = P - M$. El número total de comparaciones está dado por $L(L-1)/2$. Por tanto, el τ de Kendall es:

$$\tau = \frac{S}{L(L-1)/2} \quad (2)$$

Para estimar la significancia estadística del τ de Kendall, se consulta el anexo B de Helsel y Hirsch (1993), empleando los parámetros L y S como variables de entrada.

Referencias

- Allan, J., Lindesay, J., & Parker, D. (2000). ENSO and Climate Variability in the Past 150 Years (pp. 3-56). In H. Díaz & V. Markgraf (Eds.). *El Niño and the Southern Oscillation, Multiscale Variability and Global and Regional Impacts*. Cambridge, UK: H. Díaz & V. Markgraf Editores.
- Arntz, W., & Fahrback, E. (1991). *El Niño: experimento climático de la naturaleza* (312 pp.). México, DF: Fondo de Cultura Económica.
- Ascenzi, E., Mora, E., & Pino, D. (2007). *Evaluación de los parámetros hidrológico-ambientales de la cuenca del lago de Valencia* (120 pp.). Disertación de la Escuela de Ingeniería Civil. Naguanagua, Venezuela: Universidad de Carabobo.
- Banco Mundial-Naciones Unidas (2001). *Natural Hazards – Unnatural Disasters: The Economics of Effective Prevention* (278 pp.). Washington, DC: Banco Mundial, Naciones Unidas.
- Beniston, M., Diaz, H. F., & Bradley, R. S. (1997). Climatic Change at High Elevation Sites: An Overview. *Climatic Change*, 36(3-4), 233-251.
- Bradbury, J., Leyden, B., Salgado-Labouriau, M., Lewis, J., Schubert, C., & Binford, M. (1981). Late Quaternary Environmental History of Lake Valencia. *Science*, 214(18), 1299-1305.
- Brito, L., Vivoni, E. R., Gochis, D. J., Filonov, A., Tereshchenko, I., & Monzon, C. (2010). An Anomaly in the Occurrence of the Month of Maximum Precipitation Distribution in Northwest Mexico. *Journal of Arid Environments*, 74, 531-539.
- Buishand, T. (1982). Some Methods for Testing the Homogeneity of Rainfall Records. *Journal of Hydrology*, 58, 11-27.
- Cárdenas, P., & De Grazy, E. (2003). *Tendencia a largo plazo en la precipitación para Venezuela* (43 pp.). Caracas: Proyecto MARN-PNUD VEN/00/G31 en el marco de la Primera Comunicación Nacional en Cambio Climático de Venezuela.
- Cárdenas, P., García, L., & Gil, A. (2002). *Impacto de los eventos El Niño-Oscilación del Sur en Venezuela* (130 pp.). Caracas: Corporación Andina de Fomento.
- Carrillo, J. (1999). *Agroclimatología* (478 pp.). Caracas: Editorial Innovación Tecnológica, Universidad Central de Venezuela.
- Caviedes, C. N. (1998). Influencia de ENSO sobre las variaciones interanuales de ciertos ríos en América del Sur. *Bulletin de l'Institut Français D'études Andines*, 27, 627-642.
- Comisión Europea (2009). *Cambio climático en América Latina* (120 pp.). Bruselas: ARCA Consulting.
- CNMEH-CONICIT (1998). *El Fenómeno El Niño y su posible influencia sobre el Territorio de Venezuela* (21 pp.). Caracas: Comisión Nacional de Meteorología e Hidrología & Comisión Nacional de Investigación, Ciencia y Tecnología.
- Díaz, P. (2006). *La colección arqueológica del lago de Valencia: documentación y nueva museología* (850 pp.). Valencia, Venezuela: N. Díaz Peña Editor.
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A., & Chávez, G. (2002). *Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica* (120 pp.). Serie: Recursos Naturales e Infraestructura. Washington, DC: CEPAL-Naciones Unidas.
- Filippone, M. (1999). *Evaluación del impacto económico de instrumentos ambientales de mercado para el caso de la contaminación hídrica del lago de Valencia* (85 pp.). Disertación en la Facultad de Ciencias Económicas y Sociales. Caracas: Universidad Católica Andrés Bello.
- Foghini-Pillin, S. (2002). *Tiempo y clima en Venezuela. Aproximación a una geografía climática del territorio*

- venezolano (160 pp.). Colección Clase Magistral. Caracas: Universidad Pedagógica El Libertador.
- Fox, J. (2008). *Applied Regression Analysis and Generalized Linear Models* (180 pp.) (2nd edition). California, USA: Sage.
- Giddings, L., & Soto, M. (2006). Teleconexiones y precipitación en América del Sur. *Revista de Climatología*, 6, 13-20.
- Goldbrunner, A. (1984). *Atlas climatológico de Venezuela 1951/70* (50 pp.). Caracas: Servicio de Meteorología, Fuerza Aérea.
- González-Longatt, F. (2015). Wind Resource Potential in Los Taques-Venezuela. *Latin America Transactions, IEEE (Revista IEEE America Latina)*, 13(5), 1429-1437.
- Greenwood, P., & Nikulin, M. (1996). *A Guide to Chi-Squared Testing* (280 pp.). New York: John Wiley & Sons.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2007). Cambio climático 2007: Informe de síntesis (300 pp.). Contribución de los grupos de trabajo I, II y III. En *Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Ginebra: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Guan, H., Huang-Hsiung, H., Makhnin, O., Xied, H., & Wilson, J. L. (June, 2009). Examination of Selected Atmospheric and Orographic Effects on Monthly Precipitation of Taiwan Using the ASOADeK Model. *International Journal of Climatology*, 29(8), 1171-1181.
- Guevara, E., & Márquez, A. (2012). La problemática ambiental de la cuenca del lago de Valencia en Venezuela. *Memorias en CD ROM. XXV Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, San José, Costa Rica del 9 al 12 de septiembre de 2012.
- Guevara, E., & Paredes, F. (2007). Influencia de variables macroclimáticas sobre el régimen pluviométrico del estado Cojedes, Venezuela. *Revista Ingeniería UC*, 14(3), 49-56.
- Guevara, E., Guevara, J. E., & García, E. (2008). Régimen climático y patrón espacial de las lluvias en la cuenca del lago de Valencia, Venezuela. *Revista de Climatología*, 15(2), 29-40.
- Helsel, D., & Hirsch, R. (1993). *Statistical Methods in Water Resources* (548 pp.). Amsterdam: Elsevier.
- Insel, N., Poulsen, Ch. J., & Ehlers, T. A. (2010). Influence of the Andes Mountains on South American Moisture Transport, Convection, and Precipitation. *Climate Dynamics*, 35(7-8), 1477-1492.
- Kendall, M. (1975). *Rank Correlation Methods* (350 pp.) (4th ed.). London: Charles Griffin & Company, Ltd.
- Magaña, V., & Ambrizzi, T. (2005). Dynamics of Subtropical Vertical Motions over the Americas during El Niño Boreal Winters. *Atmósfera*, 18, 211-234.
- Marín, CH. (2002). Rendimiento y producción agrícola vegetal: un análisis del entorno mundial (1997-1999) y de Venezuela (1988-2001). *Agroalimentaria*, 15, 49-73.
- Martelo, M. (2003a). *La precipitación en Venezuela y su relación con el sistema climático* (72 pp.). Caracas: Dirección de Hidrología, Meteorología y Oceanología, Dirección General de Cuencas Hidrográficas del Ministerio del Ambiente.
- Martelo, M. (2003b). *Influencia de las variables macroclimáticas en el clima de Venezuela* (72 pp.). Caracas: Dirección de Hidrología, Meteorología y Oceanología, Dirección General de Cuencas Hidrográficas del Ministerio del Ambiente.
- Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales Renovables (2007). *Lecturas de cotas del espejo de aguas del lago de Valencia. Período 1996-2007* (10 pp.). Valencia, Venezuela: Agencia de Cuenca del Lago de Valencia.
- Paredes, F., Guevara, E., Uzcatogui, C., & Garbi, J. (octubre 2013). Análisis regional de frecuencia de la precipitación anual y estacional en la cuenca del lago de Valencia: aproximación de la amenaza pluviométrica. *Memoria en CD-ROM del VIII Congreso Nacional de la Universidad de Carabobo*, Universidad de Carabobo, Naganagua.
- Paredes, F., Millano, J. L., & Guevara, E. (2008). Análisis espacial de las sequías meteorológicas en la región de Los Llanos de Venezuela durante el período 1961-1996. *Revista de Climatología*, 8, 15-27.
- Pérez, N. L. (2012). Influencia de episodios El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) sobre la precipitación en el Estado Monagas, Venezuela. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(2), 400-406.
- Pierre, F., & Tirado, M. (2007). Influencia del ENOS sobre la precipitación en la cuenca del río Yacambú y la depresión de Quíbor, estado Lara, Venezuela. *Bioagro*, 19(1), 41-52.
- PNUMA-CEPAL (2010). *Gráficos Vitales del Cambio Climático para América Latina y El Caribe* (44 pp.). Santiago, Chile: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Pulwarty, R. S., Barry, R. G., Hurst, C. M., Sellinger, K., & Mogollon, L. F. (1998). Precipitation in the Venezuelan Andes in the Context of Regional Climate. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 67(1-4), 217-237.
- Pulwarty, R., Barry, R., & Riehl, H. (1992). Annual and Seasonal Patterns of Rainfall Variability over Venezuela. *Erdkunde*, 46, 273-289.
- Rogers, J. C. (1988). Precipitation Variability over the Caribbean and Tropical Americas Associated with the Southern Oscillation. *Journal of Climate*, 1(2), 172-182.
- Rollenbeck, R., & Anhué, D. (2007). Characteristics of the Water and Energy Balance in an Amazonian Lowland Rainforest in Venezuela and the Impact of the ENSO-Cycle. *Journal of Hydrology*, 337(3), 377-390.
- Sequera, T. (1994). *Geografía económica de Venezuela* (85 pp.). Caracas: Editorial Alfa.

- Štěpánek, P. (2008). *AnClim-Software for Time Series Analysis*.
Departamento de Geografía. Brno, Czech Republic:
Universidad de Masaryk.
- Winemiller, K. (1990). Spatial and Temporal Variation in
Tropical Fish Trophic Networks. *Ecological Monographs*,
60(3), 331-367.

Dirección institucional de los autores

Dr. Franklin Paredes Trejo

Universidad Nacional de Los Llanos Occidentales
Ezequiel Zamora
Vicerrectorado de Infraestructura y Procesos Industriales
Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales de
la Universidad de Carabobo
Facultad de Ingeniería, Arquitectura y Tecnología
2201 Avenida Universidad, km 4. San Carlos
Cojedes, VENEZUELA
Teléfono: +58 (258) 2517 675
franklinparedes75@gmail.com

Dr. Edilberto Guevara Pérez

Universidad de Carabobo
Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales de
la Universidad de Carabobo
Escuela de Ingeniería Civil
Bárbula-Valencia, Carabobo, VENEZUELA
Teléfono: +58 (241) 842 7929
eguevara99@gmail.com

Dr. Humberto Barbosa Alves

Universidad Federal de Alagoas
Laboratorio de Análisis y Procesamiento de Imágenes de
Satélites (LAPIS)
Instituto de Ciencias Atmosféricas
Maceió, Alagoas, BRASIL
Teléfono: +55 (82) 3214 1376
barbosa33@gmail.com

Ing. Carlos Uzcátegui Briceño

Universidad Federal de Alagoas
Laboratorio de Análisis y Procesamiento de Imágenes de
Satélites (LAPIS)
Instituto de Ciencias Atmosféricas
Maceió, Alagoas, BRASIL
Teléfono: +55 (82) 3214-1376
ubcarlos84@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Groundwater Vulnerability Mapping in Two Watersheds Affected by Yacyreta Dam in Paraguay

• Karim Musálem* •

School of Environment, Natural Resources and Geography, United Kingdom/ Tropical Higher Education and Research Center, Costa Rica

* Corresponding author

• Morag McDonald •

Bangor University, United Kingdom

• Francisco Jiménez •

Tropical Higher Education and Research Center, Costa Rica

• Rafaela Laino •

El Colegio de la Frontera Sur, México

Abstract

Musálem, K., McDonald, M., Jiménez, F., & Laino, R. (November-December, 2015). Groundwater Vulnerability Mapping in Two Watersheds Affected by Yacyreta Dam in Paraguay. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 6(6), 49-61.

Groundwater vulnerability mapping was conducted for two intensive agriculture and urban watersheds draining to the Yacyreta Dam in Paraguay. Two widely used overlaying methods (GOD and DRASTIC) were applied and compared to determine groundwater vulnerability to contamination. Possible effects of climate change on vulnerability values were also assessed using climate change scenarios provided by third authors. Finally, the possible effects of water table variations derived from Yacyreta Dam operations was projected on groundwater vulnerability. Determination of groundwater vulnerability using DRASTIC shows a 56% of the area of the watersheds to be classified as "medium high" (DRASTIC index 140 – 159) and a 22% as either "high", "very high" or "maximum" (DRASTIC index values 160 – > 200). GOD on the other hand showed a 96% of the area of the watersheds with a "moderate vulnerability" to contaminants (values 0.3-0.5) and a 4% of "high vulnerability" (values 0.51 – 0.6). Vulnerability classes remained the same regardless of any climate change scenarios reviewed, for a 100 year span. Operation by the dam, specifically a five meter elevation of the water table scenario, suggests an increase in vulnerability in lower parts of the watersheds. Finally we compare GOD and DRASTIC models and their suitability regarding the available data for the region and scenario building.

Keywords: DRASTIC model, GOD model, Guaraní Aquifer System, climate change.

Resumen

Musálem, K., McDonald, M., Jiménez, F., & Laino, R. (noviembre-diciembre, 2015). Mapeo de la vulnerabilidad del agua subterránea en dos cuencas afectadas por la represa Yacyreta en Paraguay. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 49-61.

Se condujo un mapeo de vulnerabilidad del agua subterránea en dos cuencas hidrográficas de agricultura intensiva y áreas urbanas que drenan al embalse Yacyreta en Paraguay. Se aplicaron y compararon dos métodos de sobreposición ampliamente utilizados (GOD y DRASTIC) para determinar la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. También se evaluaron los posibles efectos del cambio climático en los valores de vulnerabilidad utilizando escenarios de cambio climático de terceros autores. Por último, se proyectaron los posibles efectos en la vulnerabilidad derivados de las variaciones en el nivel freático, producto de las operaciones de la represa Yacyreta. La determinación de la vulnerabilidad del agua subterránea utilizando DRASTIC mostró un 56% del área de las cuencas clasificadas como de "media alta" vulnerabilidad (índice DRASTIC 140 – 159) y un 22%, ya sea como "alta", "muy alta" o "máxima" (índice DRASTIC 160 – > 200). GOD, por otro lado, mostró un 96% del área de las cuencas como de "vulnerabilidad moderada" a la contaminación (valores 0.3-0.5) y un 4% como "alta vulnerabilidad" (valores 0.51-0.6). Las clases de vulnerabilidad se mantuvieron iguales sin importar los escenarios de cambio climático revisados, para un periodo de cien años. Las operaciones de la represa, en específico un escenario de elevación del nivel freático de cinco metros, sugiere un aumento en la vulnerabilidad a la contaminación en las partes bajas de las cuencas. Por último, se compararon los modelos GOD y DRASTIC, y su adaptabilidad a los datos disponibles para la región y la construcción de escenarios.

Palabras clave: modelo DRASTIC, modelo GOD, Sistema Acuífero Guaraní, cambio climático.

Received: 13/05/2014
Approved: 14/07/2015

Introduction

Groundwater constitutes the largest reservoir of freshwater in the World, accounting for over 97% of all freshwater available on Earth, excluding glaciers and ice caps. The remaining 3% is composed mainly of surface water (lakes, rivers, wetlands) and soil moisture (Quevauviller, 2008). Despite their relevance, contamination of groundwater systems is an increasingly critical problem, once an aquifer is contaminated it is practically unfeasible to clean and the possibilities of remediation involve high economic costs (Wang, 2006).

Groundwater is a hidden source which is quantitatively much more significant than surface water, and for which pollution prevention and quality monitoring and restoration are even more difficult than surface waters, mostly due to its inaccessibility (Quevauviller, 2008). Prevention of contamination is critical for effective groundwater management (Babiker, Mohamed, Hiyama, & Kato, 2005), especially considering the uncertainty about future climate scenarios. Projections indicate that climate change will vary by region and locality, bringing a modification on the frequency of extreme climate phenomena, such as floods and droughts (Bergkamp, Orlando, & Burton, 2003). Groundwater is extensively used by humans as drinking water, with some countries depending almost entirely on it, while others only partly, highlighting the relevance of groundwater quality and quantity conservation as an adaptation strategy to climate change (Quevauviller, 2008).

Groundwater vulnerability to contamination maps are becoming more in need because, on the one hand, groundwater represents the main source of drinking water, and on the other high concentrations of human/economic activities, e. g. industrial, agricultural, and household, represent real or potential sources of groundwater contamination (Rahman, 2008). The concept of groundwater vulnerability mapping is useful for environmental planning and decision-making, and different methods have been developed for the determination of aquifer pollution

vulnerability (Gogu & Dassargues, 2000). These methods, mostly based on index and overlaying techniques, have been used under distinct geological contexts: DRASTIC, SINTACS, AVI and GOD (Exposito, Esteller, Paredes, Rico, & Franco, 2010), and they have also been addressed in comparative studies (Agüero & Pujol, 2002; Gogu & Dassargues, 2000; Lobo-Ferreira & Oliveira, 2004; Napolitano & Fabbri, 1996). The nature of the index is to assign values to each hydrogeological characteristic, which are later combined to calculate an overall vulnerability value in order to classify regions into different units of potential contamination (Kumar, Bansod, Debnath, Thakur, & Ghanshyam, 2015).

An estimated 80% of the potable water supply in Paraguay in South America is made from underground water. Cabral (2005) estimates that at least 38% of the population of the Country lives on the Guarani Aquifer System and is supplied by its waters and that certain conditions, specifically intensive agriculture and urban wastes are or will be risking water quality of the Guarani Aquifer System, specially due to widespread use of land for intensive soybean production as well as other crops (e. g. maize, sunflower). Global concerns about the association of soybean production and other crops as a major source of groundwater contamination (Clay, 2004) have been taken as subject of interest for this study, specifically for two catchments located in this region. Our study aimed to determine current groundwater vulnerability to contamination of the “shallow aquifers” using DRASTIC and GOD models for the Mboi Cae and Quiteria River watersheds and to assess possible effects of climate change on vulnerability categories as well as water table changes derived from the Yacyreta Dam operations. Our two study watersheds are locally perceived as a single socio-hydrological unit, sharing one watershed committee and common actors involved in its management. This study focuses on the area of both watersheds located within the influence of the Guarani Aquifer System and the Yacyreta Dam. Groundwater mapping was carried out to provide the resulting maps to the watershed committee, but also as

a comparative exercise of the suitability of the application of the two models, specifically data input, considering available information for this region. Groundwater vulnerability maps are presented here as an intrinsic characteristic of the studied site in the possible threat of contaminants including, but not limited to, soybean intensive production (For a list of contaminants associated with soybean intensive agriculture see: Paraíba *et al.*, 2003).

Materials and Methods

The Guarani Aquifer System is one of the largest groundwater reservoirs of the planet (Oporto & Vassolo, 2003; Fariña *et al.*, 2004). It is located in South America between 12° and 35° latitude South and 47° and 65° longitude West. It is estimated that the aquifer contains a reserve of 45 000 cubic km of water covering an area of approximated 1.2 million sq km of which 840 000 sq km belong to Brazil, 225 500 sq km to Argentina, 71 700 sq km to Paraguay and 58 500 sq km to Uruguay (Cabral, 2005). In Paraguay,

the Guarani Aquifer System is located in the eastern side of the country, forming a strip that extends from North to South, along the Parana River (Fariña *et al.*, 2004), part of La Plata river basin.

Within the aquifer system, we selected two watersheds which are of local interest for the Yacyreta Binational Entity and the local watershed committee and where the largest urban populations in the Itapua Department are being affected by the Yacyreta Dam project in Paraguay and intensive agricultural activities account for at least 80% of the total area of the watersheds. The watersheds of the Mboi Cae and Quiteria Rivers (286 sq km and 352 sq km respectively) are located in the Itapua Department of Paraguay, both draining to the Parana River, which partially constitutes the political boundary between Paraguay and Argentina (Figure 1). We used two models for groundwater vulnerability mapping: DRASTIC, originally published by Aller, Bennett, Lehr, Petty, and Hackett, (1987) and GOD published by Foster, Hirata, Gomez, D'elia, and Paris (2002). These

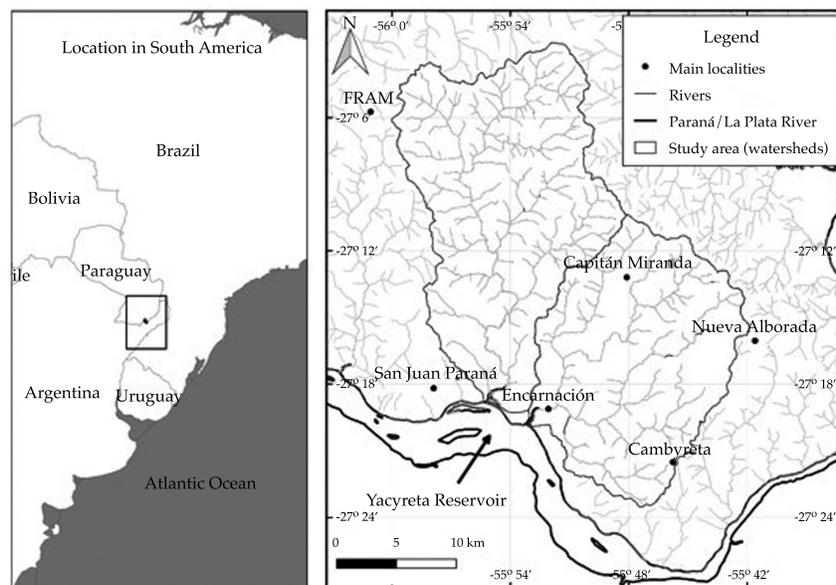


Figure 1. Location of the study area, Mboi Cae and Quiteria watersheds in Itapua Department, Paraguay. Yacyreta binational reservoir partially shown (Argentina and Paraguay). Sources: NaturalEarth, Military Geographic Institute of Paraguay and Musálem (2010).

Table 1. Summary of the sources of information and processes followed to obtain DRASTIC and GOD ratings for the watersheds of the Mboi Cae and Quiteria Rivers in Paraguay.

Parameters	Source	Summary of process followed	Units
Depth to Water	Profiles of 41 wells reported by SENASA (local water sanitation agency) showing static and dynamic levels of the water table within the watersheds	Static levels were interpolated using IDW for the area of the watersheds	Depth in meters
Net Recharge	Geology maps (Military Geographic Institute Paraguay, 1986) and hydrogeology studies that estimated net recharge for Basalts, and Sandstone in the Guarani Aquifer. Santa Cruz and Silva (2002) in Laino (2005), Külls (2003), Schmidt (2009)	Net recharge was estimated by geology in function of precipitation. For sandstone areas, an estimated value from literature review was used directly	Millimetres per year
Aquifer Media	Geology Maps (Military Geographic Institute Paraguay, 1986)	The rock which serves as aquifer, pores or fractures related to the vulnerability to pollution	Lithology
Soil Media	Soil Maps (Military Geographic Institute Paraguay, 1986). Local soil taxonomy and textures (Global Consultores, 2008)	Soil taxonomy subgroups were linked to texture and translated into vulnerability ratings	Texture
Topography	Contour lines of Paraguay (Military Geographic Institute Paraguay, 1986)	Contour lines were processed into a Digital Elevation Model. Using GIS slope was calculated and translated to vulnerability ratings	Slope (%)
Impact of Vadose Zone Media or Overlying strata	Profiles of wells provided by SENASA + Geology maps of Paraguay	Direct reading of profiles from SENASA and confirmation with geology maps	Lithology
Hydraulic Conductivity	Direct data from works reporting local values (Godoy, 1991; De Salvo, 1991; in Fariña 2009)	Direct values reported from authors translated into vulnerability ratings	Meters/day
Groundwater Confinement	Data reported by Schmidt (2009)	Characteristics translated into vulnerability ratings (GOD only)	Confinement

models being trialed in several subsequent works: in India (Kumar, Thirumalaivasan, & Radhakrishnan, 2014; Rahman, 2008; Shahid 2000), Paraguay (Laino, Jiménez, Velazquez, Paez, & Casanoves, 2006, Larroza, Fariña, Baez, & Cabral, 2005), Japan (Babiker *et al.*, 2005), El Salvador (Vignola, 2005), Nicaragua (Obando, 2005), Mexico (Ceballos & Avila, 2004; Exposito *et al.*, 2010), Portugal (Lobo-Ferreira & Oliveira, 2004), USA (Chowdhury, Iqbal, & Szabo, 2003), Costa Rica (Agüero & Pujol, 2002), and Italy (Napolitano & Fabbri, 1996). Input data and sources for the models is presented in Table

1. Data of the hydrogeological conditions was obtained for each parameter using different sources and methods and explained in Table 2.

DRASTIC Calculation

The acronym DRASTIC corresponds to the initials of seven base maps as follows: D: Depth to water / R: Net Recharge / A: aquifer media / S: Soil media / T: Topography / I: Impact of the vadose zone/ C: Hydraulic Conductivity. Each of the parameters is mapped and classified either into ranges or into significant media types

Table 2. Data used and considerations for the application of the groundwater vulnerability models DRASTIC and GOD. Values were reclassified to vulnerability classes respectively, using DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) and GOD (Foster *et al.*, 1987) indexes for final computation. For more details about the data calculations see Musálem (2010).

Parameter	Data processing: considerations and limitations	Data ranges
Depth to water	Water table depths were obtained from wells provided by local water sanitation agency. Data was extrapolated to the whole area of the watersheds using Inverse Distance Weighting from ArcGIS. A Raster with Depth to water of the watersheds was reclassified into vulnerability values according to each author. Wells were distributed irregularly in the watershed with more data concentrated in lower parts of the watershed. However wells outside the watersheds were used to perform interpolation. Values were directly translated into DRASTIC and GOD ratings, according to index by Aller <i>et al.</i> (1987)	Depth of water varied from superficial waters (0 m in sources) to 75 m
Recharge	Considerations by Santa Cruz and Silva (2002) in Laino (2005) from the Pilot program Concordia – Salto were taken into account. This study was presented in a research made by the Guarani Aquifer System Project regarding stratigraphy and hydrogeology and estimated a 3% net recharge of annual precipitation in Uruguay. Considering that the study area has a similar hydrogeological area (Alto Parana formation and the Guarani Aquifer System) the same value of 3% of precipitation was used for areas with basaltic geology within the watersheds. For areas with sandstone from the Misiones Formation and for sediments, studies by de Guarani Aquifer System Project reported by Külls (2003) established a recharge of 136 to 150 mm/year and by Schmidt (2009) a net recharge for the Alto Parana Formation of 77 mm/year The distribution of geological formations, sandstones, basalts and sands was obtained from geology maps available at the Military Geographic Institute in Paraguay (1986). Most of the watersheds are located in basaltic geology areas, with alluvial deposits close to the mouth of the rivers	Recharge ranges from 50 to 178 mm/year depending on geology information and registered annual rainfall obtained from data of the Paraguayan national meteorology service. Total precipitation varies from 1 878 to 1 988 mm per year for both watersheds
Aquifer media	Information about geology was taken from geological maps of Paraguay (1986) and translated directly to a “typical rating” according to DRASTIC methodology by Aller <i>et al.</i> (1987). Aquifer media refers to the consolidated or unconsolidated rock serving as an aquifer	Three categories were found in the watersheds: (1) bedded sandstone or limestone; (2) sand and (3) basalts
Soil Media	Distribution of soil taxonomy was obtained from digitalized soil maps of Paraguay (Military Geographic Institute). Secondly, each soil subgroup was related to its texture according to three different studies carried out in the area: A report consisting of soil studies based on field observation, morphology and physical and chemical analysis of soil horizons done by Global Consultores (2008) in the watersheds for Yacyreta Binational Entity; a Masters thesis research conducted by Laino (2005) where DRASTIC model was used; and an unedited geological study by Gonzalez (2005) (in Laino 2005) in the area; also the Soil Taxonomy Keys by USDA Soil Survey Staff (2006) were consulted. Subgroups texture was translated to DRASTIC ratings using Aller <i>et al.</i> (1987)	Soils found in the watersheds were Lithic Udorthent (basaltic) (most dominant), Rhodic Paleudult and Typic Kandiodox which by literature were determined to have clay and fine clay textures Typic Paleaquult and Typic Albaquult areas had loam, fine loams and sandy loam textures
Topography	Contour lines were available at 10 meters for this area and transformed into a TIN (triangulated irregular network) and finally into a raster with a (10 x 10 m) 100 sq m pixel size. Slope was calculated using Arc GIS and translated to DRASTIC by raster reclassification with DRASTIC index	Slope in percent ranged from 0%, mostly in lower parts of the watersheds, to 40% in the upper areas

Table 2 (continuation). Data used and considerations for the application of the groundwater vulnerability models DRASTIC and GOD. Values were reclassified to vulnerability classes respectively, using DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) and GOD (Foster *et al.*, 1987) indexes for final computation. For more details about the data calculations see Musálem (2009).

Parameter	Data processing; considerations and limitations	Data ranges
Impact of the vadose zone or overlaying strata	According to Aller <i>et al.</i> (1987) the vadose zone is defined as that above the water table which is unsaturated or discontinuously saturated. Reading of 23 well profiles were used to determine characteristics of the material below the typical soil horizon and above the water table	Basalt geology was predominant in the watersheds. Other smaller fractions of sand and sandstones were also found, however no wells were found for this areas, typical values were assigned according to found geology
Hydraulic Conductivity	Fractured basalt has been reported by Fariña (2009) to have a very high hydraulic conductivity, ranging from to even higher levels, supported by work carried out by (Godoy 1991 and De Salvo 1991 in Fariña 2009). The given explanation for such a high level of hydraulic conductivity is the presence of horizontal and vertical fractures and their interconnection in the Alto Parana Geological Formation. Since this was the only available information regarding hydraulic conductivity, a constant raster was created with this value	43 m/d based on Fariña (2009)
Groundwater confinement	Data for groundwater confinement was directly taken from studies made for the Guarani Aquifer System Project and reported by Schmidt (2009). The area of the watersheds is considered to be part of the "basalt aquifer" or Alto Parana Formation which is an unconfined aquifer, which contrasts with sandstone aquifers (typically called Guarani) and Cuaternary Aquifers which are considered confined. Guarani Aquifer System consists of different aquifers interconnected or interrelated between them. The basalt aquifer typically receives direct recharge from precipitation, but also contributes through dripping to the inferior located Guaraní aquifer (Misiones Formation) and the Permian aquifer (Guaraní-Independencia) (Schmidt, 2009)	Unconfined aquifer

which have an impact on pollution potential. Each factor or parameter is assigned a subjective rating between 1 and 10. Weight multipliers are then used for each factor to balance and enhance its importance. The final vulnerability, the DRASTIC index, is computed as the weighted sum overlay of the seven layers, according to Aller *et al.* (1987).

Drastic index categories were also taken from Aller *et al.* (1987) case study for the DRASTIC methodology assigning a color scheme known as "US national color code for DRASTIC index ranges" (Table 3). We used this same categorization to determine changes derived from water table changes (section 3.3) and climate change scenarios (section 3.4). Due to its relevance as

a frame of reference seldom utilized it is presented in this paper.

GOD Calculation

GOD is the acronym for the following parameters: groundwater confinement (G) in the aquifer under consideration; overlaying strata (O) or vadose zone in terms of lithological character and degree of consolidation that determine their contaminant attenuation capacity (equivalent to impact of the vadose zone for DRASTIC); and depth to groundwater table (D) or to groundwater strike in confined aquifers (See Table 3 for more details in how data has been obtained and prepared for the models). According to GOD

Table 3. DRASTIC index classification from Aller *et al.* (1987) and interpretative values according to US national color code.

DRASTIC index rate	Color	R, G, B	Potential vulnerability
Lower 79	Violet	238, 130, 238	Minimum
80-99	Indigo	75, 0, 130	Very Low
100-119	Blue	0, 0, 255	Low
120-139	Dark green	0, 128, 0	Medium Low
140-159	Light green	0, 255, 0	Medium High
160-179	Yellow	255, 255, 0	High
180-199	Orange	255, 127, 0	Very High
Higher 200	Red	255, 0, 0	Maximum

methodology the resulting aquifer vulnerability to pollution index is considered as the product of these three parameters, which is translated into a proposed categorization by Foster *et al.* (2002).

Changes in Groundwater Vulnerability from Dam Operations

An increase in water table due to Yacyreta dam operations has been debated, in face of the final 5 meter rise of the the Yacyreta reservoir to full capacity (years 2008-2009). Information of hydrogeological studies carried out by Lotti-Associatti (1999) and a review made by hydrogeologist Miguel Auge (n/a), regarding the possible effects of water table elevation to the aquifer, show that still little is known on how groundwater will behave after the water level of the dam changes from 78 m to 83 m. On one side of the predictions Lotti assures that due to the “strong basaltic” hydrogeology of the area, only a small “marginal fringe” of approximately 12.5 meters will be affected generating changes in the water table; in the other hand, Auge opposes this prediction by stating that there is not enough hydrogeological data available in the area to determine how change in the water level of the reservoir will affect groundwater, concluding the need for a stronger sampling using boreholes and the use of tridimensional models instead of the two dimensional models used by Lotti. So far no complementary studies

or field data has been found in literature regarding changes in water table until this publication.

A worst case scenario was used to visualize and compare possible changes in aquifer vulnerability to pollution, where the change in the water table is equivalent to the elevation of the dam reservoir (5 m). Although unlikely to actually occur, considering information from Lotti, it serves the purpose of showing the extreme event of affecting the water table (depth to water parameter in DRASTIC and GOD) in the whole area of the watersheds.

Changes in Vulnerability from Climate Change Scenarios

We used climate change scenarios in mean annual precipitation and mean annual temperature caused by global climate change according to three different greenhouse gases emission scenarios considered by Limia (2000) and Gonzalez (2005). Our climate change scenarios considered changes of mean annual precipitation (+16.2% and -11.5%) in a 100 year span. These changes in precipitation were used to change values in net recharge, estimated locally as 3% of precipitation for the basaltic area of the watersheds (Table 4).

Results and Discussion

Vulnerability mapping as a result from application of GOD and DRASTIC models is shown in

Table 4. Wells used for the determination of “depth to water” (D) through the interpolation of static level to determine aquifer vulnerability in the watersheds of Mboi Cae and Quiteria, Itapua, Paraguay.

Well	Locality	Depth (m)	Date (year)	Flow (m ³ /s)	Static level (m)
IT-P0010	Capitán Miranda	116	-	24.00	24.50
IT-P0011	Capitán Miranda	115	-	12.00	0.00
IT-P0012	Capitán Miranda	122	1996	40.00	30.60
IT-P0022	Fram	62	1980	30.00	0.00
IT-P0031	Jesus	139	1984	5.00	65.00
IT-P0034	Trinidad	78	1986	12	35.00
IT-P0041	San Juan del Paraná	184	1992	4.60	3.70
IT-P0042	San Juan del Paraná	100	1996	35.00	3.00
IT-P0047	B° San Juan	137	1993	35.00	10.00
IT-P0048	B° San Juan	146	1995	30	27.00
IT-P0049	Cambyreta	206	1993	30.00	55.00
IT-P0051	Nueva Esperanza	228	1996	20	0.00
IT-P0052	Ita Paso	282	1997	10.00	19.05
IT-P0055	Polidedortivo (Diben)	264	1992	15.30	0.00
IT-P0058	Potrero Santa María (Villa)	99	1995	60.00	15.00
IT-P0067	Campichuelo	217	1997	40.00	21.10
IT-P0068	San José Obrero	80	1998	20.00	10.50
IT-P0078	Puerto Samuhu	117	1998	4.50	23.50
IT-P0079	San Blas Independencia	170	1998	25.00	23.50
IT-P0084	San Miguel Kuruzu	140	1997	30.00	34.50
IT-P0085	Azotea	306	1998	29.00	0.00
IT-P0086	B° Guazu-Arroyo Pora	158	1997	40.00	7.70
IT-P0088	Chaípe	117	1997	70.00	1.00
IT-P0089	Chaípe	129	1997	41.00	4.20
IT-P0090	La Paz	116	1997	40.00	0.00
IT-P0091	La Paz	163	1997	16.00	5.05
IT-P0124	Santo Domingo	152	2000	25.00	14.00
IT-P0125	Pradera Alta	121	2001	38.00	8.00
IT-P0136	Copetrol Santa María	0	1996		0.00
IT-P0141	Paso Guembe	118	2003	3	75.50
IT-P0198	Virgen de Itacua	91	2001	15.00	21.00
IT-P0203	B° San Juan	135	1996	50.00	10.40
IT-P0247	San Antonio Ypecuru	232	2002	10.10	18.50
IT-P0278	Ita Paso	286	2001	8	30.00
IT-P0279	Ita Paso	306	2002	8.00	20.00
IT-P0281	8 de Diciembre (Ita Paso)	200	2003	10.13	15.00
IT-P0336	San Blas Cerro Cora	103	2001	20.00	29.00
IT-P0362	Fram	285	2005	40.00	15.00
IT-P0372	San Luis del Paraná	162	2004	7.97	30.00
IT-P0388	San Nicolás B° Guarani	222	2003	8.44	14.85
IT-P0389	Ytororo	190	2003	9.70	0.00

Figure 2 for current conditions and predictions of change in groundwater vulnerability derived from dam operations. Results of GOD model show a 96% of the area of the Watersheds with values of 0.3 – 0.5 (moderate vulnerability to pollution) and 4% (Values 0.51 - 0.6) resulted as high vulnerability. Higher values are present in lower areas of the watersheds, where depth to groundwater is minimal and alluvial sands are present. DRASTIC model shows a 56% of the area of the watersheds to be classified as “medium high” (DRASTIC index 140-159) and a 22% percent as either “high”, “very high” or “maximum” (DRASTIC index values 160 –>200).

Worst case scenario regarding water table change in 5 meters showed changes

in vulnerability categories in DRASTIC. While “low” and “medium low” values lowered from 21.7 to 9.11% of the watersheds, and medium high values lowered from 56 to 50% of the total area of the watersheds, “high”, “very high” and “maximum” values increased from 22% to 40% of the watersheds.

Changing the precipitation values, hence changing net recharge estimations, using climate change scenarios for a 100 year span, did not seem to affect the final DRASTIC outcome. Even though values changed in the resulting maps, vulnerability categories remained the same. Climate change scenarios were not analyzed with GOD model, since recharge values cannot be changed directly within the model,

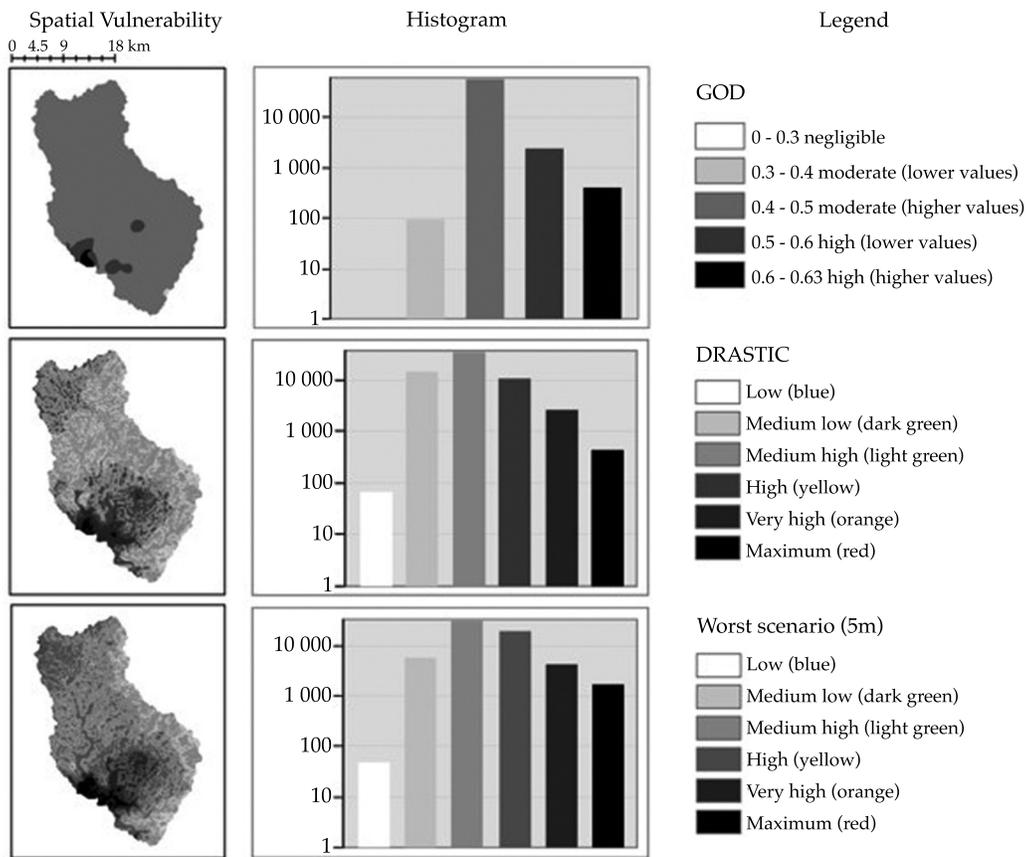


Figure 2. Aquifer vulnerability to pollution according to GOD and DRASTIC models and a worst case scenario for DRASTIC assuming water table increase from dam operations. Watersheds of the Mboi Cae and Quiteria Rivers in Paraguay.

but instead focuses on geological characteristics of the overlaying strata.

Discussion

DRASTIC outcome maps show a more heterogeneous distribution of vulnerability classes compared to the GOD model. Similar remarks were made by Agüero and Pujol (2002) while discussing their experience in applying the same models in the Central Valley of Costa Rica. Despite the DRASTIC model being used worldwide to determine aquifer intrinsic vulnerability, a constant discussion is the relation of the DRASTIC index with the real pollution found in the aquifer. Leone, Ripa, Uricchio, Deak, & Vargay (2009) after studying the vulnerability and risk evaluation of agricultural nitrogen pollution for Hungary's main aquifer using DRASTIC and GLEAMS models conclude that DRASTIC, as a parameter/qualitative method, performs better in the general correspondence of trends, which means a correspondence between higher nitrate content and higher DRASTIC scores. However, this is not necessarily true for all areas where these and other pollutants have been sought, thus, papers where investigation on areas which were evaluated with these techniques, and when applied to areas which are already contaminated are still in great need to understand the application of these models and their prediction capacities and results.

As a first approach, and not withstanding the need of further water quality analysis, we propose the use of these models, which can also provide help determining knowledge gaps of hydrogeological characteristics of the watersheds. It should also be noted that the application of these models, does not seek to evaluate on specific threats, which would require each threat to be studied independently, but instead, intends to determine the intrinsic hydro-geological settings and their vulnerability, which could better lead to determining areas which could be directed towards conservation or special management considerations.

According to Rupert (1999), DRASTIC, despite being used to develop groundwater

vulnerability maps in the United States, has met with mixed success, since it is usually not calibrated to measure contaminant concentrations, suggesting necessary improvements to the DRASTIC groundwater vulnerability mapping by calibrating the rating scheme. However, DRASTIC still can be considered a first approach to GVP, specifically when information is limited or when the vulnerability concept does not include only a particular pollutant threat or risk but as described by Lobo-Ferreira and Oliveira (1997) "vulnerability is the one that refers to the intrinsic characteristics of the aquifer, which are relatively static and beyond human control". Despite our study agreeing with this general concept, we consider human activities, such as the effects of large dam operations influencing water table could affect vulnerability to pollution.

Locally, Laino (2005) found distinct values in neighboring Capiibary River watershed. After comparison of classes, 36% showed a "low" vulnerability and 64% a "medium low", "medium high" and "high" categories. The categorization used by Laino was different from the used for the present study, thus comparing both studies was only possible at this level. This situation leads to suggest a standardization of results for easier comparison among studies.

The present experience of application of both models is in accordance to remarks by Gogu and Dassargues (2000) considering the concept of groundwater vulnerability as a useful tool for environmental planning and decision-making, we also found that simple models provide similar results to the complex ones. To our experience, a simpler model (such as GOD) is more likely to meet data input available currently for Paraguay, however loosing in finesse of the final result. Since DRASTIC and GOD are a first step towards assessing groundwater vulnerability and considering that literature review suggests reconfirming data with specific contaminants and risks, a further validation of the model at the local level is suggested for future research, including analysis of groundwater quality and monitoring.

Conclusions

Aquifer vulnerability to pollution was found to be intermediate-high similarly using both DRASTIC and GOD models, more detailed results were obtained when using DRASTIC which was also in demand of data which was not readily available for the study area or at the appropriate scale. Higher vulnerability values were found towards the lower parts of the study area with both models showing similar descriptors and values in the respective scales. A “medium to high” vulnerability shows that concerns about pollution of the aquifer in the midterm should be considered to instrument possible programs dedicated to the minimization of contaminants in agriculture, but also, since the highest vulnerability areas are located in the lower parts of the watersheds, where urban areas are settled, our results suggest the need to identify pollution sources in urban areas as a possibly major threat to the shallow aquifer. It was also unexpected that climate change scenarios didn't show changes in vulnerability classes. This highlights the importance of groundwater protection, study and conservation as a mitigation strategy to climate change and justifies the need to better understand management practices and their impact in groundwater.

The use of the National Color Code (Aller *et al.*, 1987) is proposed here as a comparative frame of reference for future DRASTIC applications allowing a simpler contrast of results among studies. It should be noted that vulnerability assessment implies uncertainties associated with the calculations and limitations of the data used (National Research Council, 1993; Kumar *et al.*, 2015), thus, this uncertainties are acknowledged for this study as well, and recommend further work and more data to progress towards better approximations.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the support of CONACyT Mexico and Yacyreta Binational Entity for the funding of this research. Also our gratitude to CONACyT

Paraguay for granting support for final publishing stages. Special thanks to Juan Estigarribia, Victoriano Vazquez, Mauricio Perayre, Carlos Basaldua, Luis Hauron, Victoriano Vázquez, Antonio Schapovaloff, Andres Taoka, Viviana Pacheco, Victoria Lopez, Juan Estigarribia, Patricia Peralta, and Diosnel Curtido for help during field work, as well as Cesar Balbuena, Eduardo Dose and Christian Brenes for their help in technical issues. This study was also supported by free and open-source software: Ubuntu (Linux), Quantum GIS, LibreOffice and Qt-plot.

References

- Agüero, J., & Pujol, R. (2002). *Análisis de vulnerabilidad a la contaminación de una sección de los acuíferos del Valle Central de Costa Rica (Vulnerability Analysis to Pollution in the Valle Central Aquifers in Costa Rica)* (195 pp.). Tesis de Ingeniería Civil. San José, Costa Rica: Universidad de Costa Rica.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R., & Hackett, G. (1987). *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings* (455 pp.). 600/2-87/035. Dublin, USA: Environment Protection Agency.
- Auge, M. (2001). *Interrelación embalse Yacyretá – sistema del Iberá: evaluación de la información existente y propuesta de nuevas investigaciones* (20 pp.). Informe inédito. La Plata.
- Babiker, I. S., Mohamed, A. A. M., Hiyama, T., & Kato, K. (2005). A GIS-Based DRASTIC Model for Assessing Aquifer Vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan. *Science of the Total Environment*, 345(1), 27-140.
- Bergkamp, G., Orlando, B., & Burton, I. (2003). *Change: Adaptation of Water Management to Climate Change* (53 pp.). Gland and Cambridge: UICN.
- Cabral, A. (2005). *Uso sustentable del Sistema Acuífero Guaraní (Sustainable use of the Guaraní Aquifer System)* (11 pp.). Informe del Proyecto. Asunción, Paraguay: SAG-PY.
- Ceballos, R. P., & Avila, J. P. (2004). Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en el estado de Yucatán (Groundwater vulnerability to pollution in Yucatan State). *Ingeniería Revista Académica*, 8(1), 33-42.
- Chowdhury, S., Iqbal, M., & Szabo, J. (2003). Comprehensive Approach of Groundwater Resource Evaluation: A Case Study in the Chippewa Creek Watershed in Ohio. *Ohio Journal of Science*, 103(5), 134-142.
- Clay, J. (2004). *World Agriculture and the Environment: A Commodity to Commodity Guide to Impacts and Practice* (194 pp.). Washington, DC: Island Press-World Wildlife Fund.
- Exposito, J., Esteller, M. V., Paredes, J. Rico, C., & Franco, R. (2010). Groundwater Protection Using Vulnerability Maps and Wellhead Protection Area (WHPA): A Case Study in Mexico. *Water Resources Management*, 24(15), 4219-4236.
- Fariña, S. (2009). *Environmental Protection and Sustainable*

- Development of the Guaraní Aquifer System* (31 pp.). Vol. 2. Asunción, Paraguay: SAG- PY Geology and Hydrogeology.
- Fariña, S., Vassolo, S., Cabral, N., Vera, S., & Jara, S. (2004). *Caracterización hidrogeológica e hidrogeoquímica del Sistema Acuífero Guaraní*. En XIII Congreso Brasileño de Águas Subterráneas, Cuiaba.
- Foster, S., Hirata, R., Gomez, D., D'elia, M., & Paris, M. (2002). *Groundwater Quality Protection: A Guide for Water Utilities, Municipal Authorities, and Environment Agencies* (104 pp.). Washington, DC: Ed. Groundwater Management Advisory Team (GW MATE).
- Global Consultores (2008). *Gestión integrada de las cuencas: visión diagnóstica de los escenarios (Integrated Management of the Mboi Cae and Quiteria Watersheds: Diagnosis of the Watersheds Scenarios)* (332 pp.). Encarnación, Paraguay: Entidad Binacional Yacyreta (EBY).
- Gogu, R., & Dassargues, A. (2000). Current Trends and Future Challenges in Groundwater Vulnerability Assessment Using Overlay and Index Methods. *Environmental Geology*, 39(6), 549-559. Doi: 10.1007/s002540050466.
- Gonzalez, E. (2005). Proyecto Piloto Itapúa-Paraguay: Proyecto de Protección Ambiental y Desarrollo Sostenible del Sistema Acuífero Guaraní (Pilot Project Itapúa-Paraguay: Environmental Protection and Sustainable Development of the Guaraní Aquifer System Project) (58 pp.). Unedited, Unpublished. Environmental Secretariat of Paraguay (SEAM).
- Kumar, P., Bansod, B. K. S., Debnath, S. K., Thakur, P. K., & Ghanshyam, C. (2015). Index-Based Groundwater Vulnerability Mapping Models Using Hydrogeological Settings: A Critical Evaluation. *Environmental Impact Assessment Review*, 51, 38-49.
- Kumar, S., Thirumalaivasan, D., & Radhakrishnan, N. (2014). GIS Based Assessment of Groundwater Vulnerability Using Drastic Model. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 39(1), 207-216.
- Külls, C. (2003). Groundwater Recharge of the Guaraní Aquifer. Previous Investigations, Estimation Methods and Recommendations (19 pp.). Report to the Instituto Geologico. Sao Paulo: Instituto Geologico.
- Laino, R. (2005). *Manejo del recurso hídrico en la cuenca del arroyo Capiibary: implicaciones para la gestión ambiental del acuífero Guaraní (Management of Water Resources in the Watershed of the Capiibary Eiver: Implications for the Environmental Development of the Guaraní Aquifer)* (104 pp.) Thesis Mag. Sc. Cartago, Costa Rica: Tropical Agricultural Research and Higher Education Center (CATIE).
- Laino, R., Jiménez, F., Velazquez, S., Paez, G., & Casanoves, F. (2006). Manejo del recurso hídrico y vulnerabilidad a la contaminación del acuífero Guaraní en la cuenca del arroyo Capiibary, Paraguay (Management Water Resources and Pollution Vulnerability of the Guaraní Aquifer in the Watershed of the Capiibary River). *Recursos Naturales y Ambiente*, 48, 65-74.
- Larroza, F. A., Fariña, S., Baez, J., & Cabral, N. (2005). *Evaluación hidrogeológica y protección a la contaminación del agua subterránea en la reserva de la Biosfera del Bosque Maracayu (RBBMb) Límite Paraguay-Brasil* (21 pp.). XIV Encontro Nacional de Perforadores de Pocos. II Simposio de Hidrogeología do Sudeste, Sao Paulo, 4-7 de octubre, 2005.
- Leone, A., Ripa, M. N., Uricchio, V., Deak, J., & Vargay, Z. (2009). Vulnerability and Risk Evaluation of Agricultural Nitrogen Pollution for Hungary's Main Aquifer Using DRASTIC and GLEAMS Models. *Journal of Environmental Management*, 90(10), 2969-2978.
- Limia, M. (2000). *Construcción de escenarios de cambio climático para Paraguay (Construction of Climate Change Scenarios for Paraguay)* (13 pp.). Asunción, Paraguay: Programa Nacional de Cambio Climático. Dirección de Ordenamiento Ambiental, Subsecretaría de Recursos Naturales y Ambiente, Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Lobo-Ferreira, J. P., & Oliveira, M. (2004). Groundwater Vulnerability Assessment in Portugal. *Geofísica Internacional*, 43(4), 541-550.
- Lotti-Associatti (1999). *Estudio hidrogeológico, topográfico y geotécnico del área de Posadas, Garupa y Encarnación (Hydrogeological, topographical and geotechnical study of Posadas, Garupa and Encarnación)*. Executive Summary (26 pp.) Rome: Yacyreta Binational Entity.
- Military Geographic Institute Paraguay (1986). *Vector files*, CD. Asunción, Paraguay: Military Geographic Institute.
- Musálem, K. (2010). *Assessing Integrated Watershed Management and Spatial Groundwater Vulnerability in Priority Watersheds of the Yacyreta Dam in Paraguay* (177 pp.). Ph. D. Thesis. Turrialba (Costa Rica) y y Bangor (USA): University of Wales (Bangor University): Tropical Agricultural Research and Higher Education Center CATIE.
- Napolitano, P., & Fabbri, A. (1996). Single-Parameter Sensitivity Analysis for Aquifer Vulnerability Assessment Using DRASTIC and SINTACS (559-566 pp.). In *HydroGIS 96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management: Proceedings of the Vienna Conference*.
- National Research Council (1993). Contamination Potential under Conditions of Uncertainty. Washington, DC: Committee on Techniques for Assessing Ground Water Vulnerability.
- Obando, F. (2005). *Situación del recurso hídrico subterráneo de la subcuenca del río Aguas Calientes, Nicaragua (Undeground Water Resources Situation of the Aguas Calientes River Watershed, Nicaragua)* (111 pp.). Cartago, Costa Rica: Tropical Agricultural Research and Higher Education Center (CATIE).
- Oporto, O., & Vassolo, S. (2003). *Aguas subterráneas-El acuífero Guaraní (Groundwater-Guarani Aquifer)* (13 pp.). SAG-PY

- Boletín No 1. Asunción, Paraguay: Dirección General de Protección y Conservación de los Recursos Hídricos, Secretaría del Ambiente (SEAM).
- Paraíba, L., Cerdeira, A. L., Silva, E. F., Martins, J. S., & Coutinho, H. L. C. (2003). Evaluation of Soil Temperature Effect on Herbicide Leaching Potential into Groundwater in the Brazilian Cerrado. *Chemosphere*, 53(9), 1087-1095. Doi:10.1016/S0045-6535(03)00594-0.
- Quevauviller, P. (2008). *Groundwater Science and Policy: An International Overview*. London: Royal Society of Chemistry.
- QGIS Development Team (2009). QGIS Geographic Information System. Delaware: Open Source Geospatial Foundation.
- Rahman, A. (2008). A GIS Based DRASTIC Model for Assessing Groundwater Vulnerability in Shallow Aquifer in Aligarh, India. *Applied Geography*, 28, 32-53.
- Rupert, M. (1999). *Improvements to the DRASTIC Groundwater Vulnerability Mapping Method* (6 pp.). Boise, USA: USGS Fact Sheet, Geological Survey.
- Schmidt, G. (2009). *Uso sostenible del sistema acuífero Guaraní en la región oriental del Paraguay (Sustainable use of the Guaraní Aquifer System in Eastern Region of Paraguay)* (21 pp.) Vol. 1. Generalities and Summary. Hannover y Asunción, Paraguay: BGR and Paraguayan Environment Secretariat (SEAM) SAG-PY.
- Shahid, S. (2000). A Study of Groundwater Pollution Vulnerability using DRASTIC/GIS, West Bengal, India. *Journal of Environmental Hydrology*, 8, 9.
- Vignola, R. (2005). *Fortalecimiento de instrumentos decisionales para la provisión de agua para consumo humano en El Salvador* (174 pp.). Mag. Sc. Cartago, Costa Rica: Tropical Agricultural Research and Higher Education Center (CATIE).

Authors' institutional address

Ph. D. Karim Musálem

School of Environment, Natural Resources and Geography (SENTRY)
Deiniol Road, Bangor, Gwynedd
LL57 2UW, UNITED KINGDOM
Tropical Higher Education and Research Center
CATIE 7170
Telephone: +595 (981) 223 778
Turrialba, Costa Rica
karim.musalem@chacoamericano.org

Ph. D. Morag McDonald

Bangor University
School of Environment, Natural Resources and Geography
Deiniol Road, Bangor, Gwynedd
LL57 2UW, UNITED KINGDOM
Telephone: +44 (1248) 388 076
m.mcdonald@bangor.ac.uk

Dr. Sc. Francisco Jiménez

Tropical Higher Education and Research Center
CATIE 7170
Turrialba, COSTA RICA
Telephone: (506) 2258 2000
fjimenez@catie.ac.cr

Dra. Rafaela Laino

El Colegio de la Frontera Sur
Carretera Panamerica y Periférico Sur s/n
San Cristóbal de las Casas, Chiapas, MÉXICO
Telephone: +595 (981) 623 087
rlaino@ecosur.edu.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Ecohydroclimatological Research Along the Catacocha-Zamora Transect, Loja and Zamora-Chinchipec, Ecuador

• Fernando Oñate-Valdivieso* •
Universidad Técnica Particular de Loja, Ecuador

*Corresponding author

• Victor M. Ponce •
San Diego State University, USA

Abstract

Oñate-Valdivieso, F., & Ponce, V. M. (November-December, 2015). Ecohydroclimatological Research Along the Catacocha-Zamora Transect, Loja and Zamora-Chinchipec, Ecuador. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 6(6), 63-73.

This study reports on ecohydroclimatological research along the Catacocha-Zamora transect in the provinces of Loja and Zamora-Chinchipec, Ecuador. Mean annual precipitation varies between 400 mm in Catamayo, along the study transect, to 2 200 mm in Zamora, to the eastern limit. Altitudinal variations are also marked, between 1 230 m in Catamayo, to 2 930 m in Cerro del Consuelo, to 900 m in Zamora. Ecohydrological and hydroclimatological data are examined with the aim of developing relations to underpin the nascent field of ecohydroclimatology. Applications are envisioned in the management of tropical montane ecosystems.

Keywords: Ecohydrology, hydroclimatology, ecology, bioclimatology, climatology, tropical vegetation, Ecuador.

Resumen

Oñate-Valdivieso, F., & Ponce, V. M. (noviembre-diciembre, 2015). Investigación ecohidroclimatológica en el transecto Catacocha-Zamora, Loja y Zamora Chinchipec, Ecuador. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 63-73.

Este estudio trata sobre una investigación sobre ecohidroclimatología a lo largo del transecto Catacocha-Zamora en las provincias de Loja y Zamora-Chinchipec, Ecuador. La media de precipitación anual varía entre 400 mm en Catamayo, a lo largo del transecto de estudio, hasta 2 200 mm en Zamora, hasta el límite oriental. Las variaciones altitudinales también son marcadas, entre 1 230 m en Catamayo, 2 930 m en el Cerro del Consuelo y 900 m en Zamora. Se examinan datos ecohidrológicos e hidroclimatológicos para desarrollar las relaciones que apoyen el nacimiento de la ecohidroclimatología. Se prevén aplicaciones en la gestión sostenible de ecosistemas tropicales de montaña.

Palabras clave: ecohidrología, hidroclimatología, ecología, bioclimatología, climatología, vegetación tropical, Ecuador.

Received: 07/10/2014

Approved: 13/08/2015

Introduction

Ecuador is endowed by Nature with unmatched ecological diversity. This is due to: (1) its geographical location along the Equator, (2) its relative continental position next to the Pacific Ocean, and (3) the presence of the Andes Mountain Range, which crosses the middle of the country from North to South (Figure 1). This unusual combination of near-zero latitude, proximity to a very large moisture source, and wide altitudinal

range is responsible for a substantial ecological and biological diversity. Therefore, the region constitutes a veritable field laboratory for the study of tropical ecological, hydrological, and climatological relations.

The general objectives include describing the uniqueness of the chosen study region and its climatological and geomorphological characteristics, with aim to establish the appropriate foundations for the nascent field of ecohydroclimatology, interpreted as the seamless approach to ecology,

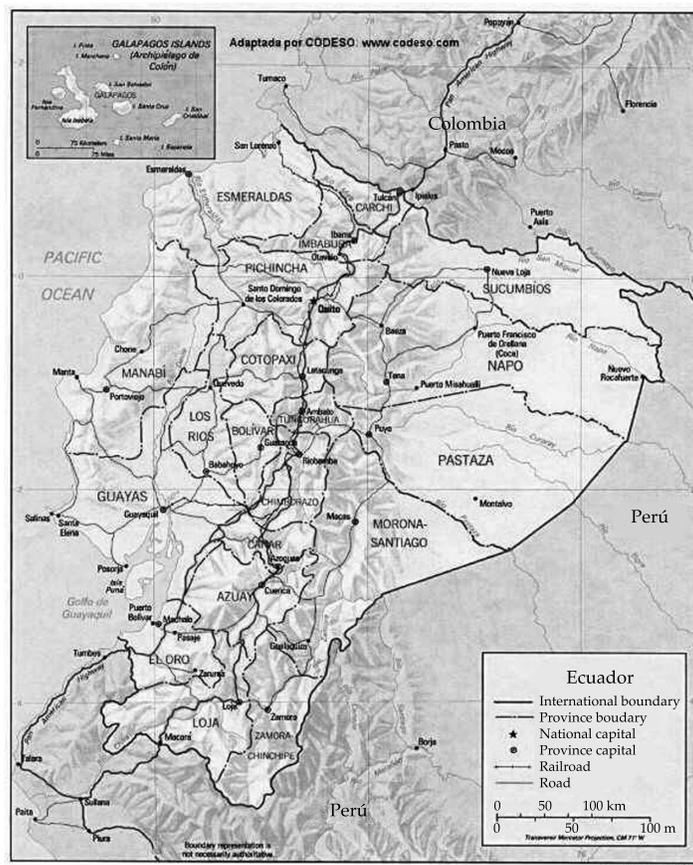


Figure 1. Map of Ecuador, showing Andes Mountain Range passing through the middle.

hydrology, and climatology. Specific objectives include the description of mean annual precipitation, terrain geology and geomorphology, relation of flora to distance to groundwater, and appropriate climatic indicators such as the various bioclimatological indexes.

This study focuses on the southern provinces of Loja and Zamora-Chinchipe (Figure 1). These regions feature marked gradients in mean annual precipitation within a relatively short distance. Figure 2 shows mean annual precipitation in Loja and Zamora-Chinchipe, varying between 200-400 mm in Loja to 3200-6400 mm in Zamora-Chinchipe. Thus, a transect of relatively limited length transversing these two provinces is appropriate for the study of ecohydroclimatological relations.

This study is part of a research program in ecohydroclimatology carried out jointly by San Diego State University (San Diego, California, USA) and the Universidad Tecnica Particular de Loja (Loja, Ecuador).

Geographical Setting

The provinces of Loja and Zamora are located in southern Ecuador. Wolf (1892) has described the geology, geomorphology, and hydrography of Ecuador, including Loja and Zamora. The Andes Mountain Range transverses the study region, from the Sabanilla Knot, to the south of Loja, to the moorlands of Saraguro, toward the north.

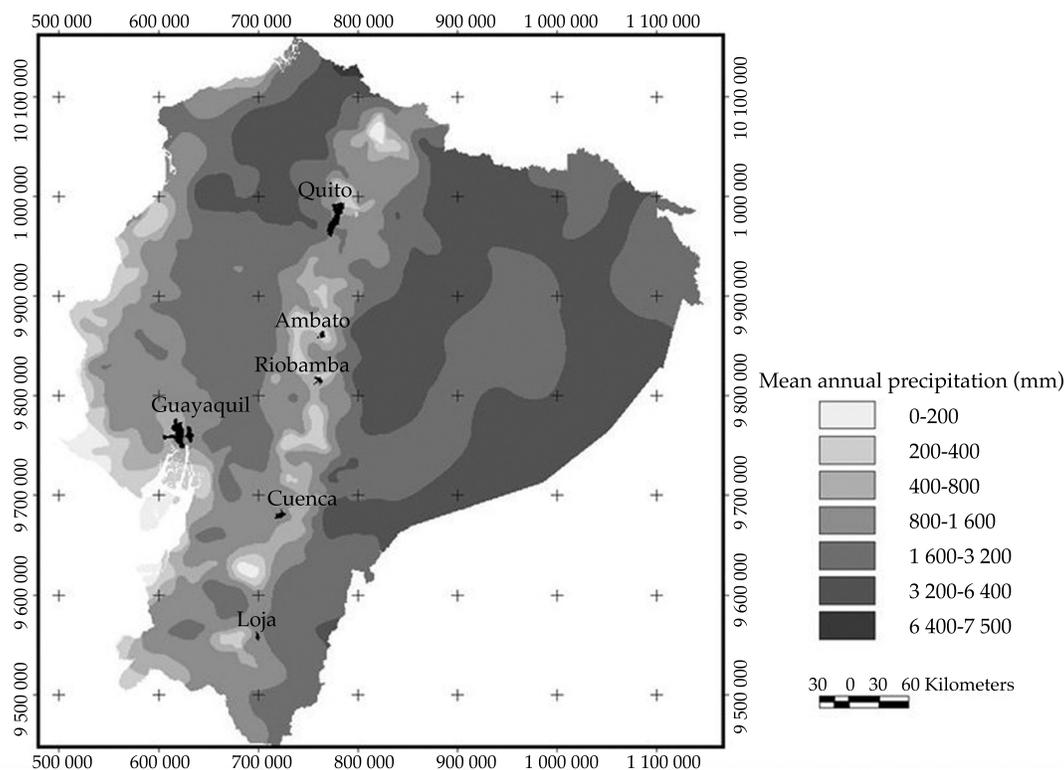


Figure 2. Mean annual precipitation in Ecuador.

From the Sabanilla Knot, the Santa Rosa Range takes off to the northwest and the Condor Range to the southeast. The Santa Rosa Range is narrow, low, and relatively small. From the Condor Range, several large branches take off toward the northeast.

From 4° 8' S latitude, south of the city of Loja, the Western Range runs parallel to the Eastern Range in a general northern direction. The Western Range is narrow, with short branches on both sides, rising up to 3000 m through most of its length. In contrast, the Eastern Range rises up to 4000 m. These two branches of the Andes are united by two transversal knots, the Cajanuma Knot to the south of Loja, and the Guagra-uma Knot to the north. The region comprised between the knots constitutes the valley of Loja.

The valley of Loja, oriented from north to south, is divided into two different sections.

The northern section is narrow, resembling a canyon. The southern section, properly the valley of Loja, is oval-shaped, with a total length comprising about 6 km and a maximum width of about 3 km.

The Malacatos River has its headwaters in the Cajanuma Knot, flowing north to meet the Zamora river at Loja proper, where it takes the name of the latter. Continuing to flow north through the Guagra-uma Knot, the Zamora river meets several tributaries along its course, eventually discharging into the Santiago river in the eastern lowlands of Zamora-Chinchipec province.

The interandean valley of Loja is small and low, at 2150 m altitud, with the city of Loja occupying the entire valley. The lowest point on the road (pass) from Loja through Cajanuma Knot to the south is at 2525 m altitude. The lowest point on the road from Loja to Catamayo to the

west is at 2786 m. This pass is next to Villonaco peak, which rises to about 3000 (Wolf, 1892).

Conceptual Framework

This study sets the foundations to describe the characteristics of vegetative communities, using the interdisciplinary perspective of ecohydroclimatology. Several factors condition the type and density of vegetative communities across the landscape. The most important are:

Mean Annual Precipitation

Mean annual precipitation determines the humidity provinces (arid, semiarid, subhumid, or humid) (Holdridge, 1947). Plants respond readily to the presence of environmental moisture, including that in the air, land surface, vadose zone (unsaturated soil), and that flowing underground. Low relative humidity in the air is usually associated with low moisture levels on land surface and soil, together with the presence of ephemeral streams and relatively deep groundwater. Conversely, high relative humidity is usually associated with high moisture levels on the land surface and soil, coupled with perennial streams and shallow groundwater. In practice, these elements of the landscape are all related, with a common denominator: high environmental moisture means humid, while low moisture means arid.

Terrain Geology and Geomorphology

Next to climate type, terrain geology and geomorphology are generally a good indicator of vegetation type (Cole, 1960; Ponce & Da Cunha, 1993). Notwithstanding other factors, terrain geology and geomorphology determine the relation between surface water and groundwater. Plants may transpire either vadose water, groundwater, or both (Ponce, 2006). Land surface slope and rock/soil type determine the quantity of surface flow, surface detention and retention, infiltration rate, depth to water table, and groundwater replenishment. In addition,

drainage conditions, either exorheic, endorheic, or mixed exorheic-endorheic, by interacting with soil and groundwater salinity, determine the type and density of vegetative communities that prevail across the landscape.

Proximity to Groundwater

Vegetative communities referred to as *phreatophytes* specialize in satisfying their water needs directly from the underlying groundwater. In essence, shallow groundwater supports the growth of plants that habitually feed on groundwater (Meinzer, 1927). Thus, the presence of phreatophytes is a good indicator of shallow groundwater in the vicinity.

Speed of Surface Drainage

Land slopes vary widely, from larger than 30% in certain mountainous landscapes (Ponce, 2008), to near zero in some geologically controlled depositional landscapes or broad river valleys undergoing geologic subsidence (Ponce, 1995). Very mild terrain slopes lead to swamps and wetlands and their characteristic vegetative community structures, including the dynamics imposed by seasonal variations, floods and droughts, and more recently, anthropogenic climate change.

Mean Annual Temperature

Plants are naturally adapted to either wide (desert) or narrow (rainforest) variations in temperature. Mean annual temperature conditions the liveability and survivability of diverse vegetative communities across the landscape, from arid to humid.

Seasonal Variations in Temperature

Plants are naturally adapted to seasonal variations in temperature, which are conditioned by latitude, altitude, and continental location relative to the nearest moisture source. Desert plants readily adapt to wide variations in seasonal temperature, while rainforest plants do not.

Annual Precipitation

The transect chosen for this study comprises the section between Catacocha, in central Loja province, to Zamora, in western Zamora-Chinchipe (Figure 3).

Figure 4 shows a map of mean annual precipitation for the study transect. Data from ten (10) climatological stations were used to develop this map. The stations are, from west to east: (1) Chaguarpamba, (2) Catacocha, (3) Nambacola, (4) El Cisne, (5) Catamayo, (6) El Tambo, (7) La Argelia (in Loja), (8) Cajanuma, (9) San Francisco, and (10) Zamora. The locations of the stations are shown in Figure 4.

Mean annual precipitation varies from 400 mm in Catamayo to 2200 mm in San Francisco, depicting a marked precipitation gradient. The straight distance between Catamayo and San Francisco is about 40 km, while the straight distance between Catacocha and Zamora is about

80 km. Significantly, the city of Loja, capital of the province of Loja, is located at midrange along the Catamayo-San Francisco subtransect.

Figure 5 shows an image of the Catacocha-Zamora transect, revealing the marked differences in vegetation along the transect. Albedo, a reliable indicator of the presence or absence of vegetation is estimated to vary between as high as 0.30 near Catamayo, to as low as 0.05 near San Francisco (Ponce, Lohani, & Huston, 1997). Figure 6 shows a longitudinal profile of the Catacocha-Zamora transect, corresponding to Figure 5. The Catacocha, Catamayo, Loja, and Zamora valleys are indicated in the profile.

Figure 7 shows an image of the Catamayo-Zamora transect, at somewhat larger scale than the previous image, again revealing the marked differences in vegetation type and density along the transect. Pulgar, Izco and Jadan (2010) have noted that mean annual precipitation at an isolated spot at Cerro El Consuelo, near San

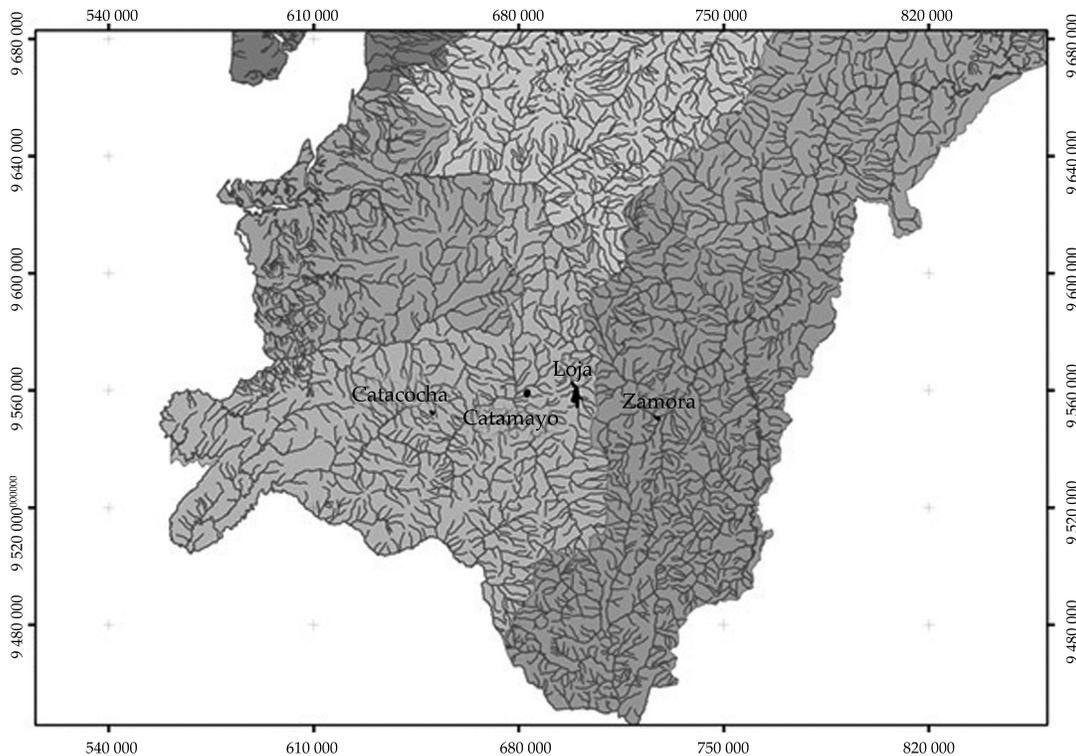


Figure 3. General location of the study transect in the Loja and Zamora-Chinchipe provinces.

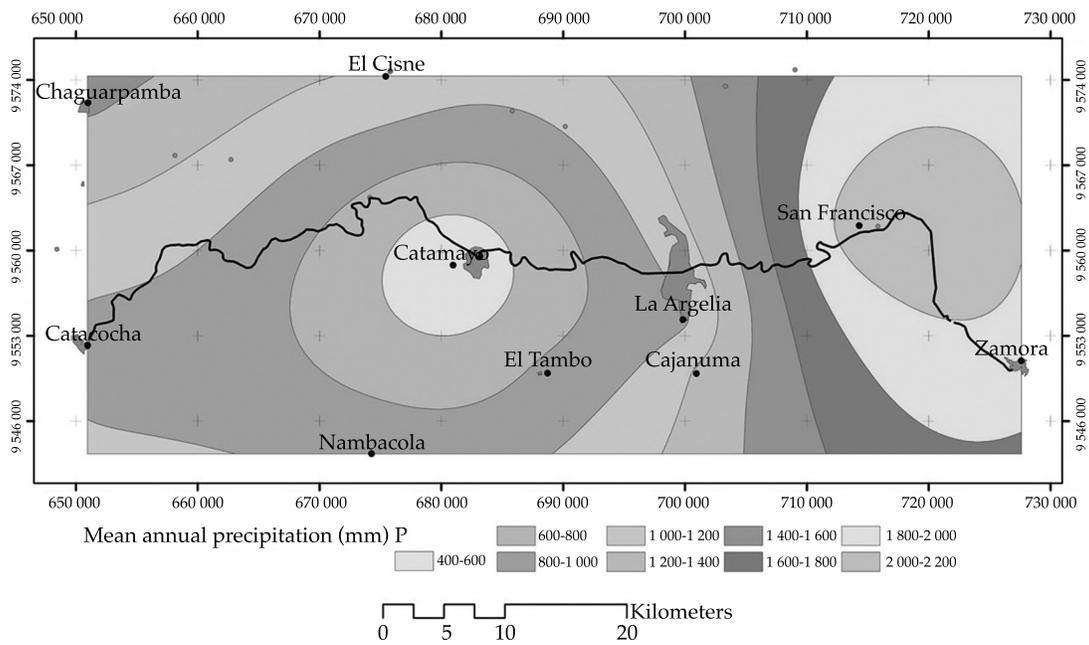


Figure 4. Mean annual precipitation isohyets for the Catacocha-Zamora transect.

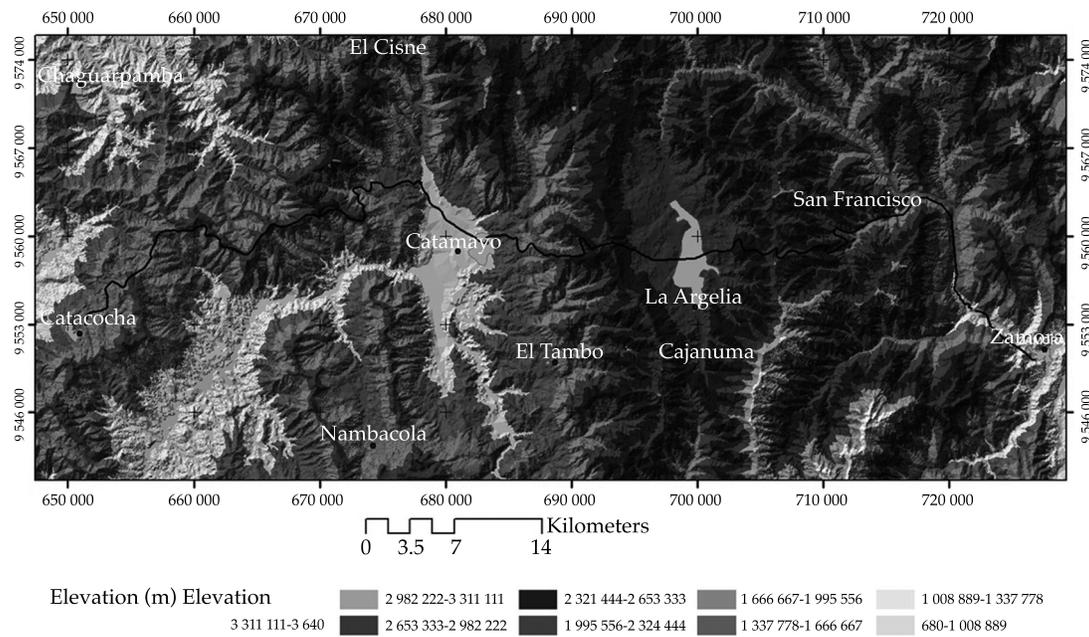


Figure 5. Topographic map comprising the Catacocha-Zamora transect.

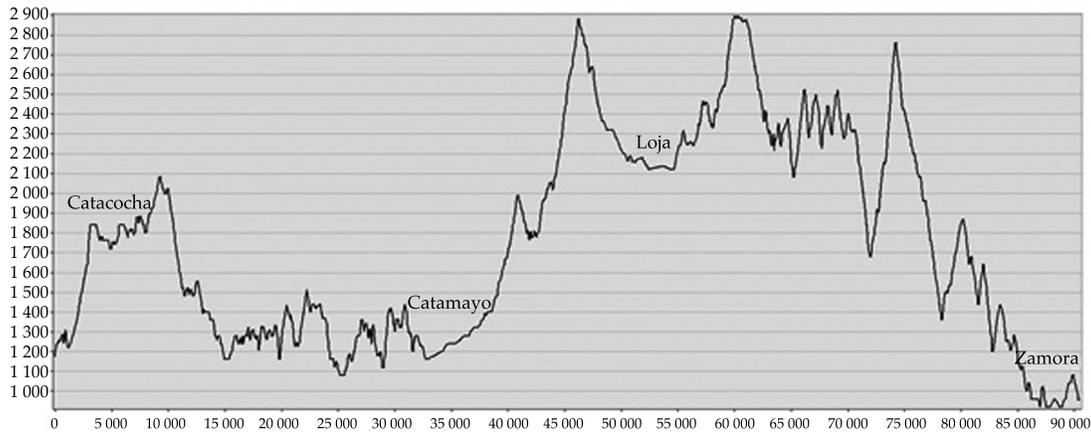


Figure 6. Longitudinal profile of Catacocha-Zamora transect.

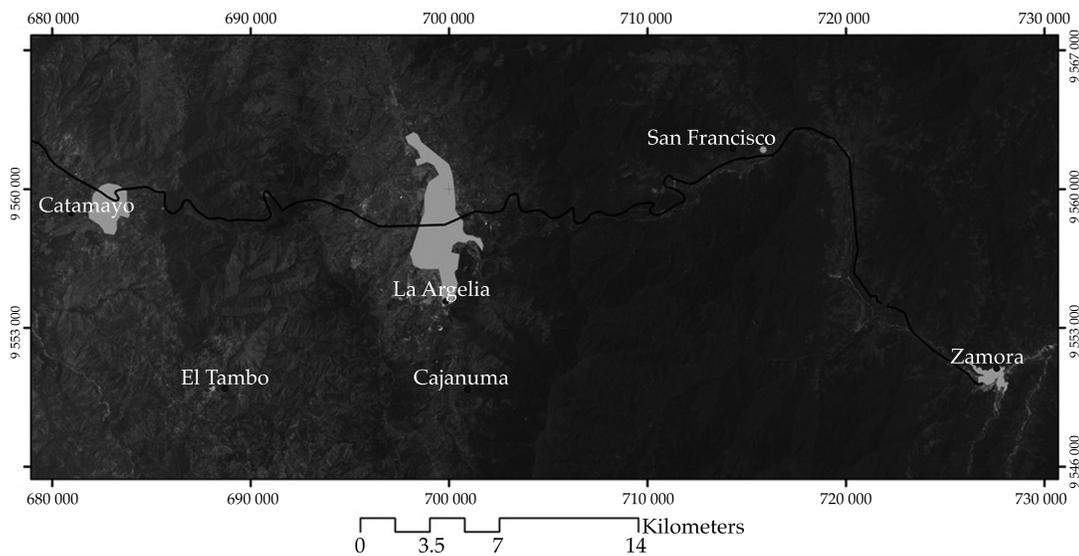


Figure 7. Image of the Catamayo-Zamora transect.

Francisco, has been measured at 6 259 mm. Also, they have documented the number of rainy months to vary from 1-2 for Catamayo (a hyperarid climate) to 11-12 for San Francisco (a hyperhumid climate) (Ponce, Pandey, & Ercan, 2000). Thus, the Catamayo-San Francisco subtransect appears to be optimal for the study of tropical ecohydroclimatological relations.

Figure 7 shows an image focused on the Loja valley, showing the marked differences in vegetation density from the mountains west of Loja to those east of Loja, a distance of less than 20 km. Mean annual precipitation (Figure 8) varies from 800-1000 mm to the west and 1600-1800 mm to the east.

Vegetative Landscapes

Figures 8 and 9 show the contrast between typical landscapes and associated vegetative communities in Catamayo and Zamora, respectively. Figure 8 shows a hilly landscape covered with short semiarid shrubs and grasses, while Figure 9 shows a dense tropical montane humid forest, featuring relatively tall trees. Ongoing field research is aimed at identifying the spatial distribution, density, size, and other relevant characteristics of vegetative species and communities along the study transect.



Figure 8. Mountainous semiarid landscape in the vicinity of Catamayo, Loja province.



Figure 9. Vegetative communities along the road to Zamora, Zamora-Chinchipec province.

Bioclimatological Indexes

Three indexes are used to study bioclimatological relations (Rivas-Martínez 2007):

Continentality index

This index is equal to the average temperature of the hottest month T_{hot} minus the average temperature of the coldest month T_{cold} .

$$I_c = T_{hot} - T_{cold} \quad (1)$$

The following procedure is used to calculate T_{hot} :

The maximum daily temperature, for each month and year of record is identified, and the mean maximum monthly temperature is calculated.

The mean of the mean maximum monthly temperature is calculated for the entire record.

The month with the highest mean of the mean maximum monthly temperature is selected as the hottest month.

A similar procedure is applied to calculate T_{cold} .

The continentality index varies between $I_c = 0$ for an extreme oceanic influence, to $I_c = 65$ for an extreme continental influence.

Thermicity index

This index is equal to the mean annual temperature T_{mean} plus the mean of the monthly minimum temperatures T_{min} plus the mean of the monthly maximum temperatures T_{max} . The sum is multiplied by 10.

$$I_t = 10 (T_{mean} + T_{min} + T_{max}) \quad (2)$$

The mean annual temperature is the mean of the (12) mean monthly average temperatures. The mean of the monthly minimum temperatures is the mean of the (12) mean monthly minimum temperatures. The mean of the monthly maximum temperatures is the mean of the (12) mean monthly maximum temperatures.

Positive Temperature Index

This index is equal to the sum of all positive (nonnegative) mean monthly temperatures. The sum is multiplied by 10.

$$T_p = 10 (\sum T_{pos}) \quad (3)$$

Table 1 shows the classification of climates as a function of the continentality index. Table 2 shows the classification of climates as a function of the thermicity and positive temperature indexes. Table 3 shows the indexes calculated for the following stations: (1) Catacocha, (2) Catamayo, (3) La Argelia, and (4) Zamora. Table 4 shows the climatic classification for the stations considered in this study.

The low continentality index of the stations along the study transect justifies its classification as *ashyperoceanic* (Table 1). This is attributed primarily to its geographical location near the Equator, and secondarily to its near proximity to the Pacific Ocean.

Summary

Ongoing ecohydroclimatological research along the Catacocha-Zamora transect in the provin-

ces of Loja and Zamora-Chinchi, Ecuador, is reported. Mean annual precipitation varies between 400 mm in Catamayo, along the study transect, to 2200 mm in Zamora, toward the eastern limit. Precipitation data indicates that mean annual precipitation may reach 6259 mm in an isolated point at Cerro del Consuelo, in the Podocarpus National Park, near Loja. Altitudinal variations are also quite marked, between 1230 m in Catamayo, to 2930 m in Cerro del Consuelo, to 900 m in Zamora. Ecohydrological and hydroclimatological data are examined with the aim of underpinning research in the nascent field of ecohydroclimatology.

References

- Cole, M. (1960). Cerrado, Caatinga, and Pantanal: The Distribution and Origin of the Savanna Vegetation of Brazil. *Geographical Journal*, 129, 168-179.
- Holdridge, L. R. (1947). Determinations of World Plant Formations from Simple Climatic Data. *Science*, 105(2727), 367-368.
- Meinzer, O. E. (1927). Plants as Indicators of Ground Water. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 577. Washington, DC: U.S. Geological Survey.
- Ponce, V. M., & Da Cunha, C. N. (1993). Vegetated Earthmounds in Tropical Savannas of Central Brazil: A Synthesis; with Special Reference to the Pantanal of Mato Grosso. *Journal of Biogeography*, 20, 219-225.

Table 1. Classification of climates based on continentality index.

Types	Continentality index I_c
Hyperoceanic	0-11
Oceanic	11-21
Continental	> 21

Table 2. Classification of climates based on thermicity and positive temperature indexes.

Type of climate	Thermicity index I_t	Positive temperature index T_p
Infratropical	710-890	2 900-3 700
Thermotropical	490-710	2 300-2 900
Mesotropical	320-490	1 700-2 300
Supratropical	160-320	950-1 700
Orotropical	120-160	450-950
Criorotropical		225-450

Table 3. Bioclimatological indexes for stations in the study region.

Description/Station	Catacocha	Catamayo	La Argelia	Zamora
Elevation (m)	1 840	1 230	2 160	970
Latitude (South)	4° 03' 07"	3° 59' 34"	4° 02' 11"	4° 05' 37"
Longitude (West)	79° 38' 29"	79° 22' 15"	79° 12' 04"	78° 57' 00"
Record length (yr)	17	16	37	28
Record period	1965-1981	1965-1980	1965-2001	1965-1992
Hottest month	October	September	November	November
Average temperature of the hottest month (°C)	18.81	24.05	16.12	22.85
Coldest month	March	July	July	July
Average temperature of the coldest month (°C)	17.52	23.58	14.76	20.45
Continental index I_c	1.29	0.47	1.36	2.40
Mean annual temperature T_{mean} (°C)	18.23	23.79	15.71	21.80
Mean of the monthly minimum temperatures T_{min} (°C)	11.06	13.86	7.44	13.24
Mean of the monthly maximum temperatures T_{max} (°C)	26.06	33.33	24.68	31.85
Thermicity index I_t	553	710	478	669
Positive temperature index T_p	2 187	2 855	1 885	2 616

Table 4. Classification of stations based on bioclimatological indexes.

Index	Catacocha	Catamayo	La Argelia	Zamora
Continental index	Hyperoceanic	Hyperoceanic	Hyperoceanic	Hyperoceanic
Thermicity	Thermotropical	Thermotropical	Mesotropical	Thermotropical
Positive temperature	Mesotropical	Thermotropical	Mesotropical	Thermotropical

Ponce, V. M. (1995). *Hydrologic and Environmental Impact of the Parana-Paraguay Waterway on the Pantanal of Mato Grosso*. Recuperado de http://ponce.sdsu.edu/hidrovia_report.html.

Ponce, V. M., Lohani, A. K., & Huston, P. T. (1997). Surface Albedo and Water Resources: Hydroclimatological Impact of Human Activities. *Journal of Hydrologic Engineering, ASCE*, 2(4), 197-203.

Ponce, V. M., Pandey, R. P., & Ercan, S. (2000). Characterization of Drought Across Climatic Spectrum. *Journal of Hydrologic Engineering, ASCE*, 5(2), 222-224.

Ponce, V. M., (2006). *Impact of the Proposed Campo landfill on the Hydrology of the Tierra del Sol Watershed*. Recuperado de <http://tierradelsol2.sdsu.edu/>

Ponce, V. M., (2008). *Flood Hydrology of the La Leche River, Lambayeque, Peru*. Recuperado de <http://ponce.sdsu.edu/0908231200.html>.

Pulgar, I., Izco, J., & Jadan, O. (2010). *Flora selecta de los pajonales de Loja, Ecuador*. Quito, Ecuador: Ediciones Abya-Yala.

Rivas-Martínez, S. (2007). Mapa de series, geoseries, y geopermaseries de vegetación de España. Memoria

del mapa de vegetación potencial de España. I. *Itinera Geobotanica*, 17, 5-435.

Wolf, T. (1892). *Geografía y Geología del Ecuador, publicada por orden del Supremo Gobierno de la República*. Leipzig, Germany: Tipografía F. A. Brockhaus.

Dirección institucional de los autores

Fernando Oñate-Valdivieso

Universidad Técnica Particular de Loja
Departamento de Geología, Minas e Ingeniería Civil
Grupo de Trabajo en Hidrología y Climatología
C/Marcelino Champagnat s/n
Loja, ECUADOR
fronate@utpl.edu.ec

Victor M. Ponce

San Diego State University
Department of Civil, Construction, and Environmental
Engineering
5500 Campanile Drive
San Diego, CA 92182-1324 USA
ponce@ponce.sdsu.edu



Haga clic aquí para escribir al autor



Caracterización helmintológica del ciprínido *Algansea lacustris* en tres diferentes áreas del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México

• María Verónica Gabriel-Luciano* •
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México

*Autor de correspondencia

• Jaime Uribe-Cortez •
El Colegio del Estado de Hidalgo, México

Resumen

Gabriel-Luciano, M. V., & Uribe-Cortez, J. (noviembre-diciembre, 2015). Caracterización helmintológica del ciprínido *Algansea lacustris* en tres diferentes áreas del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 75-87.

En los diferentes cuerpos de agua del país existen especies de peces endémicas. El tratamiento que se les ha brindado para el cuidado, mantenimiento y producción, ya sea para el consumo o venta en diversas escalas ha estado tildado de variaciones que en muchos de los casos ha producido sintomatología parasitaria y el lago de Pátzcuaro no es la excepción. Debido a la importancia que entraña para la salud humana y de las propias especies de peces, este trabajo se plantea el objetivo de determinar la helmintofauna en tres áreas de estudio del lago de Pátzcuaro. Metodológicamente, se realizó un análisis de los parásitos del acúmara *Algansea lacustris* en San Andrés Tzirondaro, Oponguio y Puácuaro. Este método permitió cuantificar e identificar los helmintos distintos. Se registraron un total de cinco especies, más un ectoparásito, pertenecientes a seis grupos: nematodos (*Capillaria patzcuarensis*), tremátodos (*Posthodiplostomum minimum*), cestodos (*Bothriocephalus acheilognathi*), acantocephalo (*Arritmorrynchos brevis*), monógeneo (*Octomacrum mexicanum*) y el ectoparásito artrópodo (*Lernea cyprinacea*), por lo que se concluye que debido al ciclo de vida, los peces contraen parásitos por causa de las heces de las aves que se forman en los hospederos, además de la falta de mantenimiento de los espacios lacustres, entre otros factores.

Palabras clave: helmintos, ciclo de vida, especie *Algansea lacustris*, parásitos.

Abstract

Gabriel-Luciano, M. V., & Uribe-Cortez, J. (November-December, 2015). *Helminthological Characterization of Kind Cyprinid Algansea lacustris in Three Different Areas of Lake Pátzcuaro, Michoacán, Mexico*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(6), 75-87.

In the different waters bodies of the country are endemic fish species. The treatment has given them for the care, maintenance and production, either for consumption or for sale at various scales, has been branded variations in many cases produced parasitic symptoms, the lake of Patzcuaro is no exception. Because of the importance posed to human and fish species own health, this study aimed at determining the helminthfauna in three study areas of Lake Patzcuaro arises. San Andres Tzirondaro, Oponguio and Puácuaro: methodologically, an analysis of parasites in acúmara *Algansea lacustris* was performed. This method allowed to quantify and identify the various helminths. A total of five species more an ectoparasite, belonging to six groups were recorded: Nematodes (*Capillaria patzcuarensis*) Flukes (*Posthodiplostomum minimum*), cestodes (*Bothriocephalus acheilognathi*) *Acantocephalo* (*Arritmorrynchos brevis*), monogenean (*Octomacrum mexicanum*) and the ectoparasite Arthropod (*Lernea cyprinacea*). So it is concluded that due to the life cycle, fish parasites contract because of the feces of birds that are formed in the host, in addition, the lack of maintenance of lake areas, among other factors.

Keywords: Helminths, lifecycle, *Algansea lacustris* species, parasites.

Recibido: 17/10/2014
Aceptado: 15/07/2015

Introducción

Pedraza (1994) demuestra cómo las poblaciones de peces *Algansea lacustris* se encuentran amenazadas por causa de la sobre explotación pesquera, el desconocimiento de su estado biológico y el deterioro ambiental, reflejado en la eutrofización, la pérdida de agua y la gran cantidad de materia orgánica desperdiciada. Todo esto es ocasionado en parte por el azolve realizado debido al arrastre por la deforestación de bosques y residuos agrícolas que se descargan en él. Tales factores ambientales amenazan a las poblaciones de estos peces, afectando de manera considerable su salud. Sin embargo, son pocas las investigaciones sobre la biología, ecología y sanidad que se han hecho sobre este pez endémico.

Los trabajos de Ruiz (1998), y Mendoza-Garfias, García y Pérez-Ponce-de-León (1996) encuentran una foja de 13 helmintos en el pez acúmara, desarrollados por medio de un registro helmintológico, el cual está constituido por diez especies. Por otro lado, Lamothe (1980) describe un parásito *platyhelmintho*: el monógeno *Octomacrum mexicanum* y da cuenta de las pautas parasitarias contenidas en esta especie.

Otro estudio, igual de trascendente, como el de Marcos-Antonio *et al.* (2009), explica la incidencia de helmintos en peces del tipo *Goodea atripinnis* en el mismo lago de Pátzcuaro, que junto a la referencia de Berlanga (1993), menciona que el lago de Pátzcuaro alberga en sus aguas una importante fauna ictiológica constituida por doce especies: ocho son endémicas y cuatro introducidas. Mientras que en la misma línea, Rosas (1976) explica que entre las especies endémicas del lago se encuentran las de la familia *Cyprinidae* mejor conocido en la región como acúmara, "el pez omnívoro".

Los estudios de Rivera y Orbe (1990) señalan que las especies del lago poseen una importancia económica local debido a su volumen de captura y demanda en el mercado muy apreciado por los habitantes de la ribera, así como por ser recurso natural y fuente de proteína relevante para los purépechas, que se benefician de este recurso en temporada de Cuaresma.

Todo este conocimiento es de suma importancia para los pescadores de la región; también es relevante que los pescadores sepan identificar ciertos factores que ocasionan la helmintiasis en los peces y las consecuencias que puedan ocasionar al ser humano.

Para situar lo que será el objeto de estudio, es necesario conocer un poco de las características del lago y del propio pez. Por esto se presenta en la figura 1 el contexto de ubicación del lago de Pátzcuaro, mientras que en el cuadro 1, al final del documento, se tiene la variedad de ictiofauna del lago, en donde se aprecia la presencia tanto del pez blanco, el acúmara o *Algansea lacustris*, y la carpa Israel, sólo por mencionar algunos.

En la figura 1 se vislumbra que el lago de Pátzcuaro se ubica en la región centro-occidente de la república mexicana, en Michoacán, en las coordenadas 19° 30' 59" de latitud norte y 101° 36' 35" de longitud oeste, a una altura de 2 035 metros sobre el nivel del mar; tiene una extensión de 1 096 km de los cuales 90 km corresponden a la ribera del lago de Pátzcuaro (Ceballos, 1994).

La especie *Algansea lacustris*, al encontrarse dentro de esta clasificación de la fauna ictiológica del lago, presenta características muy precisas, pues además es una especie endémica. De cuerpo delgado y alargado, oscuro dorsalmente y gris oscuro ventralmente, boca pequeña, escamas cicloideas y predorsales, con una hilera de escamas entre el origen de la aleta pélvica y la línea lateral, presenta de 79 a 90 escamas cicloideas. En la figura 2 se notan *grosso modo* sus características.

La clasificación taxonómica que le corresponde se presenta a continuación:

Reino: *Animalia* (Linnaeus, 1758).
 Phylum: *Chordata* (Bateson, 1885).
 Clase: *Osteichthyes* (Huxley, 1880).
 Orden: *Cypriniformes* (Berg, 1940).
 Familia: *Cyprinidae* (Bonaparte, 1832).
 Género: *Algansea* (Girard, 1856).
 Especie: *Algansea lacustris* (Steindachner, 1895).

Cuadro 1. Ictiofauna endémica e introducida del lago de Pátzcuaro (Berlanga, 1993).

Especie	Nombre común	Origen
Cyprinidae		
<i>Algansea lacustris</i>	Acúmara	Endémico
<i>Cyprinus carpio specularis</i>	Carpa Israel	Introducido
Goodeidae		
<i>Allophoros robustus</i>	Chegua	Endémico
<i>Goodea artripinnis robustus</i>	Tiro	Endémico
<i>Neophorus diazi</i>	Choromu	Endémico
Antherinidae		
<i>Chirostoma estor</i>	Pescado blanco	Endémico
<i>Chirostoma grandocule</i>	Charal güero	Endémico
<i>Chirostoma attenuatum</i>	Charal prieto	Endémico
<i>Chirostoma patzcuaro</i>	Charal pinto	Endémico
Centrarchidae		
<i>Micropterus salmoides</i>	Lobina negra	Introducido
Cichlidae		
<i>Oreochromis niloticus</i>	Mojarra	Introducido
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilapia	Introducido

Fuente: elaboración propia a partir de los datos que proporciona Berlanga (1993).

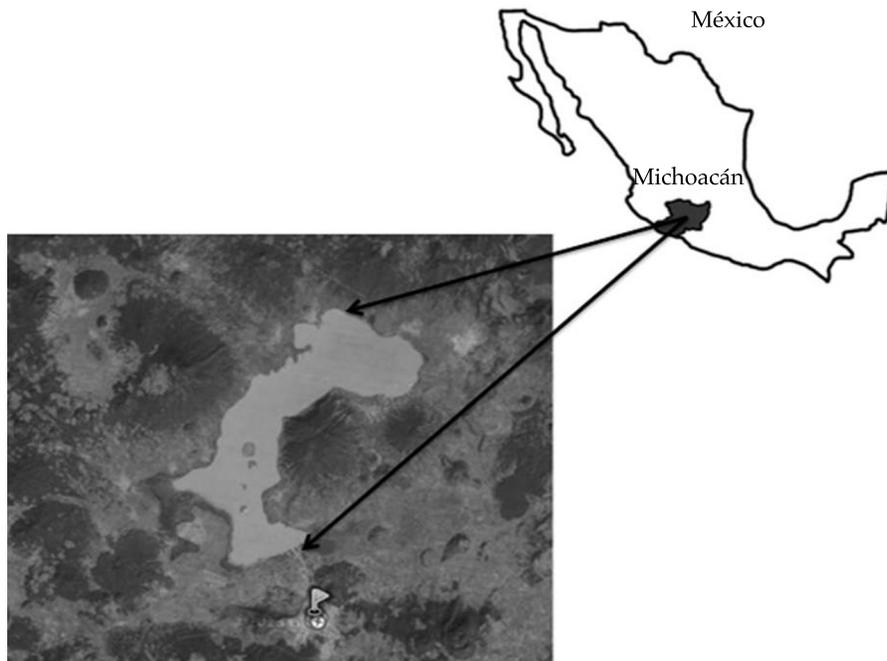


Figura 1. Localización del lago de Pátzcuaro.

Fuente: elaboración propia a partir de la información de Marcos-Antonio *et al.*, 2009.



Figura 2. La especie de pez *Algansea lacustris* adulto.
Fuente: edición de una foto.

Girard (1856) y Steindachner (1895), citados en Rivera y Orbe (1990), mencionan una breve descripción del ciprínido nativo del lago de Pátzcuaro *Algansea lacustris*, el cual se denota como un organismo poco estudiado, a pesar de ser una especie económicamente importante en la región y presentar grandes posibilidades de explotación controlada.

En el trabajo *Fases ontogénicas de la acúmara (Algansea lacustris) del lago de Pátzcuaro*, De Buen (1944) hace mención de las grandes cantidades de huevecillos fecundados que se pierden en las zonas de desove de la especie, cuya época de reproducción es de noviembre a abril; presenta algunos datos de incubación, desarrollo embrionario y taxonomía. En esta línea se comparten las áreas de colecta como parte del muestreo de la especie *Algansea lacustris*. Se presenta una foto de las áreas y su localización en la ribera del lago (figura 3).

Debido a la necesidad de contextualizar la especie, las referencias literarias con mejor soporte sobre el desarrollo de la helmintofauna y la ictiología del lago son las que se mencionan a lo largo del texto; mientras que las más actuales son los documentos de Ruiz (1998) y Mendoza-Garfias *et al.* (1996), ya señalados también. A partir de la década de 1990 y hasta la fecha, la

escasez de trabajos sobre la helmintofauna de las especies de peces ha requerido de un análisis, sencillo y breve como el que se propone aquí, que dé cuenta de los aspectos constituyentes del tema de estudio, así como de la literatura especializada que se ha redactado, y se proponga como un aporte, un referente, para consultar en la actualidad.

El testimonio de un joven purépecha de nombre Armando, quien estudia biología en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), explicó que hacen falta trabajos de investigación actuales que puedan dar pautas para comprender la importancia que entraña el bienestar en materia de salud piscícola tanto al hablar del consumo humano como en el rubro del comercio; para él, estas cuestiones son importantes (testimonio de Armando, habitante de Quiroga, entrevistado en 2010).

Así, el objeto de estudio para este trabajo es la caracteriología de la helmintofauna del *Algansea lacustris*. El objetivo principal es caracterizar la distribución espacial de los hospederos parasitarios y la abundancia de helmintos para cada una de las áreas de muestreo y establecer algunas medidas para la prevención de enfermedades.

La principal hipótesis de trabajo consiste en que la contaminación del medio en que habita la especie *Algansea lacustris* influye para que los parásitos formen su hospedero en esta especie. La variable dependiente será el medio en el que habitan, ya que suponemos que influye en la calidad de vida del organismo y en la calidad del consumo humano. La variable independiente se refiere a las diferentes áreas donde se sometió el estudio, para demostrar si el medio en el que viven influye para el asentamiento de los helmintos y, por lo tanto, para la existencia de una helmintofauna.

Finalmente, un aporte de esta investigación es el conocimiento que proporciona sobre las pautas por las cuales las especies endémicas del lago de Pátzcuaro se reproducen de modo adecuado, esto es, sin la presencia de grandes cantidades de helmintofauna y, por tanto, para bien de la salud humana y de la propia supervivencia del espacio acuícola.



Figura 3. Áreas de muestreo de *Algansea lacustris*.
Fuente: elaboración propia.

Metodología

La colecta de ejemplares se llevó a cabo en la temporada de Cuaresma de 2010. Como se esbozó al principio de este documento, se realizaron colectas de acúmara en las localidades de San Andrés Tzironaro (Área 1), Oponguio (Área 2) y Puácuaro (Área 3). Se utilizó una red agallera de marca y modelo artesanal, con una abertura de malla de 2.5 pulgadas, que según Barrera-Bassols (1986) es selectiva para la acúmara.

Se colectaron 20 ejemplares de acúmara en cada estación, hasta ser un total de 60 peces. Fueron transportadas en un refrigerador marca Koblenz modelo Ultrafreeze, marca registrada, al Laboratorio de Parasitología y Nutrición de la UMSNH para ser analizados.

A cada uno de los ejemplares se le tomaron los siguientes datos: peso, longitud total, longitud patrón y altura máxima; a cada hospedero se le realizó un examen helmintológico general (externo e interno). El externo consistió en la revisión de la superficie del cuerpo, la base de las aletas,

branquias, orificio anal, bucal y opérculos.

Para el examen interno se extrajeron el intestino, hígado, bazo, cerebro, ojos y mesenterio, los cuales se colocaron por separado en cajas de Petri con solución salina a 0.6%. Se revisaron desgarrándolos con la ayuda de agujas de disección con mango metálico estriada atraumática y curva de 2 mm, y diferente longitud, y se observaron por el microscopio estereoscópico SZX7 zoom marca Olympus; de utilizar utensilios cortantes, se corría el riesgo de diseccionar a los parásitos (Lamothe, 1997).

Para el análisis de la conservación de helmintos adultos, se recurrió a pinceles y agujas de disección, y se colocaron en cajas de Petri con solución salina para su revisión y determinación taxonómica (Yamaguti, 1961; Olson, Lewis, & Urawa, 1983). Para su conservación, se creó alcohol etílico a 70%, por medio del Alcohol Lourdes sin desnaturalizar a 96%; en seguida se etiquetaron con los datos de fecha, localidad, nombre común y científico del hospedero, número y grupo de parásitos, y nombre del co-

lector. Todos los helmintos que se encontraron en el pez se contaron y fijaron para después ser agrupados en el grupo al que pertenecían. Por último se depositaron en la Colección Parasitológica del Laboratorio de Parasitología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Análisis estadístico

La caracterización de la infección se llevó a cabo por medio de cuatro parámetros o ecuaciones de cuño ecológicos definidos por Mendoza-Garfias *et al.* (1996):

Prevalencia (Prev.): porcentaje de hospederos parasitados por las especies de helmintos.

$$\text{Prev} = \frac{\text{Peces hospederos}}{\text{Total de peces}} * 100$$

Abundancia (Abun.): número de individuos de una especie parásito encontrado por hospedero.

$$\text{Abun} = \frac{\text{Número de helmintos}}{\text{Total de peces}} * 100$$

Intervalos de intensidad (II): el mayor y menor número de individuos registrados del total de los hospederos parasitados para una determinada especie de helminto.

Intensidad promedio (IP): número de individuos de una especie particular de parásitos por hospedero infectado.

$$\text{IP} = \frac{\text{Número de helmintos}}{\text{Peces hospederos}}$$

Resultados

De acuerdo con los resultados del análisis parasitológico en la especie *Algansea lacustris*, colectada en las tres áreas de muestreo: San Andrés Tzirondaro, Oponguio y Puácuaro, se colectaron 20 ejemplares en cada uno de ellas,

con un rango talla de 19 a 25 cm; en el área de Puácuaro se identificaron tres especies, en tanto que en San Andrés y Oponguio se registraron cinco especies de parásitos, de los cuales se mencionan algunos (uno de cada uno): *monógeneo* (Carus, 1863); *trématodo* (Rudolphi, 1808); *céstodo* (Carus, 1885); *nematodo* (Rudolphi, 1808); *acantocephalo* (Kohlreuther, 1771); ectoparásito *artrópodo* (Latreille, 1829) (cuadro 2).

A continuación se muestra una lista taxonómica del grupo de parásitos que se menciona:

Phylum: *Platyhelminthe* (Gagenbaur, 1859).

Clase: Trematoda (Rudolphi, 1808).

Orden: Polyopisthocotylea (Odhner, 1912).

Familia: Dicocotylidae (Precios, 1936).

Género: *Octomacrum* (Mueller, 1934).

Especie: *O. mexicanum* (Lamothe, 1982).

Phylum: *Platyhelminthes* (Gagenbaur, 1859).

Clase: Trematoda (Rudolphi, 1808).

Orden: Strigeatoidea (La Rue, 1957).

Familia: Diplostomatidae (Poirier, 1888).

Género: *Posthodiplostomum* (MacCallum, 1921; Dubois, 1936).

Especie: *P. minimum* (Hughes, 1927).

Phylum: *Platyhelminthes* (Gegenbaur, 1859).

Clase: Cestoda (Rudolphi, 1808; Carus, 1885).

Orden: Pseudophyllidae (Carus, 1863).

Familia: Bothriocephalidae (Blanchard, 1849).

Género: *B. othriocephalus* (Rudolphi, 1808).

Especie: *B. acheilognathi* (Yamaguti, 1961).

Phylum: *Acanthocephala* (Rudolphi, 1801).

Clase: Palaeacanthocephala (Meyer, 1931).

Orden: Polymorphida (Meyer, 1931).

Familia: Polymorphidae (Meyer, 1931).

Género: *Arhythmorhynchus* (Luhe, 1911).

Especie: *Arhythmorhynchus brevis* (Van Cleave, 1916).

Phylum: *Nematoda* (Cobb, 1819).

Clase: Adenophorea (Aphasmidia) (Chitwood, 1958).

Orden: Trichocephalida (Skrjabin & Schul'ts, 1938).

Cuadro 2. Registro de los helmintos en *Algansea lacustris* para cada una de las áreas muestreadas del lago de Pátzcuaro.

Especie de helmintos	Área 1 (San Andrés T.)	Área 2 (Oponguio)	Área 3 (Puácuaro)
Monogeneo			
<i>Octomacrum mexicanum</i>	X	X	X
Tremátoda			
<i>Posthodiplostomum minimum</i>	X	X	X
Céstoda			
<i>Bothriocephalus acheilognathi</i>	X	X	-
Acantocéfala			
<i>Arhythmorhynchus brevis</i>	X	X	-
Nemátoda			
<i>Capillaria patzcuarensis</i>	X	X	X
Arthropoda			
<i>Lernaea cyprinacea</i>	X	X	-

- = ausencia; X = presencia.

Fuente: elaboración propia a partir del trabajo de sistematización de la información colectada.

Familia: Capillariidae (Neveu-Lemaire, 1936).

Género: *Capillaria* (Zeder, 1800).

Especie: *C. patzcuarensis* (Osorio, Pérez, & Salgado, 1986).

Phylum: Artrópodos (Latreille, 1829).

Suborden: Crustácea (Brünnich, 1772).

Clase: Maxillopoda (Dahl, 1956).

Orden: Cyclopoida (Burmeister, 1834).

Familia: Lernaeidae (Dana, 1846).

Género: *Lernaea* (Linnaeus, 1758).

Especie: *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus, 1758).

En el cuadro 2 se externa el registro de los helmintos en *Algansea lacustris* para cada área de muestreo. Se observa que helmintos como *octomacrum*, *tremátoda* y *Capillaria patzcuarensis*, son muy comunes ahí. Por lo cual, el *Algansea* tiene altas probabilidades de contraer helmintos, y no sólo esta especie, sino las demás especies que se localizaron y se muestran en el cuadro 1.

Al respecto, las áreas en que se presentó el mayor número de peces infectados fueron San Andrés Tzirondaro y Oponguio, con un 100%, a diferencia de la estación de Puácuaro, en donde sólo se encontró 60% de prevalencia de la helmintofauna registrada en este estudio para

Algansea lacustris; también se puede apreciar que hay tres especies de helmintos parásitos de los cinco registros helmintológico, los cuales se encuentran en las tres estaciones: *Octomacrum mexicanum* (Lamothe, 1980), *Posthodiplostomum minimum* (Hughes, 1927) y *Capillaria patzcuarensis* (Osorio, Pérez, & Salgado, 1986). Por otro lado, *Bothriocephalus acheilognathi* (Yamaguti, 1934), *Arhythmorhynchus brevis* (Van Cleave, 1916) y el ectoparásito *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus, 1758), sólo se encontraron en dos áreas de muestreo (San Andrés y Oponguio).

Fundamentalmente, según el testimonio de Alfredo López, las enfermedades que contraen los peces en la zona de San Andrés se deben a la presencia de aves que depositan sus heces ahí. Por las mañanas y tardes, según él, es donde los plumíferos se asientan en el espacio acuícola para hacer sus necesidades (testimonio de Alfredo López, habitante de Santa Fe de la Laguna, entrevistado en 2010).

Por su parte, Margarita López manifestó su postura en el sentido de que la helmintiasis que presentan las especies de peces se han contraído en especial por la introducción de otros peces a manos de productores o campesinos que no comprenden la situación endémica de

las especies. Esto genera que desaparezcan o se enfermen algunos ejemplares, que contagian a otros de diferentes helmintos (testimonio de Margarita López, habitante de Santa Fe de la Laguna, entrevistada en 2010).

Para Isabel López, habitante de San Andrés, la problemática radica en que los productores y público en general no saben las pautas para controlar el nacimiento de parásitos. Por lo cual tampoco hay un sistema de prevención que ayude a solventar las contrariedades suscitadas (testimonio de Isabel López, habitante de San Andrés Tzirondaro, entrevistada en 2010).

En la zona San Andrés se presentó la mayor abundancia de helmintos y del ectoparásito 84/153, que constituye 54.9% de total de parásitos aislados. La acúmara de la zona de Puácuaro presentó menor abundancia, 15/153, con 9.8% de helmintos, incluido el ectoparásito (cuadro 3). La mayoría de los parásitos se encontró en fase adulta y la forma de contraer los helmintos fue de forma indirecta, mientras que en el *Octomacrum mexicanum* fue de manera directa.

En la visión de Javier Pérez, coincidente por cierto con Alfredo López, es lógico que en San Andrés se atestigüe la existencia de una buena presencia de helmintos, sobre todo porque considera que un número importante de aves

deposita sus heces fecales en la zona que le toca del lago (testimonio de Javier Pérez, habitante de Santa Fe de la Laguna, entrevistado en 2010).

Los hábitats de mayor número de infección por helmintos fue en el intestino, con una abundancia de 56/153 (36.6%); el segundo órgano más afectado fueron las branquias, con una abundancia de 33 /153 (21.5%); en la cavidad corporal fue de 26/153 (16.9%); mientras que el hábitat con menor infección de parásitos fue la región de los ojos, con sólo 1.3% (cuadro 3).

José Mireles, otro habitante de San Andrés, dice que los órganos más afectados son las branquias. En especial, porque es el lugar vital de las especies de peces, casi su corazón, o por lo menos, el sitio desde donde el corazón recibe su oxígeno, su influjo vital (testimonio de José Mireles, habitante de San Andrés, entrevistado en 2010).

En este tenor, las regiones donde se alojaron los parásitos del tipo *Capillaria patzcuarensis* adulto es el hábitat de los intestinos, que se encontraban inflamados, con una retención importante de agua. También se observó la presencia de metacercarias de *P. minimum* en la zona de epitelios y músculos del intestino, donde se vio enrojecimiento en los puntos donde se encontraban.

Cuadro 3. Abundancia de helmintos en *Algansea lacustris* en las tres áreas de muestreo en el lago de Pátzcuaro.

Helmintos	San Andrés T.	Oponguio	Puácuaro	Total	Fase	Ciclo de vida
<i>Octomacrum mexicanum</i>	4	3	1	8	A	D
<i>Posthodiplostomum minimum</i>	25	23	2	50	M	I
<i>Bothriocephalus acheilognathi</i>	2	1	0	3	A	I
<i>Arhythmorhynchus brevis</i>	1	1	0	2	Larva cistacanto	I
<i>Capillaria patzcuarensis</i>	42	23	12	77	A	D/I
<i>Learnea cyprinacea</i>	10	3	0	13	A	I
Total	84	54	15	153		

A = adulto; M = metacercaria; D = directo; I = indirecto.

Fuente: elaboración propia a partir del trabajo de sistematización de nuestra información colectada.

Comparación de la infección por helmintos de *Algansea lacustris* en tres áreas del lago de Pátzcuaro

En el cuadro número 4 se muestra la prevalencia y abundancia de helmintos en los peces por área de muestreo. Pero más allá de esto, lo más significativo es el listado de especies identificadas por área de muestreo, los cuales se encuentran en el cuadro 2 y la abundancia en el cuadro 3. El área 1 presentó la mayor diversidad de especies de helmintos 5/5 (100%) y una especie de ectoparásito, con una abundancia total de 84 parásitos, seguido del área 2, con una prevalencia de 5/5 (100%), al igual que en el anterior, con un ectoparásito, y una abundancia de 54 parásitos, y finalmente, el área 3 con 3/5 (60%) de prevalencia y una abundancia de tan sólo 15 helmintos.

Del total de 60 peces colectados, 20 en cada localidad, 40 hembras y 20 machos, en los dos están los mismos parásitos que se pueden encontrar en las hueveras. En los machos no se presentaron tantos como en las hembras. Un ponderado de 60% en las hembras contra un 40% en los machos. En ambos casos se encontró el *Botriocephalo acheilognathi*, siendo el de mayor prevalencia.

Ahora bien, en la figura 4 se tiene la tendencia de helmintos en hospederos. Se nota que el área 1, que corresponde a San Andrés, es la que mayor tasa de prevalencia posee, lo cual significa que es la región, de las tres que se analizaron, que más helmintos posee por peces hospederos. Por tanto, es la región en donde hay más diversidad de parásitos, por lo cual la salud humana también presenta riesgos ante la ingesta de *Algansea lacustris*, en caso de no tomar medidas de higiene, que consisten básicamente en diagnosticar la calidad del agua, así como en el cuidado de los recursos naturales allí contenidos.

Por su parte, Oponguio y Puácuaro están, según se considera, muy debajo de la tendencia que corona a San Andrés como el área que posee mayor número de helmintos por peces hospederos. Las dos, en términos numéricos, están muy

cerca entre sí: 4.0 y 1.0 puntos, exactamente, lo cual se interpreta como que existe un número de parásitos similar en las dos áreas; esto incentiva a que en otros estudios se dé cuenta de las características de tal diferencia, además de contrastar las particularidades del territorio y de la población en que se enclavan los peces hospederos, para comprender el contexto de referencia.

En cuanto a la prevalencia por especie de helminto con sus respectivos intervalos de intensidad e intensidad promedio, se ve una adecuación de este dato con el de helmintos por peces hospederos vistos en la figura 4, y con el área 1 estudiada, ubicada en el cuadro 4. San Andrés denota la tasa más alta, con 30%, que dice mucho sobre la helmintiasis hallada en los hospederos del lugar, mayor que en las otras dos áreas. Sin embargo, en cuanto a la intensidad promedio y el intervalo de intensidad, conserva una paridad constante con las tasas de Oponguio y Puácuaro, lo cual indica que la cantidad de parásitos que habitan en los hospederos es similar.

Se reitera que el sitio con los valores más elevados en cuanto a la prevalencia fue el área 1, San Andrés, con 7 (30%) de hospederos parasitados y una abundancia de 0.7; sigue el área 2, Oponguio, con una prevalencia de 3.33 (15%) y abundancia de 0.45; mientras que el área 3, Puácuaro, presentó la menor prevalencia, con 2.33 (15%) y una abundancia de 0.25 (cuadro 4).

Discusión

La hipótesis vertida para comprobación en este tema de investigación se ha aceptado para dar cuenta de que la contaminación del medio ambiente en que habita la especie *Algansea lacustris* es una dimensión que sí influye para que los parásitos formen su hospedero en esta especie. En tal sentido, la presencia de aves que generan heces fecales, el poco o nulo cuidado o mantenimiento de los recursos lacustres, y la explotación sin miramientos de la especie, son elementos que abren la puerta para la formación de helmintos en los peces hospederos, aumentando de manera considerable el nivel de prevalencia.

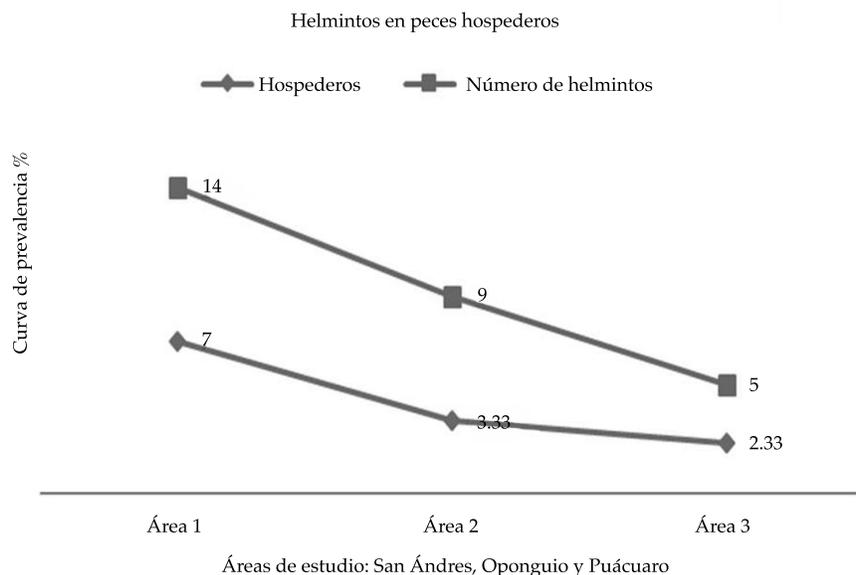


Figura 4. Helmintos en peces hospederos.

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos de las tres áreas de estudio analizadas.

Cuadro 4. Comparación general de la helmintofauna, en las tres áreas de muestreo, de los peces *Algansea lacustris*.

<i>Algansea lacustris</i> N = 20	Peces hospederos (PH)	Números de helmintos (NH)	Prevalencia (%)	Abundancia (%)	Intervalos de intensidad (II)	Intensidad promedio (IP)
Estación 1 San Andrés T.	7	14	30	0.7	1-3	1.53
Estación 2 Oponguio	3.33	9	15	0.45	1-2	1.94
Estación 3 Puácuaro	2.33	5	15	0.25	1-4	1.8

Fuente: elaboración propia a partir del trabajo de sistematización de nuestra información colectada.

El registro helmintológico de un hospedero es de suma importancia, pues la identidad de los mismos sirve para analizar su biología y así entender las relaciones que coexisten entre parásito y hospedero (Núñez, 2006).

Lara (2007), en su estudio *Cultivo extensivo e intensivo del pescado blanco de Pátzcuaro*, muestra la dificultad en los sistemas de producción del pescado blanco en el lago, aludiendo a la relación que tienen los sistemas de cultivo, los procesos helmintológicos que se cristalizan

durante el proceso y las repercusiones sobre la especie *Chironomidae estor*.

Se coincide con ese estudio en que los ciclos de producción de las especies de pescado, según se interpreta, siempre presentan procesos helmintológicos.

Chiman (2008), en su trabajo *Principales helmintos en peces del lago de Pátzcuaro*, alega que en varias áreas de la ribera se encuentran grandes concentraciones de helmintos; coincide con nuestra indagación y ulterior comprensión

de la existencia de una fuerte prevalencia de helmintos correspondientes al área de San Andrés con seis parásitos diferentes, por lo cual se parece a la localidad de Oponguio.

Miller, Wendell y Minckley (2005), en comunión con Chiman (2008), deduce que en casi todas las especies de peces del lago de Pátzcuaro se encuentran altos índices de helmintos, no sólo en San Andrés Tzironaro, Oponguio o Puácuaro, sino en las demás localidades de la ribera del lago. Con estas referencias, se pensó con mucho optimismo que el presente estudio era una manera viable de acercarse a la realidad acuícola; una parte, por supuesto, de la ribera del lago.

Lira (2002), en su trabajo sobre helmintos, revisa la incidencia de parásitos en especies de aterínidos. Esta investigación, junto con la de Chiman y Miller, es un buen referente para comprender que las especies de lago están sujetas a helmintiasis casi de manera irremediable.

Después de este recuento literario, es preciso mencionar que la realidad ha mostrado que el área 2 presenta una profundidad de 7 m. A pesar de ser tan profundo, y de acuerdo con Marcos-Antonio *et al.* (2009), debería tener menor número de parásitos. El autor menciona que a mayor profundidad menor número de helmintos. Oponguio presenta varios parásitos debido a las corrientes que tiene el lago o por el recorrido que hace el acúmulo para llegar hasta el lugar donde se va desarrollar y reproducir, sexualmente hablando.

Aparte, se presentan aves ictiófagas como anátidos y garzas, otro factor que causa helmintiasis a los peces debido a que sus heces caen al agua y contienen formas infectantes de *P. minimum*, *A. brevis*, *C. patzcuarensis* y *B. acheilognathi* (Mendoza-Garfias *et al.*, 1996; Ruiz, 1998). En el fondo de lago hay lodo, ahí habitan camarones, anfipodos y copépodos, hospederos intermediarios de parásitos *B. acheilognathi* y *A. brevis*, que a su vez son consumidos por el pez (Rosas, 1976).

En Oponguio se presentaron cinco especies de helmintos más el ectoparásito, pero en términos de abundancia fue la zona con mayor

número de parásitos. Al igual que San Andrés, presenta diferencias en las condiciones del hábitat. Aquí es menor la profundidad (2.92 m), son aguas lénticas, que en combinación con la abundancia de malezas acuáticas integran un hábitat idóneo para los peces (Marcos-Antonio *et al.*, 2009), presentándose también una variedad de vegetación acuática en donde se refugian muchos organismos vertebrados e invertebrados, como crustáceos y gasterópodos, que sirven como hospederos intermediarios de los helmintos, como *P. minimum*, *A. brevis*, *C. patzcuarensis* y *B. acheilognathi*. En este caso, también se presenta una variedad de aves, las cuales, al igual que en la zona anterior, sirven de hospederos intermediarios.

Puácuaro presentó tres especies de helmintos; al contrario de las áreas anteriores, hubo menor número de helmintos colectados.

En la estación 3 existe menor presencia de aves y el agua es medianamente profunda. A diferencia de las otras estaciones de muestreo, no proliferan las malezas acuáticas y no existía tanta diversidad de parásitos ni gran abundancia debido a la poca población de hospederos definitivos e intermediarios (Marcos-Antonio *et al.* 2009); ese es otro de los factores para la prevalencia de helmintos en los hospederos.

De diez especies descritas por Mendoza-Garfias *et al.* (1996) y 13 especies descritas por Ruiz (1998), se registraron y observaron seis para el presente estudio: *Octomacrum mexicanum*, *Posthodiplostomum minimum*, *Bothriocephalus acheilognathi*, *Arhythmorhynchus brevis*, *Capillaria patzcuarensis* y *Learnea cyprinacea*.

Una contribución del presente estudio a las investigaciones sobre helmintos en peces es haber retomado la estructura de textos clásicos y algunos más recientes para dilucidar el objeto de estudio expuesto. A pesar de que los autores citados pudieron encontrar una gran cantidad y diversidad de parásitos helmintos, la fuente de la cual provinieron sus elementos de estudio fueron adquiridos en mercados locales de Pátzcuaro, donde se capturaron ejemplares considerados de zonas alteradas o, mejor dicho, de áreas con altos grados de helmintos, lo cual

permea en la condición de la zona acuícola y de los propios organismos endémicos y, por supuesto, en el análisis.

Otra contribución es que la dualidad de análisis denominada helmintos-peces hospederos se realizó en las estaciones mejor conservadas del lago; a la hora del muestreo se encontró mucha complejidad para encontrar parásitos y para desarrollar el análisis helmintológico.

Dos especies sobresalen por su alta incidencia de helmintos: *C. patzcuarensis* y *P. minimum*. El primero de ellos es un parásito que exhibe un ciclo de vida indirecto (Ruiz, 1998). Los helmintos *A. brevis* y *B. acheilognathi* intervienen como crustáceo como hospedero intermediario, mientras que en *A. brevis* se desarrolla la fase adulta. El helminto *B. acheilognathi* fue encontrado en el pez con un desarrollo incompleto, donde ha predominado la fase *plerocercoides* sin desarrollo de los *proglótidos* maduros: *C. patzcuarensis*, *O. mexicanum* y el ectoparásito *L. ciprynecea*, observados básicamente en su estado adulto.

Conclusiones

Se encontraron las siguientes especies de helmintos: *O. mexicanum*, *P. minimum*, *B. acheilognathi*, *A. brevis*, *C. patzcuarensis* y además un ectoparásito *L. ciprynecea*, el cual también está afectando la salud del pez *Algansea lacustris*, siendo el área de San Andrés la de mayor número de helmintos (84), seguida de Oponguio (54) y Puácuaro con la menor cantidad (15). Para la incidencia del número de parásitos, el factor que influyó se debió a la diversidad de organismos que en él interactúan y que algunos son parte de su cadena alimenticia, sobre todo porque los mismos organismos son portadores de alguna fase del ciclo de vida de los helmintos.

Por último, es difícil proponer medidas para el control de helmintofauna, pues los peces, así como los organismos que habitan en esos microecosistemas, contraen los parásitos en especial de aves debido a que la mayoría de los parásitos pasan a través de sus heces y llegan en un hospedero intermediario, el cual forma parte del alimento de pez y, por otra parte, la

A. lacustris se encuentra en su hábitat silvestre.

En cuanto al consumo humano, se recomienda en particular que se limpie bien el pescado y se realice una cocción adecuada. También se sugiere que se congele por tres días; durante ese tiempo se pierde la viabilidad de algunos helmintos. Empero, en la región del lago de Pátzcuaro no se tiene ningún registro de enfermedad por parásitos de peces que haya dañado a alguna persona.

El soporte técnico que se recomienda para el control de la helmintofauna de la zona del lago estaría a cargo de grupos profesionales, que dictarían las pautas para el control de la producción de los parásitos. Asimismo, sobre el control del pez en el tema del consumo y de la salud humana, también habría que remitirse a expertos sobre la salud y biólogos especializados en diagnóstico y revisión de las especies.

Agradecimientos

Gracias a Jaime Uribe y Verónica Gabriel por el intercambio de conocimientos tan nutritivos que nos permitió construir este manuscrito. A nuestro bebé de cinco meses de edad, Roberto Hernaldo Uribe Gabriel, por animarnos a caminar en la felicidad, ser nuestro impulso y nuestra vitamina; eres nuestra mayor alegría. Asimismo, conferimos un sincero agradecimiento a la doctora Ma. Teresa Álvarez Ramírez, quien nos permitió utilizar el laboratorio de Parasitología y Nutrición de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y a la vez nos apoyó para hacer el trabajo. Al biólogo David Tafolla Benegas, por su colaboración en el trabajo, y al Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología (Coecyt Michoacán) por el financiamiento para este proyecto.

Referencias

- Barrera-Bassols, N. (1986). *La cuenca del lago de Pátzcuaro, Michoacán; aproximación al análisis multivariado de una región natural* (392 pp.) Tesis profesional. México, DF: UNAM, Facultad de Ciencias.
- Berlanga, R. C. (1993). *Contribución al conocimiento de las comunidades de peces del lago de Pátzcuaro, Michoacán* (91 pp.). Tesis profesional. México, DF: UNAM, Facultad de Ciencias.
- Ceballos, U. E. (1994). *Diagnóstico del estado trófico del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México*. Tesis profesional. Morelia, México: División de Ciencias y Humanidades, Facultad

- de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Chiman, L. (2008). *Principales helmintos en peces del lago de Pátzcuaro*. Tesis para optar por la mención en Médico Veterinario y Zootecnista. Morelia, México: UMSNH.
- De Buen, F. (1944). Los lagos Michoacanos. II Pátzcuaro. *Rev. De la Soc. Mex. Hist. Nat.*, 5(1-2), 99-125.
- Lamothe, A. R. (1980). Monogéneos parásitos de peces. VIII. Descripción de una nueva especie del género *Octomacrum* Muller, 1934 (*Monogénea: Dicotiledónea*). Serie Zoología. Universidad Nacional Autónoma de México. *Anales del Instituto de Biología*, 51(1), 51-60.
- Lamothe, A. R. (1997). *Manual de técnicas para preparar y estudiar los parásitos de animales silvestres* (43 pp.). México, DF: AGT Editor, S. A.
- Lara, V. A. (2007). Aspectos del cultivo extensivo e intensivo del pescado blanco de Pátzcuaro, *Chrostoma estor* Jordán 1879. México, DF: CIFSA-Consultores.
- Lira, G. G. (2002). *Helmintos parásitos de algunas especies de Aterínidos (Pisces: Atherinidae) de la Mesa Central de México* (pp. 30-57). Tesis de maestría en ciencias. México, DF: Facultad de Ciencias, UNAM.
- Marcos-Antonio, R., Granados, M. E., García, T. B., Lucio, R., Bedolla, C., & Tobajas, F. (2009). Estudio espacial de la incidencia de parásitos helmintos en peces tiro (*Goodea atripinnis*) del lago de Pátzcuaro, Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. *Biológicas*, 11, 132-138.
- Mendoza-Garfias, L. García, P., & Pérez-Ponce-de-León, G. (1996). Helmintos de la acúmara *Algansea lacustris* en el lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. Serie Zoología. Universidad Nacional Autónoma de México. *Anales del Instituto de Biología*, 67(1), 77-88.
- Miller, R. R., Wendell, L., & Minckley, R. (2005). *Freshwater Fishes of México* (pp. 184-290). Chicago: University of Chicago Press.
- Núñez, J. R. (2006). *Comportamiento de la comunidad de helmintos en *Christoma* sp. Jordán (Pisces: Atherinidae) en tres periodos anuales del lago de Pátzcuaro*. Tesis para optar por la mención de Biólogo. Morelia, México: UMSNH.
- Olson, A. C. Jr., Lewis, M. D., & Urawa, S. (1983). Proper Identification of Anisakine Worms. *Am. J. Med. Technol.*, 49, 111-114.
- Pedraza, B. A. (1994). *Comunidad de macro invertebrados botánicos del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México*. Tesis de licenciatura. Morelia, México: UMSNH.
- Rivera, H., & Orbe, A. (1990). Contribución al conocimiento de la biología, cultivo y pesquería de la acúmara (*Algansea lacustris*) del lago de Pátzcuaro, Michoacán (pp. 41-54). In G. Lanza-Espino & J. Arredondo-Figueroa (Comp.). *La acuicultura en México: de los conceptos a la producción*. México, DF: Instituto de biología, UNAM.
- Rosas, M. M. (1976). *Peces dulceacuícolas que se explotan en México y datos sobre su cultivo* (pp. 344-347). México, DF: Instituto Nacional de la Pesca, Subsecretaría de Pesca.
- Ruiz, M. (1998). *Revisión bibliográfica sobre helmintos parásitos de peces del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México* (39 pp.). Tesis profesional. Morelia, México: Facultad de Biología UMSNH.
- Yamaguti, S. (1961). *Systemahelminthum*. Vol. III. Partes I y II (The nematodes and cestodes of vertebrates) (1262 pp.). New York: Interscience.

Dirección institucional de los autores

M.C. María Verónica Gabriel-Luciano

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
 Facultad de Biología
 Ciudad Universitaria
 Av. Facultad de Biología, Francisco J. Mujica S/N, Col. Felicitas del Río
 58030 Morelia, Michoacán, México
 Teléfonos: +52 (443) 2166 676
 joskua2009@hotmail.com

Dr. Jaime Uribe-Cortez

El Colegio del Estado de Hidalgo
 Hidalgo 618, Col. Centro
 42000 Pachuca de Soto, Hidalgo, México
 Teléfonos: +52 (553) 4769 802
 uribejaime@yahoo.com.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Interfases de agua dulce y agua salobre en la región Mérida-Progreso, Yucatán

• Hermann Rocha* • Antonio Cardona •
Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

*Autor de correspondencia

• Eduardo Granielt •
Universidad Autónoma de Yucatán

• Catalina Alfaro • Javier Castro •
Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

• Thomas Rüde •
RWTH Aachen University, Germany

• Eduardo Herrera • Lisa Heise •
Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

Resumen

Rocha, H., Cardona, A., Granielt, E., Alfaro, C., Castro, J., Rüde, T., Herrera, E., & Heise, L. (noviembre-diciembre, 2015). Interfases de agua dulce y agua salobre en la región Mérida-Progreso, Yucatán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 89-112.

La población en la región Mérida-Progreso, Yucatán, México, depende totalmente del agua subterránea que es obtenida de un acuífero kárstico costero, vulnerable a la contaminación antropogénica y natural por los efectos de la intrusión salina. El objetivo de estudio fue describir, espacial y temporalmente, el comportamiento de las interfases de agua dulce y agua salobre ante eventos de precipitación, y proponer alternativas que ayuden a explicar la respuesta observada y su relación con el principio de Ghyben-Herzberg. Se utilizó una red de 26 pozos de observación para determinar elevaciones del nivel del agua y cambios en la conductividad eléctrica en las interfases mediante mediciones manuales y una red automatizada. Los resultados indican que en general existe una respuesta rápida (del orden de horas) del nivel freático a la precipitación, por ejemplo un incremento de 19 cm en la elevación del nivel del agua al occidente de Mérida y un comportamiento irregular de las elevaciones de las interfases de agua salina (decremento de $570 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$) y salobre ante eventos de precipitación (60 mm). De acuerdo con los resultados obtenidos, el principio de Ghyben-Herzberg no es aplicable para la determinación de la posición de la interfase de agua salina en la región. Finalmente, se definieron espesores de agua dulce bajo la zona urbana de Mérida para las temporadas de lluvia (33 m) y estiaje (31.5 m), y un espesor promedio de 26 m al norte de Mérida a 15 km de la línea de costa donde no hay una variación entre ambos periodos.

Palabras clave: agua subterránea, karst, agua dulce, agua salobre, principio de Ghyben-Herzberg, conductividad eléctrica, Mérida-Progreso, Yucatán.

Abstract

Rocha, H., Cardona, A., Granielt, E., Alfaro, C., Castro, J., Rüde, T., Herrera, E., & Heise, L. (November-December, 2015). Fresh/Brackish Water Interfaces in the Merida-Progreso Region, Yucatan. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(6), 89-112.

A coastal karstic aquifer highly exposed to anthropogenic pollution and seawater intrusion is the main water supply source for Merida-Progreso inhabitants (Yucatan, Mexico). In this investigation fresh/brackish water interface changes linked to precipitation events were identified and correlated with the Ghyben-Herzberg principle. Water level elevations and electrical conductivity values were manual and automatic recorded in a 26 wells monitoring network. Results indicate a fast water level increase (hours) to precipitation events, for example a 19 cm water level increase and $570 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ decrease measured at the fresh/brackish water interface were recorded in an observation well located west of Merida city less than 24 hours after a 60 mm rainfall. Predictions using the Ghyben-Herzberg principle do not correlate with in-situ measurements. Actual thickness of the freshwater lens change from rainy (33 m) to dry (31.5 m) season below Merida city, minor thickness changes along the year were identified north to Merida city (26 m freshwater lens thickness).

Keywords: Groundwater, karst, Freshwater, Brackish water, Ghyben-Herzberg principle, Electrical conductivity, Merida-Progreso, Yucatan.

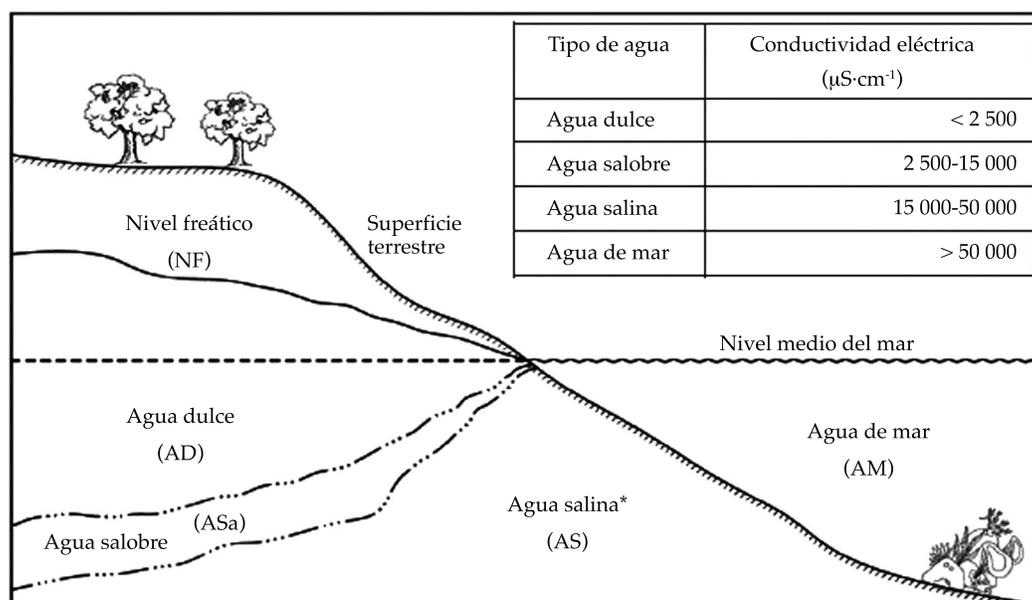
Recibido: 14/01/2015
Aceptado: 08/07/2015

Introducción

Las aguas subterráneas han sido desde tiempos remotos una fuente importante de abastecimiento de las necesidades de agua del hombre (Custodio & Llamas, 1976). Aunque su uso intensivo y contaminación representan problemas frecuentes, la interacción agua dulce (AD)-agua de mar (AM) crea un problema único con respecto a la sostenibilidad del agua subterránea, denominado intrusión salina (IS). Este fenómeno consiste en la entrada de AM en los acuíferos de AD, generando cambios en la cantidad y calidad de la descarga subterránea hacia los sistemas costeros (Barlow & Reichard, 2010). Como consecuencia, los acuíferos costeros se caracterizan por variaciones de salinidad con respecto al espacio y tiempo, condición que justifica un tratamiento de investigación especial en las características de flujo, calidad y manejo (Post & Abarca, 2009). México, al igual que muchos otros países en el mundo, dispone de grandes longitudes de costas. El desarrollo

de diversas actividades económicas, genera un aprovechamiento de agua subterránea que origina constantes cambios en las relaciones AD-agua salina (AS) (Custodio & Llamas, 1976). El análisis de la relación entre el AD-AS (figura 1) en las regiones costeras crea un estado de equilibrio llamado interfase de agua salobre (ASa); su ubicación y dimensiones dependen de las características hidrogeológicas y densidad del AM. La interfase es dinámica y depende de variaciones en la recarga y extracción (Custodio & Llamas, 1976).

Los medios kársticos cubren entre 12% (KWI, 2008) y 25% (Ford & Williams, 2007; LaMoreaux, Powell, & LeGrand, 1997) de la superficie total continental del planeta; 25% de la población total mundial es abastecida de forma parcial o completa con agua captada en este tipo de acuíferos (Darnault, 2008; Green, Painter, Sun, & Worthington, 2006), como es el caso del estado de Yucatán. Los acuíferos kársticos costeros presentan un gran interés debido a que su descarga natural sostiene diversos ecosistemas costeros



* De composición similar al agua de mar, pero que ha interactuado por largo tiempo con el medio geológico y que subyace al agua salobre.

Figura 1. Definición general de tipos de agua en acuíferos costeros aplicable para esta publicación.

(manglares y humedales, entre otros) y a que se captan para el abastecimiento de la población. En estos medios calcáreos se desarrollan procesos geoquímicos que pueden acelerar el incremento de la permeabilidad secundaria a través de la disolución de conductos. Aplicando principios químicos termodinámicos, se ha demostrado que la simple mezcla de dos aguas en equilibrio o incluso sobresaturadas con respecto a la calcita, puede dar lugar a una mezcla subsaturada con respecto a ese mineral (Hanshaw & Back, 1979). Las observaciones directas corroboran que hay un aumento de karstificación dentro de la interfase de ASa. Además, en la físico-química de la interacción agua/acuífero juegan un papel importante los procesos de intercambio iónico (Ca/Na), así como la dolomitización o aumento de la fracción magnésiana de las calizas, y que además pueden ser variables en el transcurso del año, al variar la composición del AD (Fernández, Baquero, Lorca, & Verdejo, 2003).

En México, los mayores problemas de IS se ubican en los estados de Sonora, Baja California y Baja California Sur, mientras que problemas de menor magnitud se han identificado en la Península de Yucatán (PY), Veracruz, Sinaloa y Nayarit (Barlow & Reichard, 2010). Se han reportado fenómenos de salinización debido a efectos diagenéticos por interacción con agua subterránea de baja salinidad, modificaciones en el régimen de flujo como consecuencia del bombeo y efluentes percolados producidos por actividades agrícolas en el acuífero costero Valle de Santo Domingo, Baja California Sur (Cardona, Carrillo-Rivera, Huizar-Álvarez, & Ganiel-Castro, 2004); problemas de IS en más de 30 km tierra adentro en el acuífero Costa de Hermosillo, Sonora (Rangel, Monreal, Morales, & Castillo, 2002); y afectaciones en la calidad del agua en sitios de abastecimiento de la ciudad de Ensenada a causa de la IS, como consecuencia del bombeo en el acuífero Maneadero, Baja California (Daesslé et al., 2005). En todas estas investigaciones, no se identificó la ubicación de la interfase de AS. Debido a las altas conductividades hidráulicas de las planicies costeras del

Plioceno (10-86 000 m·día⁻¹, dependiendo de la escala de análisis) (Worthington & Ford, 2009), donde las elevaciones del nivel freático (NF) del AD son menores a 2 msnm, gran parte de la PY presenta efectos de IS (Bauer-Gottwein et al., 2011). La región Mérida-Progreso en el estado de Yucatán constituye un territorio muy importante donde el desarrollo agrícola, industrial y de servicios, aunado al incremento poblacional en las últimas décadas, ha repercutido en la necesidad de incrementar los caudales de extracción del agua subterránea (Ganiel, Morris, & Carrillo-Rivera, 1999; Bauer-Gottwein et al., 2011). Entre los problemas de la región, se tiene: a) no existen sistemas de alcantarillado, por lo que las aguas residuales se disponen mediante distintas formas en el subsuelo (Marín, Steinich, Pacheco, & Escolero, 2000); b) las profundidades NF son muy someras; c) existe una práctica ausencia de suelos; d) condiciones de karsticidad, y e) interacción con el AS. Esta combinación de factores ha provocado que el agua subterránea sea muy vulnerable a la contaminación antropogénica y natural.

En el estado de Yucatán han sido pocos los esfuerzos por caracterizar espacial y temporalmente el espesor de AD que sobreyace a un cuerpo de agua de mayor salinidad. La profundidad de la interfase de AS en la PY ha sido medida *in situ* en cenotes, pozos de observación, pozos y cuevas, mediante mediciones directas (perfiles de CE y temperatura), además de formas no invasivas utilizando técnicas geofísicas. Se han reportado estudios de variaciones mediante la realización de perfiles de conductividad eléctrica (CE) de la interfase de AS en el transecto Mérida-Progreso (Rodríguez, 2011) y la zona costera poniente del estado Palomo (2012). Isidro (2013) realizó una correlación de sondeos geofísicos electromagnéticos transitorios en dominio de tiempo y perfiles de CE para diversos transectos en la región Mérida-Progreso, definiendo la profundidad a la interfase de ASa. Schmidt (2012) realizó una prueba de bombeo de agua subterránea en un campo experimental de pozos ubicado en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de

Yucatán (FIUADY), donde presenta los efectos en los cambios de la CE por el incremento de la elevación de la interfase de ASa en diferentes tiempos después de iniciado el bombeo.

El estudio de los movimientos e interacciones AD-AS pueden dividirse en dos categorías principales: a) aquellos que consideran a ambos fluidos inmiscibles (representación bifásica del flujo, aproximación de Dupuit, aproximación de Ghyben-Herzberg (G-H), representación de la interfase mediante elementos artificiales); y b) aquellos que admiten su miscibilidad (ecuación de flujo, ecuación de transporte de solutos, carácter de la ecuación de transporte del soluto, flujo dependiente de la densidad) (Jousma, Thorborg, & Verruijt, 1988). El principio de G-H postula que en un acuífero costero homogéneo e isótropo, la profundidad de la interfase de AS y el AD es directamente proporcional a la elevación del NF sobre el nivel medio del mar (Ghyben, 1888; Herzberg, 1901; Hubbert, 1940). La relación para un acuífero costero libre se expresa de la siguiente forma:

$$z = \frac{\rho_w}{\rho_s - \rho_w} h$$

(utilizada con valores de densidad medidos en laboratorio) (1)

$$z = 40 h \text{ (asumiendo } \rho_w = 1 \text{ g} \cdot (\text{cm}^3)^{-1} \text{ y } \rho_s = 1.025 \text{ g} \cdot (\text{cm}^3)^{-1} \text{)} \quad (2)$$

donde ρ_w representa la densidad del AD; ρ_s , la densidad del AS; z , la profundidad de la interfase de AS bajo el nivel del mar, y h es la carga hidráulica del AD sobre el nivel del mar. Una de las limitaciones de este principio es que asume condiciones hidrostáticas (no flujo) y no existe una zona de mezcla entre el AD-AS. Mientras que mediante mediciones de campo, algunos investigadores confirman la validez de este principio en algunas partes de la PY (Perry et al., 1989; Gondwe et al., 2010; Steinich & Marín, 1996; Marín, Perry, Essaid, & Steinich, 2004), otros encuentran variaciones significativas (Moore, Stoessell, & Easley, 1992; Escolero, Marín, Domínguez-Mariani, & Torres-Onofre, 2007).

A la fecha no se tienen registros sistemáticos en espacio y tiempo del espesor del lente de AD, por lo que el objetivo de este estudio consistió en definir para el periodo de tiempo “temporada de lluvias 2012-temporada de estiaje 2013” (18 meses) el espesor del lente de AD en la región Mérida-Progreso, Yucatán, reconociendo de manera cualitativa la relación de su respuesta ante eventos de precipitación (P) y proponiendo alternativas que ayuden a explicar las causas de los fenómenos que ocurren. Con base en esta investigación se pretende comprender el comportamiento espacial y temporal de las interfases de AD y ASa, en términos de cambios de espesor, además de verificar si éstos son compatibles con el principio de G-H.

Localización

La región Mérida-Progreso analizada, con una extensión aproximada de 1 700 km², se encuentra ubicada al noroeste del estado de Yucatán, México, dentro del área delimitada conocida como anillo de cenotes, principalmente en los municipios de Mérida y Progreso (figura 2), con una altitud máxima que oscila entre los 12 y 15 msnm en la zona sur. De acuerdo con INEGI (2009a, 2009b), los climas que predominan en la región de estudio son: a) hacia la zona sur (municipio de Mérida), cálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad, y semiseco (muy cálido y cálido), con una P media anual del orden de 1 100 mm y temperatura media anual entre 24°C y 28°C; y b) hacia la zona norte (municipio de Progreso y zona costera), clima seco y semiseco (muy cálido y cálido), con una P media anual de 700 mm y una temperatura promedio de 25 °C.

Geología

La geología de la región de estudio está constituida por rocas carbonatadas marinas de edad Terciaria y, rocas marinas y depósitos continentales del Cuaternario (Butterlin & Bonet, 1963; López, 1973; Brewerton, 1993; Herrera-Rendón, Cardona-Benavides, & Graniel-Castro, 2014).

El Terciario está representado por la Formación Carrillo Puerto (Oligoceno superior, Mioceno-Plioceno). Con base en estudios de muestras de roca de pozos hasta de 55 m de profundidad (Rivera-Armendáriz, 2014), la zona de estudio está representada por: a) depósitos de plataforma restringida, caracterizados por wackestone-grainstone de pellets y grainstone de ostrácodos, asociados con foraminíferos bentónicos, pelecípodos, y algas verdes y azules; b) sistemas de bancos oolíticos/tras arrecife, conformados por grainstone de ooides y oncoides, asociados con fragmentos de corales tubulares, briozoarios y algas rojas, foraminíferos bentónicos y minerales de hierro; c) sistemas de parches arrecifales, conformados por framestone de algas rojas y corales tubulares, donde los constituyentes aloquímicos asociados son foraminíferos bentónicos y planctónicos, pelecípodos, braquiópodos, algas rojas, pellets, ooides, dolomita y minerales de hierro; d) depósitos de plataforma abierta, constituida por wackestone de cianobacterias, bivalvos, foraminíferos (*Nummulites* sp.) y gasterópodos, packstone de bivalvos y grainstone de *Nummulites* sp., con briozoarios y algunos minerales de hierro. El Cuaternario en la zona próxima a Puerto Progreso se encuentra representado por una alternancia de calizas fosilíferas (grainstone-packstone), coquinas (boundstone), y calizas arcillosas (mudstone-wackestone), todas de tonalidad blanquecina a amarillenta, porosas y medianamente cementadas debido a la modificación textural inducida por las zonas de mezcla de AD-AS (Herrera-Rendón et al., 2014).

Marco hidrogeológico

Debido a que la PY es prácticamente plana y al paisaje kárstico, no existen escurrimientos superficiales. El almacenamiento y flujo del agua subterránea ocurre de manera regional en sistemas de grandes cavernas donde existe flujo de régimen turbulento. Las trayectorias de flujo preferencial son variables y se presentan en una gama de diferentes escalas clasificadas como fracturas de escala regional (10-100 km),

grandes conductos de disolución (1-10 km) y fracturas de pequeña escala y cavidades de disolución (decenas de metros) (Bauer-Gottwein et al., 2011). Asimismo, la distribución del agua subterránea se conceptualiza como la existencia de un lente de AD con un espesor entre 1 y 40 m, el cual se sitúa sobre una zona ASa de 2 a 20 m de espesor que sobreyace al AS, existiendo una constante interacción con la zona costera donde el agua salada penetra más de 40 km tierra adentro (Graniel et al., 1999; González-Herrera, Sánchez-y-Pinto, & Gamboa-Vargas, 2002). Con respecto al bombeo, Escolero et al. (2002) señalan que en Mérida se extraen aproximadamente $3.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y Conagua (2010) refiere que en todo el acuífero administrativo la extracción equivale a alrededor de 1.4% de la P promedio anual. En la región de estudio se tiene un acuífero kárstico de tipo libre; con base en la información generada en el presente estudio se determinó que la profundidad al nivel del agua varía de 6.50 a 9.50 m en la parte sur y de 2.50 a 4.00 m en la zona norte; las elevaciones del NF varían entre 0.50 y 2.00 msnm para la zona sur en las inmediaciones de Mérida, y entre -0.10 y 1.50 msnm en la zona norte a 11 km de la línea de costa; la dirección de flujo subterráneo general es de sur a norte y el gradiente hidráulico promedio es de $0.022 \text{ m} \cdot \text{km}^{-1}$. Los valores de conductividad hidráulica definidos y reportados para la región de estudio oscilan entre 9×10^{-4} y $1 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ en el campo de pozos Mérida I (Andrade-Briceño, 1984), 1.75×10^{-2} y $4.37 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ en el campo de pozos de la FIUADY (Schmidt, 2012), y 3×10^{-4} y $5 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ en la zona costera al oeste de Progreso (Reeve & Perry, 1990).

Metodología

Para el desarrollo de esta investigación se definieron de manera espacio-temporal las variaciones del nivel del agua en pozos y se identificaron los cambios en el espesor de AD mediante la realización de perfiles de CE, además de las variaciones de la CE mediante una red automatizada. Finalmente, se asoció el comportamiento de la P a los efectos presen-

tados en el nivel del agua y la CE en conjunto con la geología del subsuelo. La obtención de información se realizó en una red de monitoreo en 26 pozos de observación (PO) (figura 2), en los que fueron instalados 20 medidores automatizados para el registro de los niveles (PH), y 19 medidores de CE. La ubicación de medidores de CE se definió con base en la profundidad al inicio de la interfase de ASa; con la finalidad de identificar diferentes tipos de respuesta, algunos

se colocaron en el lente de AD, otros en la zona de ASa y unos más en el límite entre estas dos zonas. Todos los medidores generaron cuatro registros por día durante el periodo comprendido del 17 de junio de 2012 al 23 de noviembre de 2013 en los siguientes horarios: 00:00, 06:00, 12:00 y 18:00 horas. Se hicieron cuatro campañas de medición de perfiles de CE en los meses de agosto y noviembre de 2012, y enero y marzo de 2013 en todos los PO. Estos perfiles se realiza-

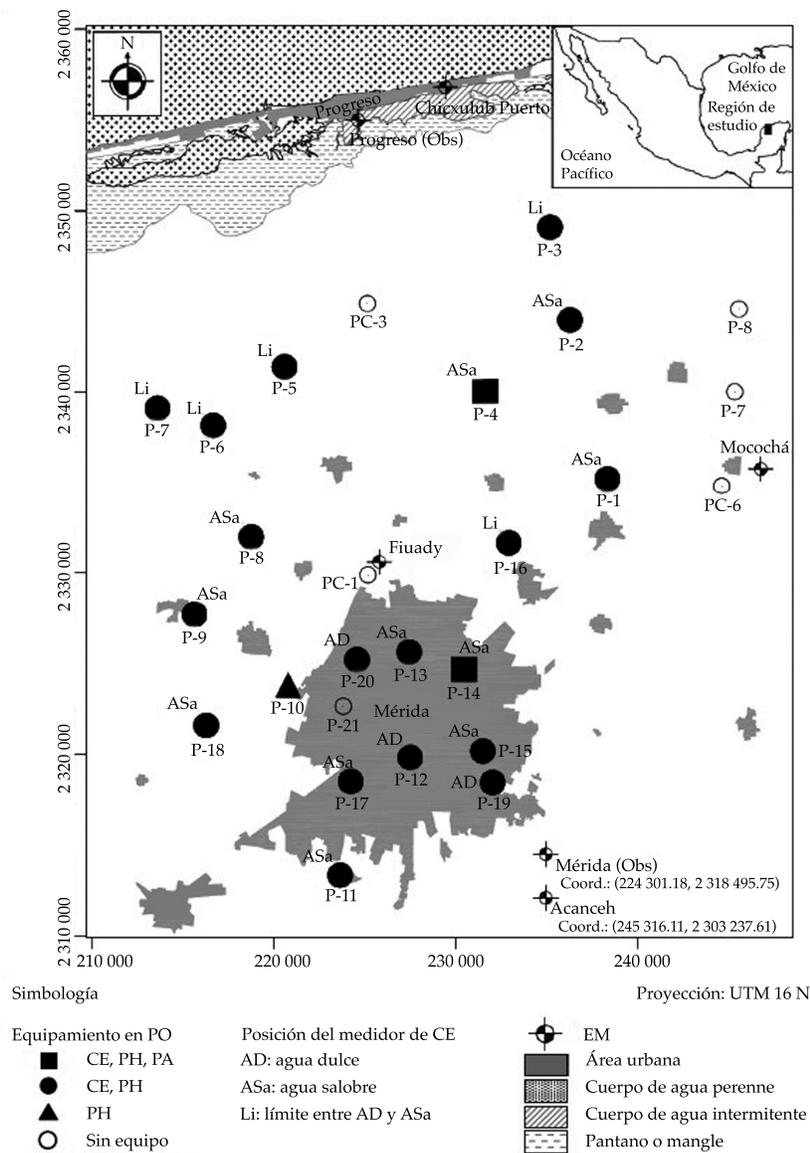


Figura 2. Localización y ubicación de pozos de observación y estaciones meteorológicas en la región de estudio.

ron lentamente (1 m/2 minutos) a cada metro de la columna de agua de cada pozo. En cada medición se dejó el sensor dos minutos antes del registro, para permitir que se estabilizara la lectura. Antes de cada medición y después del cambio de pilas del dispositivo mencionado, se calibraron los sensores de medición de CE con las soluciones estándar de $1\,413\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y $5\,000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Para obtener la presión atmosférica (PA) que permitiera corregir las presiones registradas para definir las variaciones del nivel del agua en los PO, se instalaron dos medidores automáticos con los cuales se cubrió la región de estudio. La información de P y temperatura media diarias de las estaciones meteorológicas (EM) Progreso Observatorio, Chicxulub Puerto, Mococho y Mérida Observatorio se obtuvieron de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Además, se tuvo información de la EM de la FIUADY. En todos los casos, los PO tienen una profundidad total entre 30 y 60 m, dependiendo de la distancia a la costa (menor profundidad conforme mayor cercanía a la costa), un diámetro de 0.25 m con

6 m de ademe liso y sello de concreto para evitar la infiltración directa de la superficie. Todos los PO se ubican a más de 1 km de distancia de pozos profundos en los que se capte más de 10 lps de agua subterránea, por lo que para efectos prácticos se considera que no están afectados por la extracción. También se hizo una comparación de las EIAS logradas por medición directa en los perfiles de CE y las calculadas con el principio de G-H utilizando las ecuaciones (1) y (2). Mediante un muestreo de agua subterránea y análisis de laboratorio (método gravimétrico) se obtuvieron las densidades del agua por diferencia de masas con picnómetros de vidrio de 50 ml, y balanza analítica a temperatura ambiente en las interfases de AD, ASa y AS.

Resultados y discusión

Respuesta del nivel freático a la precipitación. Debido a la presencia de cavidades y fracturas de dimensiones variadas, la respuesta del nivel freático a la P en acuíferos kársticos general-

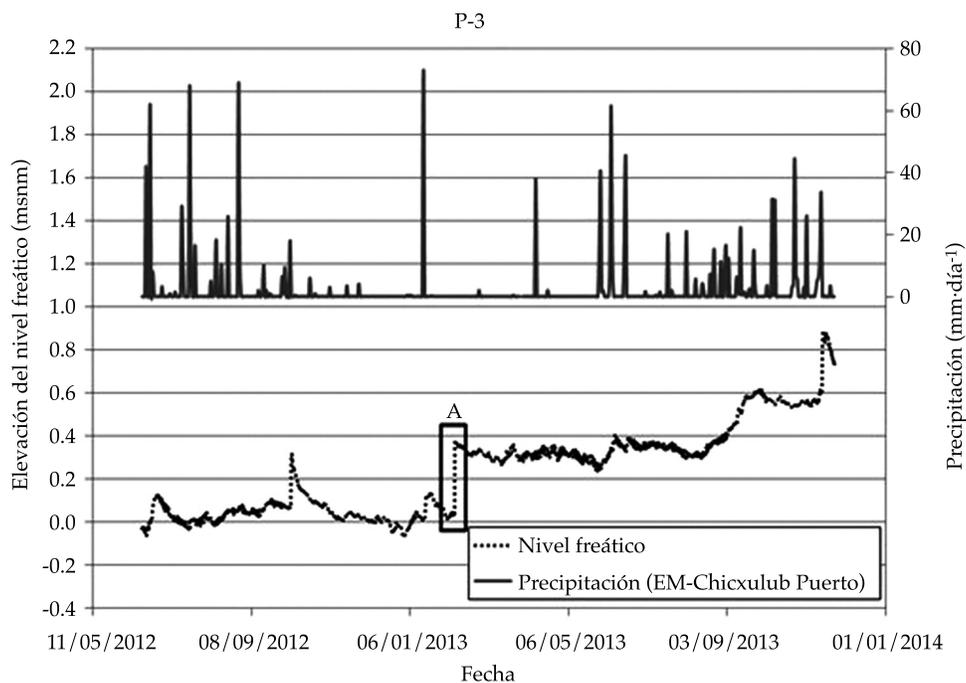


Figura 3. Gráfica de elevación del nivel freático/precipitación para P-3.

mente es muy rápida. En esta investigación, por primera vez se presenta esta relación de manera continua por un periodo de prácticamente año y medio. En la figura 3 se presenta la respuesta del nivel del agua en el P-3 (zona norte de la región de estudio) con respecto a la P; de acuerdo con la naturaleza kárstica del acuífero libre y que el NF se ubica a 3.73 m de profundidad, la respuesta del nivel del agua en el P-3 es notoria y rápida. El registro permite identificar también que el incremento del nivel del agua en el P-3 no sólo se asocia con la lluvia local, en el recuadro A se identifica un incremento notable del NF sin una relación directa con un evento de P registrada en la EM Chicxulub Puerto. Este efecto se presenta en la mayoría de los PO (información no presentada), y se debe a la recarga de agua subterránea que ocurrió en la región sur del sitio del PO. El pozo P-3 se ubica en zona norte, cerca de la zona de descarga natural de los sistemas de flujo, por lo que la recarga durante la temporada de lluvias de 2012 que se presentó en la zona sur del área, al fluir hacia la línea de costa, mantiene el nivel del agua entre 0.2 y 0.4 msnm desde febrero hasta septiembre 2013; la temporada de lluvias de 2013 incrementa posteriormente el nivel del agua hasta 0.8 msnm.

Relación con el principio de G-H. De acuerdo con el principio de G-H, la elevación del NF por efecto de la recarga natural derivada de la P debería producir la profundización de la interfase AS. Se utilizó una técnica indirecta para identificar este efecto, que consiste en registrar la CE en un punto ubicado ligeramente abajo del lente de AD, en la zona de ASa; conceptualmente el “efecto esperado” consiste en que la elevación del NF produzca una profundización del límite AD/ASa, AD/AS y por lo tanto una disminución de la CE. En la figura 4 se presentan los resultados que indican si con base en el principio de G-H se identificó a) el efecto esperado; b) el efecto contrario; c) ambos efectos, o d) ninguno de los anteriores. La naturaleza heterogénea del acuífero kárstico condicionó que se identificaran los cuatro escenarios previstos; la distribución espacial reportada en la figura 4 indica que no existe un patrón espacial que indique comportamientos afines.

En la figura 5, correspondiente al P-18, localizado al poniente de la zona urbana de Mérida y a una distancia de 33.31 km en dirección nortesur a la costa, se presenta el comportamiento análogo al esperado (recuadro A) de acuerdo con el principio de G-H en la relación NF/CE. Se puede observar que debido a una P registrada el 2 de octubre de 2012, el nivel del agua asciende de 0.86 a 1.05 msnm y la CE registrada en el medidor automático disminuye de manera inmediata (de 3 620 a 3 050 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$); al comenzar a disminuir de manera paulatina el nivel del agua 0.04 m, la CE se incrementa con rapidez (3 610 a 4 125 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$), aún más de su estado antes del evento de la P, y se estabiliza (en 3 440 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$) cuando el nivel se ubica a 0.90 msnm. En el recuadro B se reporta un incremento súbito del nivel del agua sin un cambio análogo en la CE. Aun presentando el efecto esperado con base en el principio de G-H, el efecto de rebote y estabilización de la CE indica que la respuesta es compleja; las variaciones rápidas (del orden de 300 a 400 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$) identificadas a lo largo del periodo de registro y que no corresponden con cambios en el nivel del agua del pozo son evidencia de que la zona de mezcla AD/ASa es muy dinámica en cuanto a las proporciones de mezcla de los miembros extremos.

En la figura 6, correspondiente al perfil de CE del P-18, se reporta la posición del medidor automatizado de CE en la zona de la interfase de ASa. Además, los perfiles de CE hechos en época de lluvias (agosto-noviembre de 2012) y estiaje (enero-marzo de 2013) indican de modo claro que el espesor del lente de agua dulce se mantiene relativamente constante a lo largo del año; es decir, la recarga natural no genera el incremento notable del espesor del lente de AD. Por ejemplo, para la fechas en que se llevaron a cabo los perfiles de CE, el 9 de agosto de 2012 el NF estaba a 0.75 msnm y el 13 de marzo de 2013 el NF estaba a 0.56 msnm; sin embargo, en el perfil de CE no existen cambios significativos en el espesor de AD en la columna de agua del pozo.

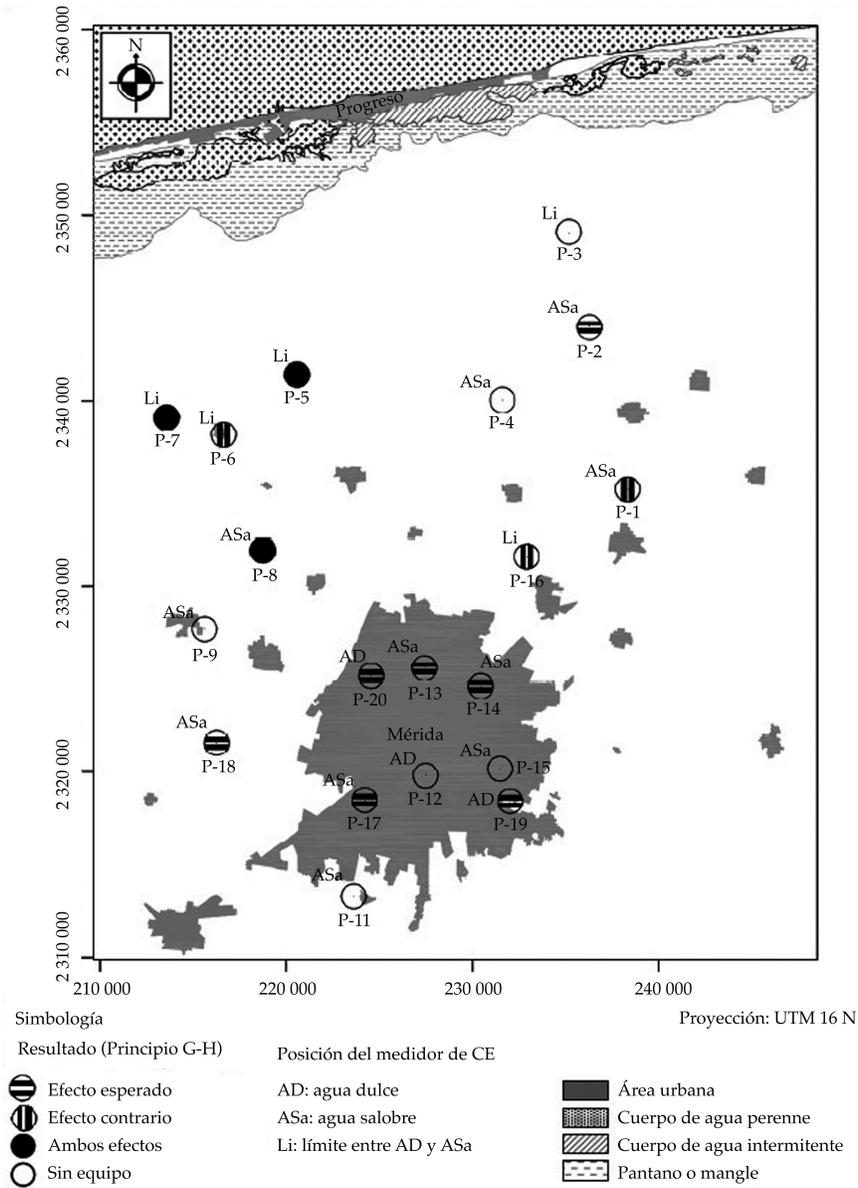


Figura 4. Interfase de agua salobre/precipitación y su relación con el principio de Ghyben-Herzberg.

En la figura 7, correspondiente al P-6 ubicado al noroeste de Mérida y a 16.77 km en dirección norte-sur a la costa, se observa el comportamiento contrario en la relación NF/CE con base en la analogía establecida con el principio de G-H. En los recuadros A, B y C, el nivel del agua asciende (de 0.37 a 0.63; de 0.23 a 0.78, y de 0.90 a 1.41 msnm, respectivamente) por efecto de la recarga natural a partir de la

P y la CE se incrementa (de 2 395 a 2 560; de 2 415 a 2 490, y de 2 450 a 2 535 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente). Además, en D pueden observarse incrementos y decrementos del nivel del agua en el pozo sin efectos identificados en la CE. Las condiciones hidrogeológicas del medio kárstico correspondientes a la interfaz de ASa en el P-6 son diferentes a las del P-18; en el primero, en 5 m de espesor (de la elevación

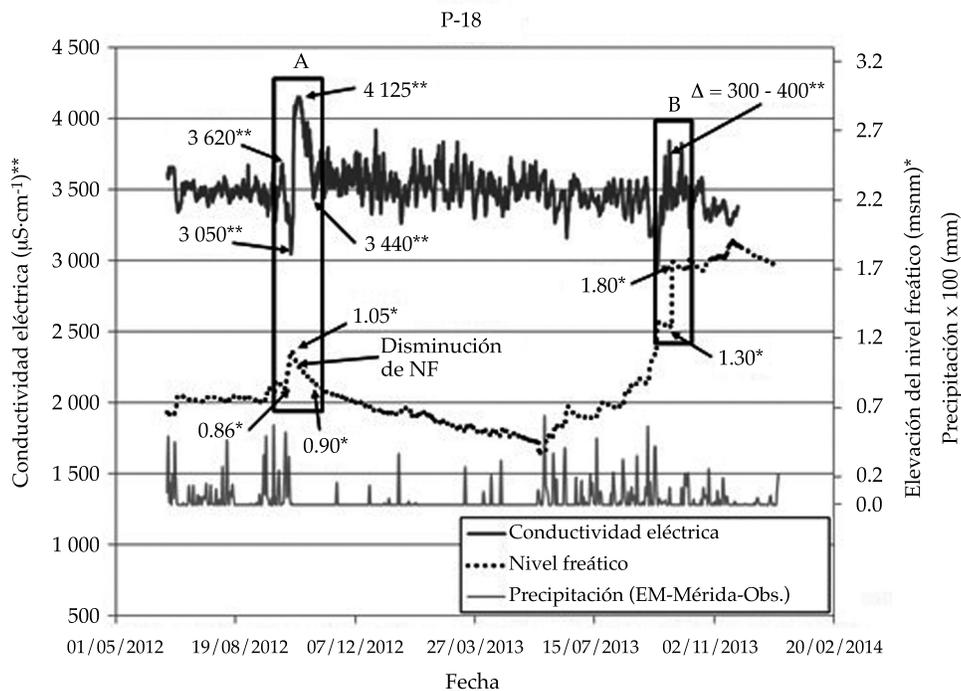


Figura 5. Elevación del nivel freático/conductividad eléctrica para P-18.

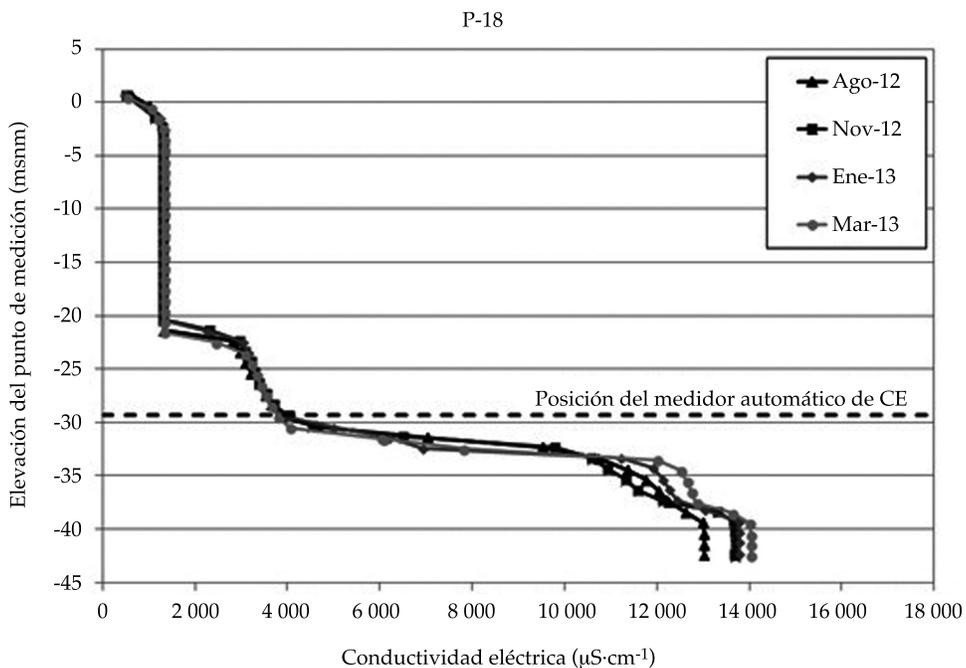


Figura 6. Perfil de conductividad eléctrica para P-18.

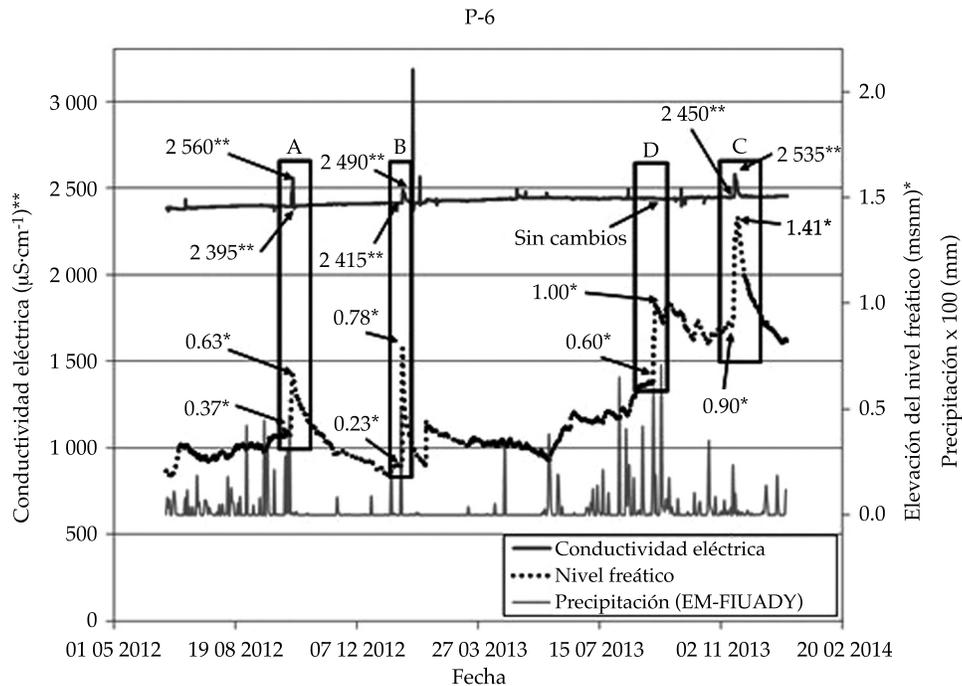


Figura 7. Elevación del nivel freático/conductividad eléctrica para P-6.

-15 a -20 msnm), la CE se incrementa $\approx 20\,000\ \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, mientras que en el segundo en 6 m de espesor (de las elevaciones -22 a -28 msnm), la CE se incrementa $\approx 1\,500\ \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, y con excepción de los registros de los recuadros A, B y C, los valores de CE se mantienen dentro de un estrecho margen.

En la figura 8 se presenta que la posición del medidor de CE en el P-6 está en la zona definida como límite entre AD y ASa. En los cuatro periodos de caracterización de CE realizados no se presentaron cambios temporales en la profundidad al inicio del primer cambio brusco de la CE, esto implica que la recarga natural no provoca modificaciones notables en el espesor del lente de AD. En la interfaz de ASa se observa una disminución en la CE en el mes de enero de 2013, con respecto los demás meses que no presentan cambios significativos entre sí.

En la figura 9, correspondiente al P-5 ubicado al noroeste de Mérida a 14.36 km en dirección norte-sur a la costa, se observa que se presentan un par de comportamientos distintos

en la CE en respuesta al ascenso del nivel del agua en el pozo. En el evento A se observa que el nivel del agua se eleva (de 0.16 a 0.60 msnm) en respuesta a la lluvia del día 6 de octubre de 2012 y la CE disminuye (de 2 880 a 2 845 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$); después comienza a descender el nivel del agua y la CE se eleva (de 2 845 a 2 960 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$), presentándose el comportamiento análogo al esperado de acuerdo con el principio de G-H. En el evento B se observa que el nivel del agua asciende (de 0.62 a 1.20 msnm) y la CE se incrementa (de 2 885 a 3 160 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$); posteriormente el nivel del agua desciende (de 1.20 a 0.61 msnm) y la CE disminuye (de 3 160 a 2 870 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$), lo que representa un comportamiento contrario al esperado de acuerdo con el principio de G-H. En la figura 10 se reporta que la posición del medidor automatizado de CE está ubicado en la interfase de ASa. En los cuatro periodos de caracterización de CE realizados no se observan cambios temporales en la profundidad antes del primer cambio brusco de la CE, con excepción del mes de agosto de

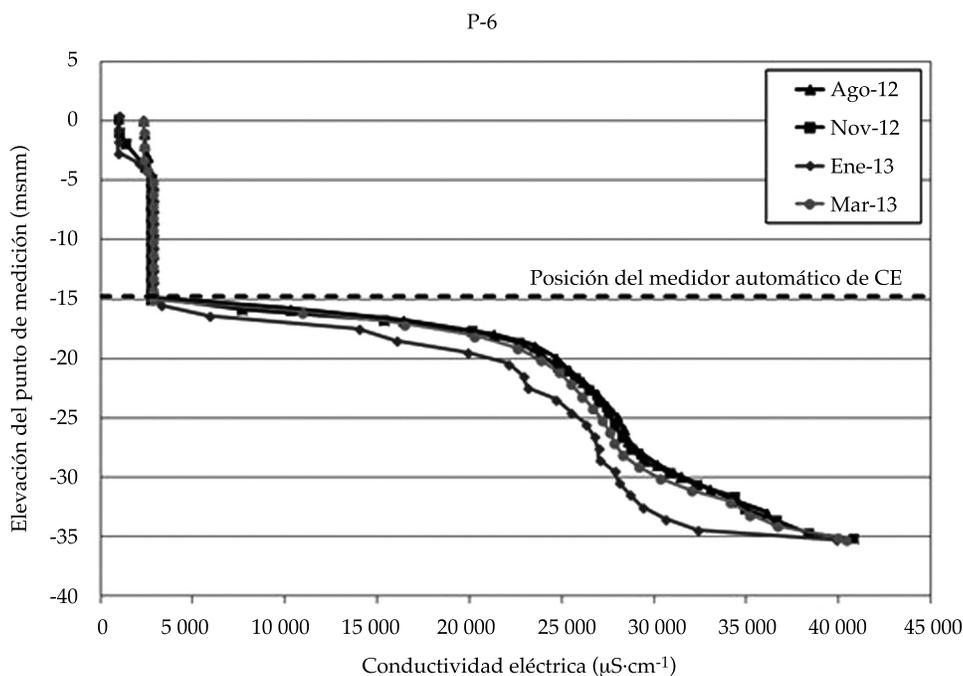


Figura 8. Perfil de conductividad eléctrica para P-6.

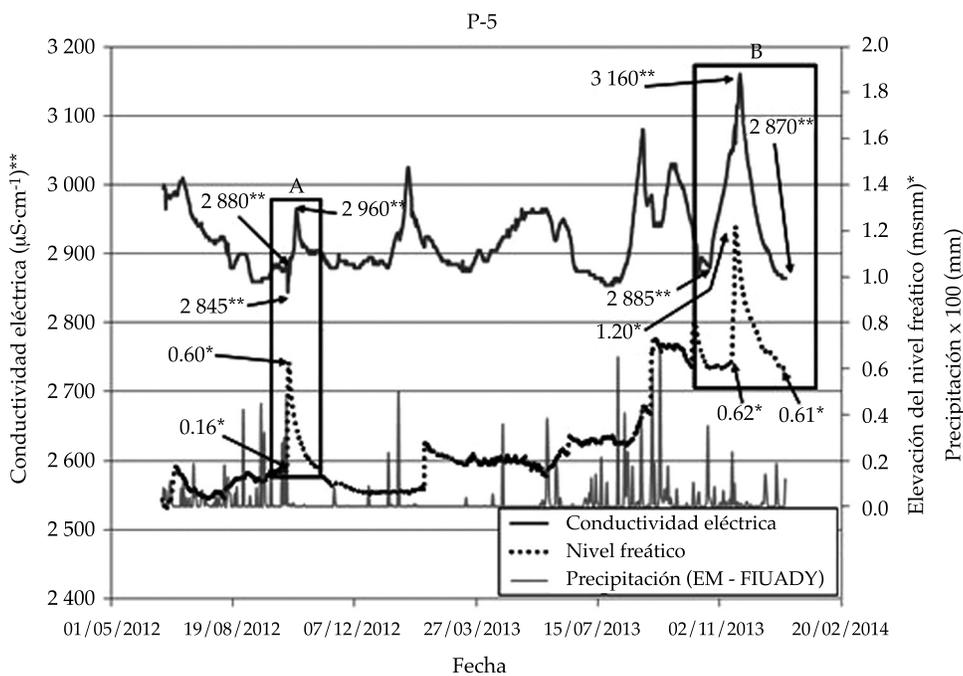


Figura 9. Elevación del nivel freático/conductividad eléctrica para P-5.

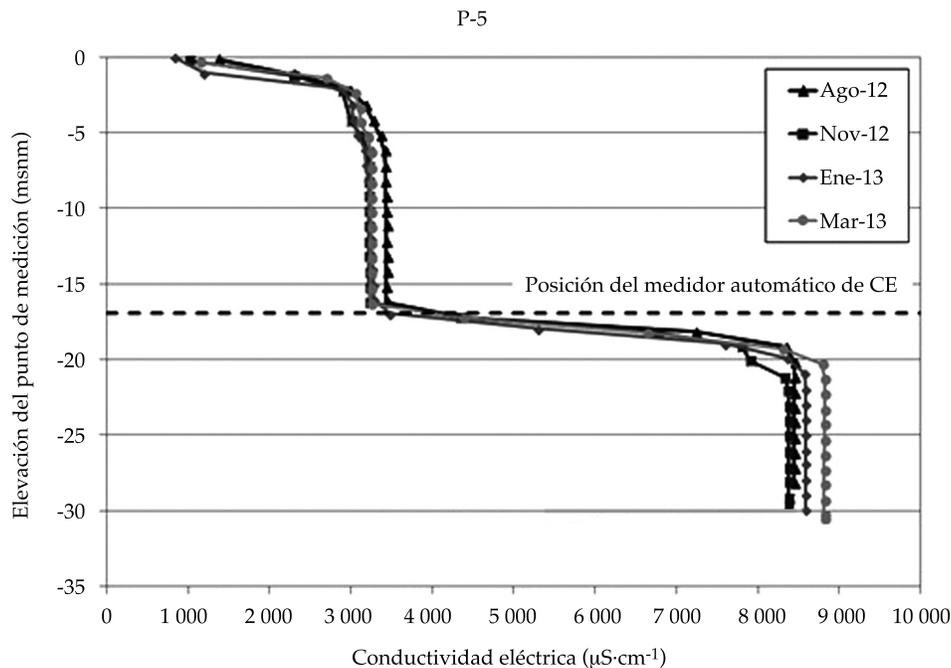


Figura 10. Perfil de conductividad eléctrica para P-5.

2013, en el cual se presentan CE ligeramente mayores a los otros tres meses, lo que implica que la recarga natural no provoca modificaciones notables en el espesor del lente de AD. En la interfaz de ASa se observa un incremento en la CE en el mes de marzo de 2013 por debajo de los -20 msnm, en relación con los demás meses, que no presentan cambios significativos entre sí.

Existen diversas causas que podrían explicar el comportamiento irregular con respecto a los cambios en la elevación del nivel del agua y la CE en las interfases AD/ASa. En primera instancia se debe considerar que la elevación del nivel del agua en B es mayor (0.62 msnm) que en A (0.16 msnm), por lo que existe la posibilidad de que con las variaciones del nivel del agua se activen o desactiven algunas fracturas o cavidades cuyo comportamiento hidráulico esté fluctuando como canal y a presión (tubo lleno). Schmidt (2012) presentó una caracterización, realizada mediante video en los pozos del campo experimental de la FIUADY, de los principales conductos de disolución (mayores a

30 cm) asociados con las fallas y fracturas (figura 11), lo que proporciona una idea de la presencia de los conductos de flujo preferenciales que existen en la región de estudio; además refuerza la propuesta del comportamiento de dichos conductos con respecto a la variación del NF. Este comportamiento podría provocar flujos puntuales horizontales y/o verticales que modifiquen las velocidades de flujo y como consecuencia de las mezclas de diversas concentraciones de sales en el AD y ASa se presentan cambios en las CE en determinadas zonas. La mezcla de AD y ASa, ambas en equilibrio con calcita, genera agua subsaturada con este mineral, lo que produce disolución de carbonatos. Estos fenómenos pueden estar influyendo en la variación de sales en el agua subterránea, lo cual modifica su CE y no necesariamente es dependiente de las fluctuaciones del nivel del agua.

La marea es otro efecto que podría tener influencia en los cambios de la elevación del nivel del agua y la CE en las interfases AD/ASa; Heise (2013) reportó mediciones de efectos

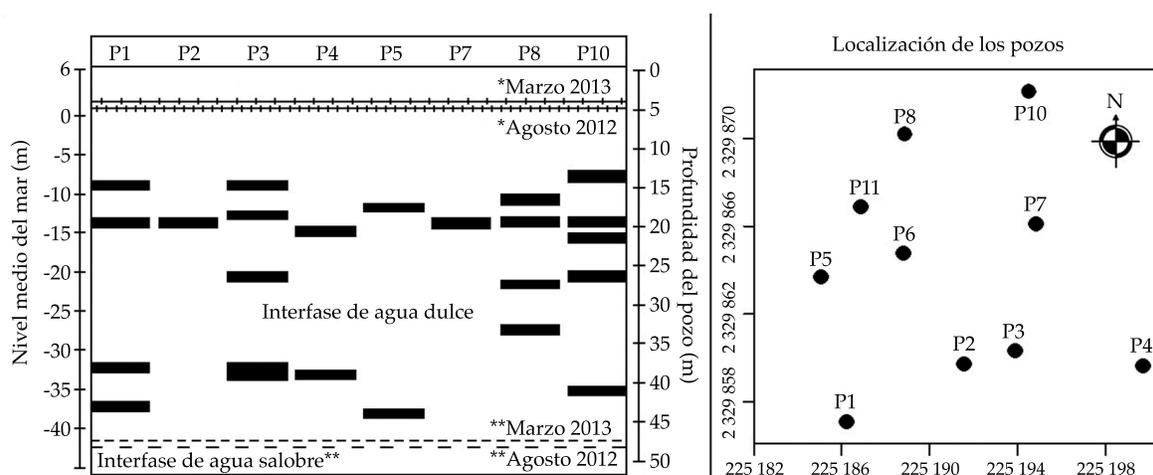


Figura 11. Fracturas y cavidades en pozos del campo experimental de la FIUADY (adaptado de Schmidt, 2012).

de la marea en el caudal de descarga y calidad del agua en pozos artesianos situados en la zona costera entre 500 y 1 800 m de la línea de costa. Beddows, Smart, Whitaker y Smith (2002), y Villasuso *et al.* (2011) reportaron que la marea tiene efecto en los niveles de agua subterránea tierra adentro en hasta 9 y 13 km respectivamente. En esta investigación, el pozo más cercano se ubica a 9.3 km de la línea de costa, por lo que se considera que el efecto de la marea no tiene influencia en el área de estudio.

Con base en el principio de G-H se obtuvo la elevación de la interfase de AS (EIAS) para los PO 18, 6 y 5 (cuadro 1), mediante el cálculo con las ecuaciones (1) ($EIAS_1$) y (2) ($EIAS_2$), y por medición directa en los perfiles de CE ($EIAS_{med}$). En los perfiles de CE del P-18 (figura 6) se infiere que el inicio de la $EIAS_{med}$ está por debajo de los -43 msnm y el inicio de la elevación de la interfase de ASa ($EIASa$) se ubica a ≈ -22 msnm (ambas con base en el criterio de la figura 1). Mediante el cálculo de $EIAS_2$, se observa que en ninguna de las fechas de análisis, la estimación mediante la ecuación de G-H representa la $EIAS_{med}$, pues ningún cálculo está por debajo los -31 msnm. Con el cálculo de la $EIAS_1$ no es posible establecer una comparación con la $EIAS_{med}$, ya que no fue posible monitorear la CE a esas profundidades. En los perfiles

de CE del P-6 (figura 8) se observa que la $EIAS_{med}$ está a ≈ -17.5 msnm y el inicio de la $EIASa$ entre -16.7 y -18 msnm (con base en el criterio de la figura 1). Mediante el cálculo de $EIAS_2$ se puede observar que en ninguna de las fechas de análisis, la estimación mediante el principio de G-H representa la $EIAS_{med}$ (con variaciones de hasta ≈ 6 m). Los resultados de $EIAS_1$ indican una estimación muy cercana a la $EIAS_{med}$ (con variación máxima de ≈ 1.50 m), excepto para el día 18 de enero de 2013, el cual supone una mayor profundidad a la real (variación de ≈ 10 m). En los perfiles del CE del P-5 (figura 10), se infiere que la $EIAS_{med}$ está por debajo de los -30 msnm y el inicio de la $EIASa$ se encuentra a ≈ -2 msnm (con base en el criterio de la figura 1). Mediante el cálculo de $EIAS_2$ se puede observar que en ninguna de las fechas de análisis la estimación mediante el principio de G-H representa la $EIAS_{med}$, pues ninguna está por debajo los -7.60 msnm. Los resultados de $EIAS_1$ indican que la $EIASa$ está por debajo de los -22 msnm, para lo cual se observa que para la medición del 17 de enero de 2013 no existe una relación directa y no es posible establecer una comparación con la $EIAS_{med}$ y al no tener mediciones de CE con elevaciones menores a -30 msnm, ya no fue posible monitorear la CE a esas profundidades.

Cuadro 1. Estimación de la elevación de la interfase con base en el principio de Ghyben-Herzberg.

Pozo	Fecha	Elev. del NF (h) (msnm)	EIAS ₂	AD		ASa / AS		EIAS ₁	EIAS _{med}
			= -40h (msnm)	CE (μS·cm ⁻¹)	ρ _w (g·(cm ³) ⁻¹)	CE (μS·cm ⁻¹)	ρ _s (g·(cm ³) ⁻¹)	$= \frac{\rho_w}{\rho_s - \rho_w} b$ (msnm)	(msnm)
P-18	9/ago/2012	0.75	-30.0	1 319	0.9961595	13 022	1.0020110	-127.68	< -43.0
	24/nov/2012	0.77	-30.8	1 319	0.9961595	13 699	1.0023495	-123.92	< -43.0
	21/ene/2013	0.68	-27.2	1 319	0.9961595	13 783	1.0023915	-108.70	< -43.0
	12/mar/2013	0.56	-22.4	1 319	0.9961595	14 029	1.0025145	-87.78	< -43.0
P-6	7/ago/2012	0.29	-11.6	2 833	0.9969165	40 800	1.0159000	-15.23	-16.7
	22/nov/2012	0.30	-12.0	2 833	0.9969165	40 800	1.0159000	-15.75	-16.7
	18/ene/2013	0.54	-21.6	2 833	0.9969165	40 800	1.0159000	-28.36	-18.0
	15/mar/2013	0.33	-13.2	2 833	0.9969165	40 800	1.0159000	-17.33	-16.7
P-5	14/ago/2012	0.09	-3.6	3 437	0.9972185	8 450	0.9997250	-35.81	< -30.0
	22/nov/2012	0.11	-4.4	3 242	0.9971210	8 373	0.9996870	-42.74	< -30.0
	17/ene/2013	0.06	-2.4	3 242	0.9971210	8 592	0.9997960	-22.37	< -30.0
	14/mar/2013	0.19	-7.6	3 242	0.9971210	8 819	0.9999100	-67.93	< -30.0

Con base en el cálculo de la EIAS₂ mediante el principio de G-H es posible mencionar que no presentan similitud, tal como lo han mencionado en estudios previos Moore *et al.* (1992) y Escolero *et al.* (2007). Con respecto a la estimación de la EIAS_v, en el P-6 se presenta una buena similitud con respecto a la EIAS_{med}; sin embargo, no fue posible establecer una comparación con los PO P-18 y P-5.

Definición del espesor del lente de agua dulce. Con base en los registros de CE realizados en los PO para diferentes fechas, es posible elaborar diversos tipos de configuraciones con respecto de la elevación y el tiempo. Esta información es útil para representar en el espacio los cambios verticales de la composición global del agua subterránea asociados con las temporadas de lluvia (noviembre) y estiaje (marzo), que condicionan la geometría del lente de AD en la región analizada. Por ejemplo, la distribución espacial de la CE a la elevación de -15 msnm indica que los menores valores (del orden de ≈ 1 000 μmhos·cm⁻¹) se ubican en la zona E-SE del área de estudio, incrementándose de modopaulatino hacia el W-NW (inmediaciones de los PO P-5, P-6 y P-7) a valores del orden de ≈ 6 000 μmhos·cm⁻¹ (figura 12). Una condición

similar en la distribución espacial de la CE se identifica para la elevación de -25 msnm; los menores valores del orden de ≈ 1 000 μmhos·cm⁻¹ en la zona SE se incrementan hasta ≈ 25 000 μmhos·cm⁻¹ en el NW. La comparación de las configuraciones elaboradas para diferentes condiciones indica que existen cambios espaciales de la composición química global del agua subterránea para las profundidades seleccionadas y que los efectos temporales de la infiltración de agua que incrementan la elevación del NF en la temporada de lluvia no generan un cambio significativo en la composición química global del agua subterránea cuando se comparan con la temporada de estiaje. De acuerdo con la exploración geofísica realizada por Kind (2014), el incremento en la CE en la porción W-NW puede estar asociado con conductos de disolución bien desarrollados en los sedimentos del Terciario que forman redes puntuales que facilitan la interacción directa entre las interfases de AD, ASa y AS; aunado a lo anterior, debido a que las concentraciones de sulfatos en los PO P-5, P-6 y P-7 (130 mg·l⁻¹ en promedio; Salazar, 2014) son mayores que en los PO P-2, P-3 y P-4 (35 mg·l⁻¹ en promedio) ubicados a distancias similares a la costa; se infiere que el incremento de la sali-

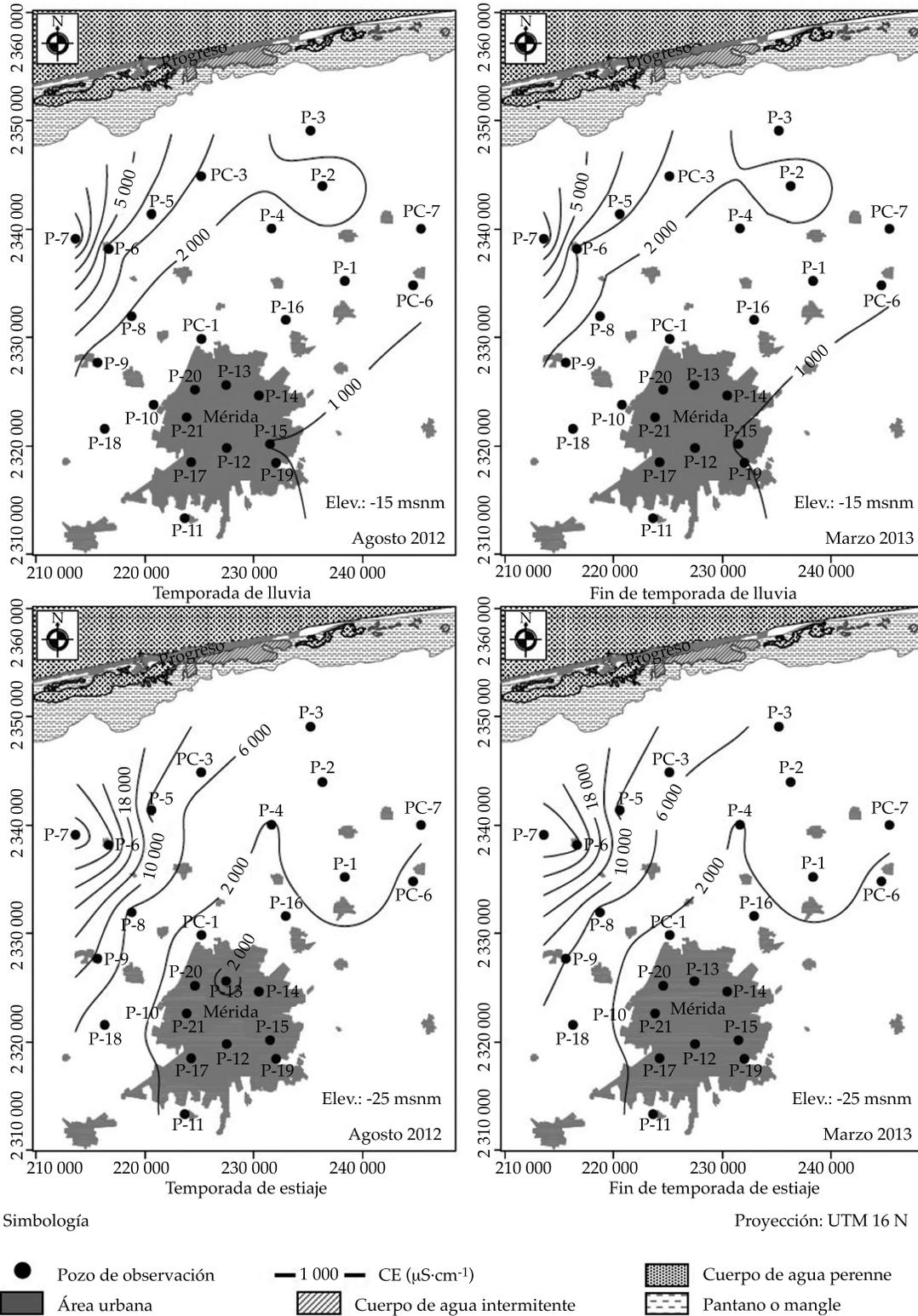


Figura 12. Configuraciones espaciales y temporales de conductividad eléctrica en agua dulce (-15 msnm) y agua salobre (-25 msnm).

nidad puede estar asociado con la disolución de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) presente en la Formación Carrillo Puerto.

El efecto de infiltración de agua derivada de la P y el desplazamiento del flujo subterráneo en el acuífero kárstico es más notorio cuando se analiza la elevación del NF y la configuración espacial de la P (figura 13). El periodo de lluvia analizado, donde P media fue obtenida con el método aritmético con la información de las EM analizadas, inició en agosto de 2013 (P media = 125.9 mm) y terminó en este caso a mediados de octubre de 2012, por lo que la configuración de noviembre de 2012 (P media = 12.7 mm) representa el efecto de la infiltración al término de dicha temporada; mientras que las configuraciones de enero 2013 (P media = 56.2) y marzo de 2013 (P media = 6.2 mm) representan el inicio y final de la temporada de estiaje, respectivamente (existiendo un incremento en la P media de noviembre 2012 a enero 2013 debido a lluvias aisladas en este último mes), ya que considerando los registros meteorológicos disponibles, las lluvias iniciaron nuevamente a mediados de mayo de 2013. Posterior a ese periodo existen precipitaciones esporádicas, pero que de acuerdo con los registros no influyen de manera importante en el incremento de la elevación del NF. Con base en el patrón general de distribución del flujo subterráneo, las mayores elevaciones se registran en la zona sur del área de estudio, en específico en las inmediaciones de la zona urbana de Mérida; los efectos de la infiltración de la P y de la recarga inducida planeada y no planeada asociada con la infraestructura urbana generan una especie de domo con elevaciones máximas del orden de 1.3-1.0 msnm, lo cual también ha sido reportado por Graniel *et al.* (1999) y Marín *et al.* (2000). Las menores elevaciones fueron registradas en la zona norte del área analizada, lo que es consistente con la dirección de flujo subterráneo hacia la línea de costa; en la temporada de lluvias, las elevaciones fueron del orden de 0.05-0.0 msnm a 6 km al sur de la línea de costa. En la temporada de estiaje, las elevaciones en la zona cercana a la costa fueron mucho mayores (entre 0.25-0.30

msnm) que en la temporada de lluvias, lo que es un reflejo de la dinámica del flujo subterráneo cuando se desplaza a través del medio kárstico; el arribo a la zona costera del agua subterránea infiltrada en la zona sur incrementó las elevaciones del nivel del agua, generando además una dinámica interesante en los ecosistemas costeros, ya que la descarga natural de agua subterránea se incrementa durante la temporada de estiaje. Adicionalmente, los cambios en los patrones de las líneas equipotenciales sugieren modificaciones en las direcciones de flujo del agua subterránea. Al tratarse de un medio heterogéneo y anisótropo, las líneas de flujo no son necesariamente perpendiculares a las equipotenciales; de cualquier modo puede observarse que las configuraciones presentadas reflejan sin duda cambios en las direcciones de flujo que sufren modificaciones a lo largo del año, especialmente en la temporada de estiaje. Los principales cambios en las direcciones de flujo se observan bajo la zona urbana de Mérida, lo cual puede deberse a las continuas extracciones y recarga artificial. Entre Mérida y Progreso se observan cambios en la dirección de flujo, en particular en marzo de 2013, donde la dirección es principalmente hacia el NW, presentando en meses previos direcciones N, NE y NW. La dinámica del lente de AD se analiza en los registros de CE obtenidos, que de manera conjunta se presenta en los planos que indican que los cambios en la elevación del nivel del agua subterránea no se reflejan de manera proporcional con modificaciones del espesor del lente de AD. En la figura 14 se presenta el límite superior de la EIASa (considerando dicha frontera en el primer cambio brusco del gráfico de CE). Se observa que la EIASa en la zona norte se mantiene entre -20 y -10 msnm a lo largo del año; el incremento de la elevación del nivel del agua en la temporada de estiaje no genera la profundización notoria de la EIASa. En la zona sur, la EIASa se ubica de -36 a -30 msnm en la temporada de estiaje; por otro lado, es notoria una depresión de la EIASa en la zona norte de Mérida, señalada por las elevaciones -32 y -40 msnm, tomando en consideración, por

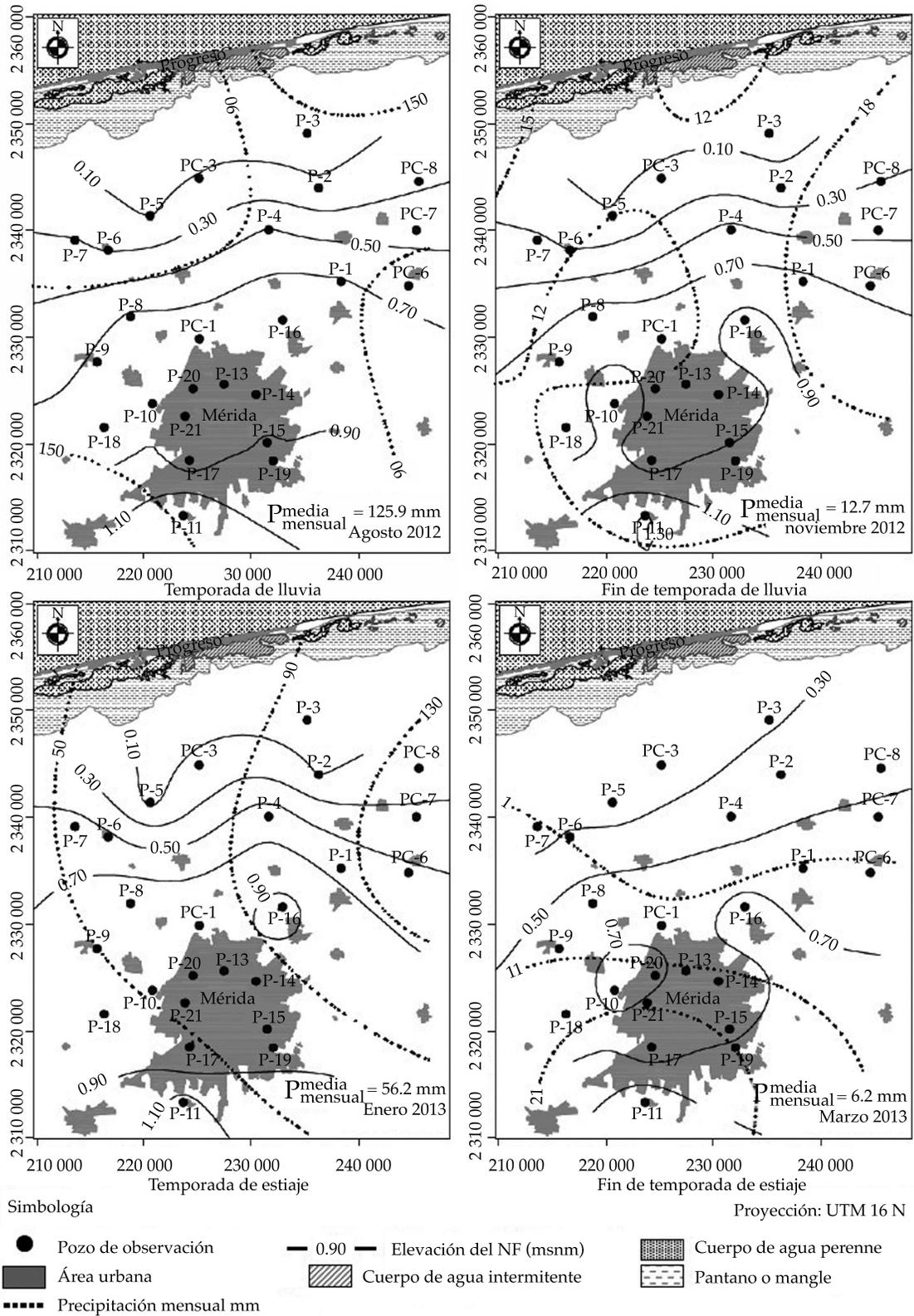


Figura 13. Elevaciones del nivel freático.

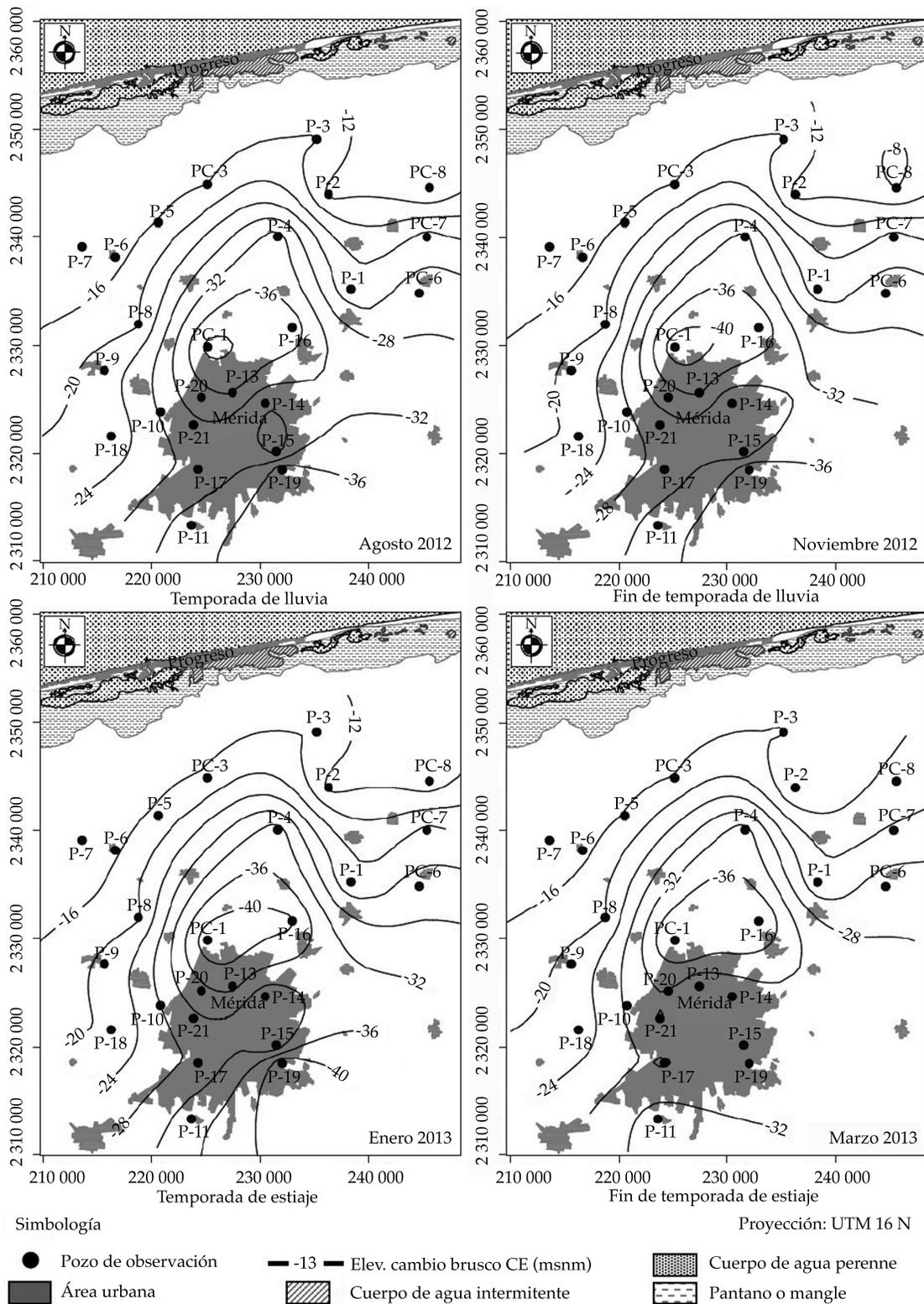


Figura 14. Elevaciones de la interfase de agua salobre (primer cambio brusco en el perfil de conductividad eléctrica).

ejemplo, la isolínea de elevación -16 msnm. En la figura 15 se presentan los espesores de AD (considerando su límite inferior en el primer cambio brusco del gráfico de CE) para los cuatro meses analizados. Además, se zonifica el área donde el límite superior de la EIASa (primer cambio brusco del gráfico de CE), presenta una $CE > 2\,500\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Este límite tiene un incremento espacial (lo cual puede deberse a la combinación de disminución de la P en combinación con la IS) hacia a la zona norte del área urbana de Mérida en enero de 2013 con respecto a los otros tres meses monitoreados. Tampoco se observan cambios importantes en los espesores de AD, a excepción de marzo de 2013, donde en algunas zonas del E y SE de la región de estudio existen decrementos de entre 6 y 8 m de los espesores en relación con los otros meses. Esta disminución de los espesores de AD pueden deberse a la falta de recarga de agua subterránea como consecuencia de la P debido a que es notorio un descenso importante de la P a partir de mediados de octubre de 2012. También se estimó el promedio de espesor de AD en un área seleccionada, que incluye la zona urbana de Mérida, donde es posible notar un incremento de 0.5 m de agosto a noviembre de 2012, y de 0.7 m de noviembre 2012 a enero 2013 (incremento como consecuencia de lluvias ocurridas ese último mes); asimismo, es posible notar un descenso de 3 m en el espesor medio de AD de enero a marzo de 2013, que es la temporada de estiaje.

Conclusiones

Esta investigación, primera en su tipo considerando la cantidad de PO y dimensiones del área de estudio, permitió definir el espesor de AD y la EIASa y su variación espacial y temporal, lo cual es de gran importancia en la búsqueda del manejo sostenible del agua subterránea en la región. Desde la perspectiva regional, los resultados de las mediciones con la red automatizada para la medición del nivel del agua y la CE, y los registros de CE no existen variaciones espaciales y temporales (periodos

de lluvia y estiaje) significativas en los espesores de la interfase de AD y en el límite superior de la EIASa, con independencia de la recarga de agua subterránea directa o por la recarga en la zona sur de la región de estudio, lo cual probablemente se deba a las condiciones de karsticidad reflejadas en altas conductividades hidráulicas, trayectorias de flujo preferencial y bajos gradientes hidráulicos; además, bajo el lente de AD, la salinidad es variada ($8\,000\text{--}40\,000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Localmente, bajo la zona urbana de Mérida se estimó una disminución promedio del espesor de AD de 3 m en la temporada de estiaje con respecto a la de lluvias, esto aunado a que las direcciones de flujo subterráneo reflejan cambios principalmente bajo esta zona, que puede deberse a las continuas extracciones y recargas natural y artificial (planeada y no planeada). El arribo al área costera del agua subterránea infiltrada en la zona sur genera una dinámica interesante al presentarse un incremento y cambio en la dirección de flujo de la descarga natural en el periodo de estiaje. La respuesta del NF ante eventos de P es inmediata y genera fenómenos contrastantes en la IASa, donde ante un evento de P el incremento de la elevación del NF puede generar un incremento, decremento, o ninguno de los anteriores en la EIASa en las diferentes áreas de la región de estudio, lo cual demuestra una gran heterogeneidad, caracterizada por el ambiente kárstico de la región. Utilizando los valores de densidad medidos en muestra de agua se identificó que el principio de G-H no es válido para determinar el espesor de AD, condición similar a la identificada por Moore *et al.* (1992) y Escolero *et al.* (2007) en otras zonas de la PY. Por último, se recomienda que esta información sea complementada con investigaciones futuras que incluyan mayor detalle de la geología estructural de la región y un monitoreo de las interfases de AD, ASa y AS (lo cual requiere de estudios en pozos de monitoreo de mayor profundidad), que permitan evaluar el comportamiento de las interfases de agua ante fenómenos de precipitación y marea puntuales, e implementar la información para la calibración de un modelo numérico de flujo

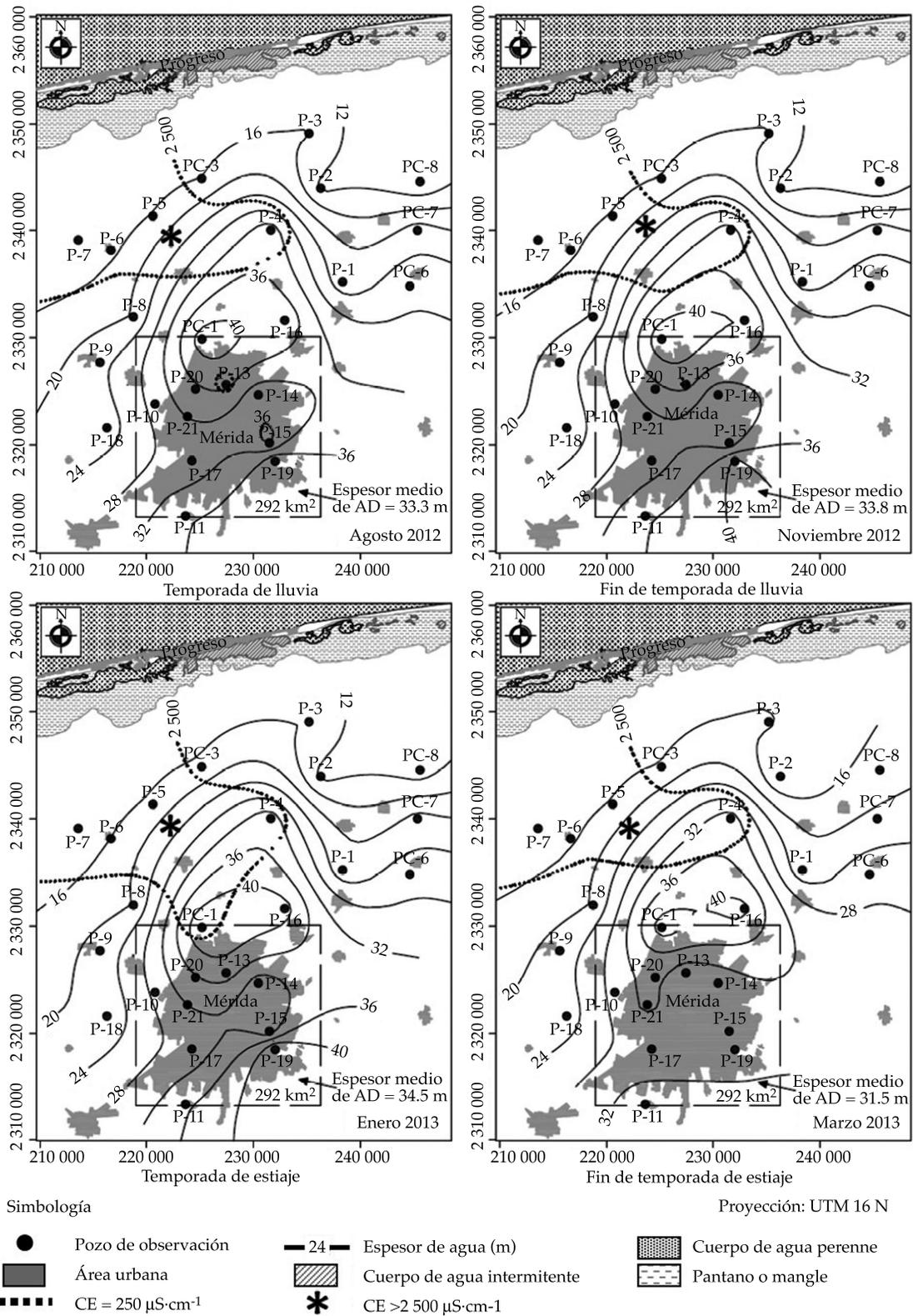


Figura 15. Espesores de agua dulce con base en el primer cambio brusco de conductividad eléctrica.

y densidad, que pueda ser aprovechado como una herramienta de gestión en la búsqueda de volúmenes óptimos de agua subterránea para ser aprovechados.

Agradecimientos

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y a la Comisión Nacional del Agua (Conagua) por el apoyo a través del Fondo Sectorial Conacyt-Conagua para el Proyecto (148167): "Evaluación de la calidad del agua subterránea que subyace a la ciudad de Mérida y su impacto en la zona costera del estado de Yucatán", del cual se deriva este trabajo. Se agradece a la Dra. María Elena García Arreola, M.C. Ana María Guadalupe López Hernández y a la Ing. Sandra Dinorah Ramos Castillo por las determinaciones de la densidad del agua que se llevaron a cabo en el Laboratorio de Análisis Químicos de Agua y Suelo de la Facultad de Ingeniería de la UASLP. Al Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán por las facilidades y apoyo otorgadas en el trabajo de campo.

Referencias

- Andrade-Briceño, L. (1984). *Análisis de fluctuaciones y balance hídrico del acuífero de la zona de pozos de la JAPAY*. Tesis de Ingeniería. Mérida, México: Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Barlow, P., & Reichard, E. (2010). Saltwater Intrusion in Coastal Regions of North America. *Hydrogeology Journal*, 18, 247-260.
- Bauer-Gottwein, P., Gondwe, R., Charvet, G., Marín, L., Rebolledo-Vieyra, M., & Merediz-Alonso, G. (2011). Review: The Yucatán Peninsula Karst Aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19, 507-524.
- Beddows, P., Smart, P., Whitaker, F., & Smith, S. (2002). Density Stratified Groundwater Circulation on the Caribbean Coast of the Yucatan Peninsula, Mexico (pp. 129-134). In L. Martin (Ed.). *Hydrogeology and Biology of Post-Paleozoic Carbonate Aquifers*. Charles Town, USA: Karst Waters Institute.
- Brewerton, L. (1993). *Aquifer Properties of Samples from Merida, Yucatan, Mexico. Technical report*. Hydrogeology Series (WD/93/50). London: British Geological Survey.
- Butterlin, J., & Bonet, F. (1963). Mapas geológicos de la Península de Yucatán. México, DF: Instituto de Geología, UNAM.
- Cardona, A., Carrillo-Rivera, J., Huizar-Álvarez, R., & Graniel-Castro, E. (2004). Salinization in Coastal Aquifers of Arid Zones: An Example from Santo Domingo, Baja California Sur, Mexico. *Environmental Geology*, 45, 350-366.
- Conagua (2010). *Estadísticas del agua en México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Custodio, E., & Llamas, R. (1976). *Hidrología subterránea*. Vol. 1 y 2. Barcelona: Ed. Omega.
- Daesslé, W., Sánchez, E., Camacho-Ibar, V., Mendoza-Espinosa, L., Carriquiry, J., Macías, V., & Castro, P. (2005). Geochemical Evolution of Groundwater in the Maneadero Coastal Aquifer during a Dry Year in Baja California, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 13, 584-595.
- Darnault, C. (2008). Overexploitation and Contamination of Shared Groundwater Resources. *Environ. Earth Sci.*, 64, 1525-1535.
- Escolero, O., Marín, L., Steinich, B., Pacheco, A., Cabrera, S., & Alcocer, J. (2002). Development of a Protection Strategy of Karst Limestone Aquifers: The Merida Yucatan, Mexico Case Study. *Water Resources Management*, 16(5), 351-367.
- Escolero, O., Marín, L., Domínguez-Mariani, E., & Torres-Onofre, S. (2007). Dynamic of the Freshwater-Saltwater Interface in a Karstic Aquifer under Extraordinary Recharge Action: The Merida Yucatan Case Study. *Environ. Geol.*, 51, 719-723.
- Ford, D., & Williams, P. (2007). *Karst Hydrogeology and Geomorphology*. Chichester, England: John Wiley & Son LTD.
- Fernández, R., Baquero, J., Lorca, D., & Verdejo, J. (2003). Acuíferos kársticos costeros. Introducción a su conocimiento (pp. 3-30). En J. López-Geta, J. Gómez, J. de la Orden, G. Ramos, & L. Rodríguez (Eds.). *Tecnología de la intrusión de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España.
- Ghyben, W. (1888). Nota in verband met de voorgenomen putboring nabij Amsterdam [Notes on the Probable Results of Well Drilling near Amsterdam]. *Tijdschrift Kononklijk Inst. Ing.*, 9, 8-22.
- Gondwe, B., Lerer, S., Stisen, S., Marín, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merediz-Alonso, G., & Bauer-Gottwein, P. (2010). Hydrogeology of the South-Eastern Yucatan Peninsula: New Insights from Water Level Measurements, Geochemistry, Geophysics and Remote Sensing. *Journal of Hydrology*, 389, 1-17.
- González-Herrera, R., Sánchez-y-Pinto, I., & Gamboa-Vargas, J. (2002). Groundwater-Flow Modeling in the Yucatan Karstic Aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 10, 539-552.
- Graniel, E., Morris, L., & Carrillo-Rivera, J. (1999). Effects of Urbanization on Groundwater Resources of Merida, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology*, 37(4), 303-312.
- Green, R., Painter, S., Sun, A., & Worthington, S. (2006). Groundwater Contamination in Karst Terranes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 6, 157-170.

- Hanshaw, B., & Back, W. (1979). Major Chemical Processes in the Evolution of Carbonate-Aquifer Systems. *Journal of Hydrology*, 43, 287-312.
- Heise, L. (2013). *Dynamics of the Coastal Karst Aquifer in Northern Yucatan Peninsula*. Thesis to obtain the degree of Maestría en Ciencias Ambientales and Master of Science Technology and Resources Management in the Tropics and Subtropics in the Specialization: Resources Management. San Luis Potosí, México. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Cologne University of Applied Sciences.
- Herrera-Rendón, E., Cardona-Benavides, A., & Graniel-Castro, E. (2014). Definición de unidades hidroestratigráficas en el norte de Yucatán: sus aplicaciones hacia el uso sustentable del agua subterránea. En *10 soluciones para el manejo sustentable del agua. Península de Yucatán* (136-156). México Agua sustentable. *Perspectivas universitarias* (2ª edición). Premio 2014. México, DF: Fundación ICA.
- Herzberg, A. (1901). Die Wasserversorgung einiger Nordseebäder [The water supply of some spas on the North Sea]. *J. Gasbeleuch Wasserversorg*, 44, 815-819.
- Hubbert, M. (1940). The Theory of Ground-Water Motion. *J. Geol.* 48(8), 785-944.
- INEGI (2009a) *Prontuario de Información Geográfica Municipal de los Estados Unidos Mexicanos*. Clave geoestadística 31050. Mérida, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI (2009b) *Prontuario de Información Geográfica Municipal de los Estados Unidos Mexicanos*. Clave geoestadística 31059. Progreso, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Isidro, L. (2013). *Cartografía del lente de agua dulce en la región Progreso-Mérida Yucatán, utilizando métodos geofísicos e hidrogeológicos*. Tesis para obtención del grado de Maestría en Hidrosistemas. San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Jousma, G., Thorborg, B., & Verruijt, A. (1988). Modelación de la intrusión marina. Revisión de métodos. En *Tecnología de la intrusión de acuíferos costeros (TIAC '88)*. Almuñécar, España: Instituto Geológico y Minero de España, 229-290.
- Kind, C. (2014). *Geophysical Exploration of Saltwater Intrusion in the Karst Aquifer Northwest of Mérida (Yucatán, México)*. Thesis to the Acquisition of the Academic Degree Master of Science. Aachen, Germany: RWTH Aachen University.
- KWI (2008). *Frontiers of Karst Research. Proceedings and Recommendations of the Workshop Held* (118 pp.). Special Publication 13. San Antonio, USA: Karst Waters Institute.
- LaMoreaux, P., Powell, W., & LeGrand, H. (1997). Environmental and Legal Aspects of Karst Areas. *Environmental Geology*, 29(1-2), pp. 23-36.
- López, E. (1973). Estudio geológico de la península de Yucatán. *Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros*, 25, 23-76.
- Marín, L., Steinich, B., Pacheco, J., & Escolero, O. (2000). Hydrogeology of a Contaminated Sole-Source Karst Aquifer, Merida, Yucatán, México. *Geofísica Internacional*, 9(4), 359-365.
- Marín, L., Perry, E., Essaid, H., & Steinich, B. (2004). Hydrogeological Investigations and Numerical Simulation of Groundwater Flow in the Karstic Aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico (pp. 257-278). In A. Cheng, & D. Ouazar (Eds). *Coastal Aquifer Management: Monitoring, Modeling and Case Studies*. Boca Raton, USA: CRC.
- Moore, Y., Stoessell, R., & Easley, D. (1992). Fresh-Water Sea-Water Relationship within a groundwater-Flow System, Northeastern Coast of the Yucatan Peninsula. *Ground Water*, 30(3), 343-350.
- Palomo, A. (2012). *Dinámica de la interfase salina en la zona poniente del estado de Yucatán*. Tesis de licenciatura en opción al título de Ingeniero Civil. Mérida, México: Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.
- Perry, E., Swift, J., Gamboa, J., Reeve, A., Sanborn, R., Marín, L., & Villasuso, M. (1989). Geologic and Environmental Aspects of Surface Cementation, North Coast, Yucatan, Mexico. *Geology*, 17(9), 818-821.
- Post, V., & Abarca, E. (2009). Preface Saltwater and Freshwater Interactions in Coastal Aquifers. *Hydrogeology Journal*, 18, 1-4.
- Rangel, M., Monreal, R., Morales, M., & Castillo, J. (2002). Vulnerabilidad a la intrusión marina de acuíferos costeros en el Pacífico norte mexicano; un caso, el acuífero Costa de Hermosillo, Sonora, México. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, 2, 31-51.
- Rivera-Armendáriz C. A. (2014). *Análisis microfacial, ambiental y de calidad del agua subterránea en la formación Carrillo Puerto, noreste de Mérida Yucatán*. Tesis para obtener el título de Ingeniero Geólogo. San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Reeve, A., & Perry, E. (1990). Aspects and Tidal Analysis along the Western North Coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. San Juan, Puerto Rico: AWRA, International Symposium on Tropical Hydrogeology, American Water Resources Association.
- Rodríguez, J. (2011). *Dinámica de la interfase salina del transecto Mérida-Progreso*. Tesis de licenciatura en opción al título de Ingeniero Civil. Mérida, México: Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.
- Salazar, E. (2014). *Hidrogeoquímica del acuífero en la zona Mérida-Progreso, Yucatán: aportaciones para su aprovechamiento sustentable*. Tesis de maestría en Ingeniería con orientación en hidrología subterránea. Nuevo, León, México: Facultad de Ingeniería Civil de la Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Schmidt, M. (2012). Groundwater in the Transect from the City of Mérida to the Coastal Ecosystems (Yucatán,

México). Transport Parameters of the Karst Aquifer at the UADY Test Site by Pumping Test and Tracer Test. Thesis to the Acquisition of the Academic Degree Master of Science. Aachen, Germany: RWTH Aachen University.

Steinich, B., & Marín, L. (1996). Hydrogeological Investigations in Northwestern Yucatan, Mexico, using Resistivity surveys. *Groundwater*, 34(4), 640-646.

Villasuso, M., Sánchez, I., Canul, C., Casarez, R., Baldazo, G., Souza, J., Poot, P., & Pech, C. (2011). Hydrogeology and Conceptual Model of the Karstic Coastal Aquifer in Northern Yucatan State, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 13, 243-260.

Worthington, S., & Ford, D. (2009). Self-Organized Permeability in Carbonate Aquifers. *Ground Water*, 47(3), 326-336.

Dirección institucional de los autores

M.C. Hermann Rocha

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales
Agenda Ambiental de la UASLP
Av. Dr. Manuel Nava # 201, 2do piso, Zona Universitaria
78210 San Luis Potosí, SLP, MÉXICO
Teléfono: +52 (444) 8262 439
hermann.escalante@uaslp.mx

Dr. Antonio Cardona
Dr. Javier Castro
M.C. Eduardo Herrera
M.C. Lisa Heise

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Área de Ciencias de la Tierra
Dr. Manuel Nava # 8, Zona Universitaria
78290 San Luis Potosí, SLP, MÉXICO
Teléfono: +52 (444) 8262 330, extensión 2105
acardona@uaslp.mx
gcastro@uaslp.mx
her.ren_e@yahoo.com.mx
lisa.heise7@gmail.com

Dr. Eduardo Granielt

Universidad Autónoma de Yucatán
Facultad de Ingeniería
Av. Industrias No Contaminantes por Periférico Norte
Apdo. Postal 150
Mérida, Yucatán, MÉXICO
Teléfono: +52 (999) 9300 550, extensión 1028
granielt@uady.mx

Dra. Catalina Alfaro

Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ciencias Químicas
Dr. Manuel Nava # 6, Zona Universitaria
78240 San Luis Potosí, SLP, MÉXICO
Teléfono: +52 (444) 8262 440, extensión 6565
alfaro@uaslp.mx

Dr. Thomas Rüde

RWTH Aachen University
Institute of Hydrogeology
Lochnerstr. 4-20, 52064
Aachen, GERMANY
Teléfono: +49 (241) 8095 743
ruede@hydro.rwth-aachen.de



Haga clic aquí para escribir al autor

Drainage and Salinity Problems in the Mexican Irrigation Districts: An Overview 1962-2013

• Óscar Luis Palacios-Vélez* • Felipe J. A. Pedraza-Oropeza •
Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, México

*Corresponding author

Abstract

Palacios-Vélez, O. L., & Pedraza-Oropeza, F. J. A. (November-December, 2015). Drainage and Salinity Problems in the Mexican Irrigation Districts: An Overview 1962-2013. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 6(6), 113-123.

A brief description of the natural conditions that led to the development of irrigation in Mexico is presented, and some of the main problems that irrigation faces in present day are addressed. An overview of the modernization of the irrigation techniques, which began in 1962, when the first offices of irrigation and drainage engineering were created, is presented. These offices were created to give a technical support to the rehabilitation works that started in several irrigation districts. The main activities carried out by these offices were related to the irrigation improvement, as well as to the monitoring of water table levels and soil salinity. The activities of the so-called "Plan de Mejoramiento Parcelario" (best known as "Plamepa", or Plan for Irrigation Improvement at the farm level), which had to do with the improvement of the overall water management efficiency, as well as with the works needed to increase the main crop yields, are also described. The problems that arise during the elaboration of water table and soil salinity maps are also commented. These problems include the definition of the threshold soil salinity content to consider a soil "saline"; the definition of a proper soil salinity sampling intensity, and the method of spatial interpolation for mapping. This information is crucial when planning the reclamation of saline soils by means of leaching. In the final part the consequences of the irrigation districts transfer from the federal government to the water users, on the irrigation, drainage and salinity studies and practices are commented.

Keywords: Irrigation Districts, Soil Drainage, Soil Salinity, Plamepa.

Resumen

Palacios-Vélez, O. L., & Pedraza-Oropeza, F. J. A. (noviembre-diciembre, 2015). Problemas de drenaje y salinidad en los distritos de riego de México: una panorámica de 1962 a 2013. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 113-123.

Se presenta una breve descripción de las condiciones naturales que han motivado el desarrollo de la irrigación en México y se discuten algunos de los principales problemas que enfrenta la irrigación. Se presenta también un panorama de la modernización de las prácticas de riego, que empezaron en 1962 cuando se crearon las oficinas de riego y drenaje. Estas oficinas tenían como propósito dar un soporte técnico a los trabajos de rehabilitación que se iniciaron en varios distritos de riego. Sus principales funciones estaban relacionadas tanto con el mejoramiento de las técnicas de riego como con el monitoreo de los niveles freáticos y la salinidad del suelo. Se describen las actividades del llamado "Plan de Mejoramiento Parcelario", mejor conocido como Plamepa, que tenía como objetivos el mejoramiento de la eficiencia en el manejo del agua, así como con trabajos requeridos para aumentar el rendimiento de los cultivos. Se comentan los problemas que surgieron para la elaboración de mapas de niveles freáticos y salinidad de suelos. Estos problemas incluyen la definición de un valor umbral de la salinidad del suelo para que pueda considerarse "salino", la definición de la intensidad requerida de muestreo de suelos salinos y los métodos de interpolación con fines de mapeo. Esta información es crucial para la planeación de la recuperación de suelos salinos mediante lavado. Por último se comentan algunas consecuencias de la transferencia de los distritos de riego a las asociaciones de usuarios en lo que concierne a la operación de los distritos de riego, y a los estudios de drenaje y salinidad.

Palabras clave: distritos de riego, drenaje de suelos, salinidad de suelos, Plamepa.

Published by invitation

Introduction

In Mexico, the mean annual amount of water availability per capita is only 4 263 m³ (this and other statistics were taken from EAM, 2014), ten times less than Brazil (42 886 m³) and 10 and 15 times less than other sister countries, such as Peru (66 338 m³), Bolivia (64 215 m³), Chile (54 868 m³) or Colombia (47 365 m³). Availability of water per inhabitant, as often happens, has strong spatial variations. For example, in the states in southwestern Mexico there is more than 20 000 m³ per inhabitant per year, while in the Valley of Mexico, the most populated region of the country, annual availability per person is just over 140 m³. Figure 1 shows the annual rainfall distribution, which gives a good idea of how water resources vary spatially (the mean annual rainfall for the whole country: 772 mm).

In most of the country the rainy season is from May-June to October-November, and as in many other countries of the world, in Mexico the mean monthly rainfall varies widely throughout

the year, so even in some humid areas such as in the south and southeast of the country there are periods when irrigation is needed to increase the crop yield.

This situation has made irrigation necessary since prehistoric times to satisfy the needs of different crops. Table 1 shows a summary of the main water infrastructure build in México until 2013.

Today, Mexico has approximately 6.4 million hectares under irrigation; of these, 3.4 million are located within 85 irrigation districts, which have an average area of 41,059 ha; the other 3 million ha are found dispersed in more than 39,000 irrigation units, that is, small areas averaging only 76 ha. This makes it very difficult for government organisms to give them adequate attention. To complete the picture, we must add that all of the water used for irrigation (62 km³), a third (21 km³) comes from the 653 aquifers in which our country has been subdivided. Of these, 104 are overexploited and many have high contents of soluble salts. Irrigation is es-

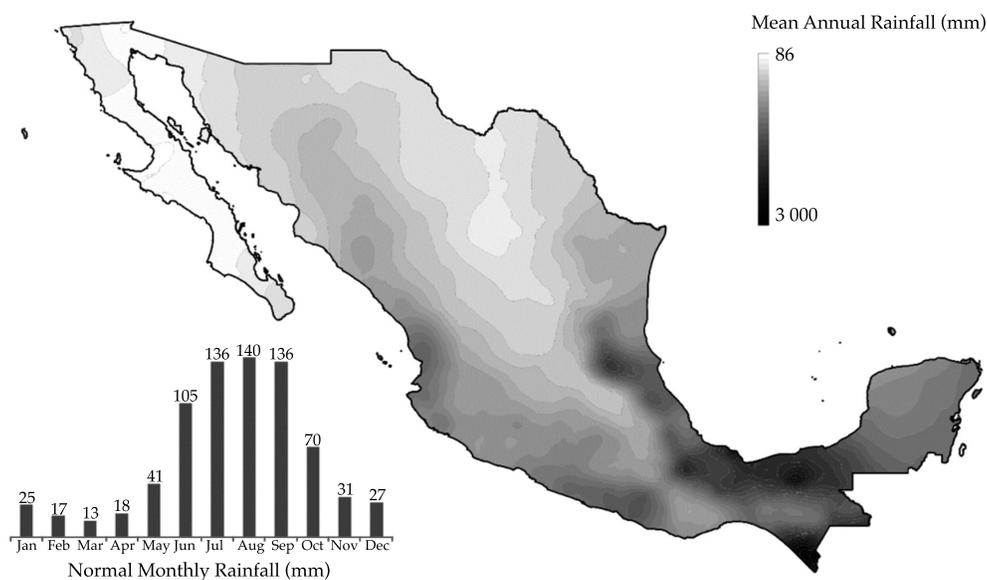


Figure 1. Spatial variation of mean annual rainfall in Mexico.

Table 1. Main water infrastructure built up to 2013.

Water infrastructure built up to 2013 5 163 dams and storage reservoirs, with a total capacity of 150 km ³	
Infraestructure for irrigation	Infraestructure for urban water supply
6.4 million hectares from which: 3.4 million in 85 irrigation districts and 3.0 million area located in more than 39 000 small irrigation units	742 drinking water treatment plants
62 km ³ /year are used for irrigation, from which 21 km ³ /year pumped from aquifers	2 287 municipal sewage treatment plants and 2 617 industrial sewage treatment plants
The yield of major crops such as grain corn, grain sorghum, wheat and beans under irrigation is from 2.2 to 3.3 times that of rainfed agriculture	3 000 km of aqueducts

sential for Mexican economy because the yield of irrigated crops is from 2.2 to 3.3 times that of rain fed agriculture.

Among the main problems that irrigation faces in Mexico in present day, we can mention:

- 1) The lack of awareness of the real value of water, on the part of both the different water users and the authorities, which is manifested in inefficient use of this resource in both agricultural areas and cities.
- 2) Over-exploitation of surface currents; the ecological flow is not being respected and many small streams are no longer permanent. Moreover, the quality of the natural currents has deteriorated as a consequence of dumping urban sewage water into the streams with no treatment whatsoever.
- 3) Over-exploitation of many aquifers; bans are not respected, and there are many clandestine wells drawing water for agriculture as well as for other uses.
- 4) Salinization of irrigated soils, which reduces crop productivity, is caused by elevation of water tables and by use of water with high soluble salt contents.

Furthermore, these problems are expected to become acute as a result of global climate change. The predictions of climate change in Mexico have been pronounced by two leading groups of researchers; at The Center for Atmospheric Sciences (CCA) of the National Au-

tonomous University of Mexico (UNAM) (Gay, Conde, & Sánchez, 2006; Magaña, 2010) and the Mexican Institute of Water Technology (IMTA) (Martínez-Austria & Patiño-Gómez, 2010). Their studies have considered several scenarios of CO₂ emissions, such as those denominated A1B, A2 and B1 (in the case of the studies conducted by CCA UNAM) and A1B and SRES-A2 (in the studies of IMTA). Also, several global climate models developed in different countries around the world have been used. The results of these studies predict that by the middle of the twenty-first century, we can expect:

- a) A reduction of 10 to 30% in mean annual precipitation.
- b) 2.3 ± 1.0 °C higher air temperatures.
- c) An increment of up to 10% in the potential evapotranspiration rate.

This will cause a 20 to 40% reduction in water available for irrigation, and this, in turn, will cause the area affected by salinity to increase from the present 10 to 15% to 20 to 30% or more of the country's irrigated area. This trend also corresponds approximately to the growth in area where it will be necessary to install field drainage systems.

This paper presents an overview of the principal actions that have been taken in the irrigation districts of Mexico to diagnose, monitor and partially solve problems of high water tables and soil salinity. These actions are grounded in

the idea that salinity of irrigated soils in arid and semi-arid regions have two main causes: 1) elevation of saline water tables up to 1.5 m or less from the surface; this in turn is due to diverse losses of irrigation water, in both conveyance and distribution in unlined channels and deficient application of irrigation in the fields (called “secondary salinization”), and 2) the use of water with high soluble salt contents (“primary salinization”, in general less frequent than secondary). A detailed description of the complex processes that lead to accumulation of salts in the topsoil is not within the scope of this paper. The parting premise, simplified but correct, is that *the best way to prevent or combat the problems of salinity in the long term is reducing water losses, that is, improving conveyance efficiency by lining the channels (or installing tubes when it is economically possible), improving irrigation efficiency, and installing underground drainage tubes in those areas where the (saline) water tables are close to the surface and cannot be lowered by other means.*

A Little History of the Modernization of Irrigation In Mexico

It can be said that modernization of irrigation and studies monitoring water table levels and soil salinity begin formally in Mexico in 1962, with the creation of the Offices of Irrigation and Drainage Engineering (known as “IDRYD” for their initials in Spanish). These works were started first in the irrigation districts being rehabilitated at that time (Culiacan, Sin., Valle del Fuerte, Sin., Río Mayo, Son., and Río Yaqui, Son.), and later in the country’s major irrigation districts. The purpose of these offices was to give technical support to these rehabilitation works (SARH, 1976).

Amaya-Brondo and Robles-Espinosa (1963) define the functions of these offices in the following manner: “The functions of the offices of Irrigation and Drainage Engineering are to conserve soil and increase production in Mexican irrigation districts through the most efficient use of water and soil, on the part of both the Irrigation District and the individual user”. The

authors note that the intention of the authorities of the Ministry of Water Resources was that these offices be “permanently established in the irrigation districts as an important part of their functional organization”. Given the enormous differences in yearly precipitation (See Figure 1), topography, soils, climate, crops, etc., for supervision and control of the IDRYD offices, the country was divided into two large zones: the Northern Zone and the Southern Zone, divided at approximately Parallel 24° North Latitude.

Amaya-Brondo and Robles-Espinosa (1963, 1964) describe in detail the multiple functions posed for the IDRYD offices, beginning with updating agrological studies using the most advanced methods at that time, aerial photographs and photointerpretation, and particularly taking into account the salinity conditions in the Northern Zone, where scarce atmospheric precipitation promotes accumulation of salts in the soils. The activities of the IDRYD offices not only encompassed the definition of optimal depths and irrigation scheduling for the main crops, but also improvement of irrigation water management efficiency both in the conveyance and distribution network and in field application and other aspects of agricultural production. The IDRYD offices also calculated land leveling and made recommendations to achieve better efficiency in applying irrigation water.

Significant progress in modernizing irrigation occurs in 1967 when the “Plan de Mejoramiento Parcelario” (Plan for Plot Improvement), better known by its acronym “Plamepa” was created (Pasos, 1985). This plan comprised two types of activities: first, improvement of operation and distribution of water, and second, technical assistance for farmers so that better use of water in their fields would increase irrigation efficiency and productivity of their land. This assistance was carried out in the irrigation sections where there was less efficient water use, according to the hydrometric studies conducted. The plan was inter-institutional and called for the participation of the Ministry of Agriculture, particularly the National Institute of Agricultural Research, to make recommen-

dations, not only on irrigation techniques, but also on agricultural technology in general for the main crops.

Amaya-Brondo (1970) pointed out that “by achieving better efficiency in water management and use, 20% of wasted water could be recovered, considering this a realistic goal in the current conditions of development of the districts, a goal that can be reached without the need to line the canals. This recovery percentage would be integrated as follows: raise conveyance efficiency by 50% of that estimated in the 1965-66 crop cycle, and water use efficiency in the plot from 50 to 70%, with which total efficiency, estimated at 25% at that time, would increase to 45.5%, that is, the targeted 20%. It was also reported that this apparently modest goal would make it possible to irrigate 500,000 additional ha”. History would show that these estimations were very optimistic. However, an additional benefit, well understood by irrigation and drainage specialists, was that reducing irrigation water losses would necessarily be reflected in a reduction in recharging water tables and, therefore, in lowering them. With this, conditions of soil salinity would also improve.

Plamepa received new impetus in 1972 when a loan to reinforce the program from the Inter-American Development Bank (IDB) was signed. The original plan considered two stages, with a total cost of 61.6 million dollars. However, only one part equivalent to 47 million dollars was executed. Through this program, over an area of more than a million hectares, topographic maps of the irrigated fields were made, to better place and orient irrigation furrows in the plots, using what was known as “irrigation recipe”. Also, a large number of “demonstration plots” were set up, in which irrigation techniques were tested on the main crops; 14,387 gauging structures were built for delivery of irrigation water by volume; 340.5 km of canals were lined; laboratory equipment was acquired and a large number of engineers and technicians were trained. Unfortunately, Plamepa was unexpectedly suspended in 1977.

It should be pointed out that the IDRYD offices directed their activities primarily

toward improving irrigation techniques and agricultural productivity, leaving the study of salinity and drainage problems in second place. However, it is important to have in mind that improvement in conveyance and application of irrigation water, in the end, is also reflected in improvement of soil drainage and salinity conditions.

Monitoring Water Table Levels and Soil Salinity

Phreatimetric Studies

Monitoring phreatic levels used to be done from 4 to 12 times a year, by direct measurement (with an acoustic probe) of the depth of levels in a network of observation wells (fortified with 1 ¾ - 2 inch PVC tubes) around 3 m deep with a density of 1 well every 100 to 400 ha. The network of observation wells was completed over several years since the cost of each well made it difficult to construct the entire network in a single year. However, the most costly and complex operation on the long term was the systematic measurement of phreatic depths, besides replacement of damaged wells. As a general rule, it was recommended that measurement be done over one or two days. For this reason, in some of the districts all of their technicians would participate, even those from other technical sections of the irrigation district (Amaya-Brondo & Robles-Espinosa, 1963). In other cases, there was a single brigade that was responsible for taking the measurements, who, in the larger districts (with more than 200,000 ha), would take around two months.

These measurements were represented graphically on maps drawn by hand since plotters were scarce at that time. Two types of maps were drawn: iso-depth (isobaths) and iso-elevation (isobars) of the phreatic levels. These maps were very similar to the topographic contour line or isohyet maps.

Using the isobaths maps, it is possible to identify the most affected areas, while the isobar maps (which, in a certain way, are equipotential

lines) allow identification of the main directions of the phreatic currents. This information was used to design the networks of drainage collectors.

Iso-depth maps would often be summarized in an “areas-time” graph, which allowed observation of how the areas with different ranges of phreatic level depth varied over the year and over several years. Figure 2 shows an example of this type of graph information, for the Irrigation District No. 41, Río Yaqui, Son.

It can be seen that these maps allow “taking the pulse” of the irrigation district, in terms of problems with phreatic levels. They reflect the principal changes that occurred in phreatic levels as a consequence of activities such as rehabilitation works, entry into operation of wells for pumping underground water, improvements in irrigation and drainage systems, etc. In the graph in Figure 2, it is quite clear how areas with the shallowest phreatic levels decreased (shaded in dark gray) as of April 1970, when a network of wells began pumping underground water, showing its enormous effect as “vertical

drainage”. Statistically, these graphs were very “robust”, since they were constructed from a large quantity of information. Complemented with information on precipitation, derivations for irrigation, extraction from the aquifer, etc., these maps permitted assessment of both the principal components of the water balance and the state of the district’s soils. It is a real pity that such graphs are no longer being produced in our irrigation districts.

Soil Salinity Studies

Soil salinity was determined initially on so-called “apparent salinity maps” for which no soil samples were taken nor were chemical analyses conducted. These maps were constructed on the basis of reductions in agricultural productivity of the major crops under the assumption that salinity was the main factor in reducing crop yields. In these maps, four types of saline affectations are differentiated, estimated in function of the observed reduction in agricultural yields:

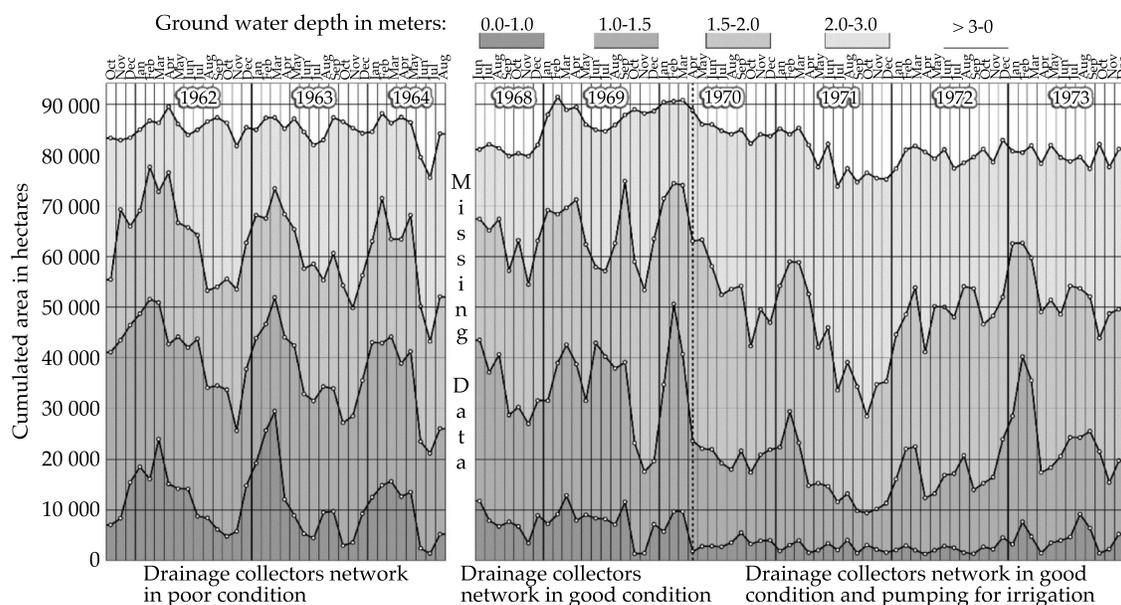


Figure 2. Detail of an “Areas-Time” graph, where both intra-annual and inter-annual variation can be observed in areas with different depth range of the phreatic level.

- a) Not affected by salinity,
- b) Slightly affected (reduction of 10 to 15% in mean yield)
- c) Intermediately affected (reduction of 15 to 30% in mean yield), and
- d) Strongly affected (reduction of more than 30% in mean yield).

The minimum differentiable area was “one plot” (or the part of it planted with a single crop), generally of a few hectares in area.

By 1964, it was estimated, that for the four districts where these studies were initiated (Culiacán, Río Fuerte, Río Mayo and Río Yaqui) with a total area of 610,701 ha, 36% of their land exhibited some degree of affectation by salinity, from slight to land abandoned due to the high degree of affectation (Amaya-Brondo & Robles-Espinosa, 1964).

Only in the most affected parts “analyzed salinity maps” were constructed on the basis of sampling several soil layers (typically 0-30 cm, 30-60, 60-90, 90-150, 150-210 and 210-300 cm) and of determinations of not only electric conductivity of the saturation extract, but also of the main anions and cations.

Quantification of “saline” areas in an irrigation district depends basically on the criterion for defining a “saline” soil. Towards the middle of last century, the Salinity Laboratory of the Department of Agriculture of the United States published the well-known Manual 60 “Diagnosis and rehabilitation of saline and sodic soils” to serve as a practical guide for summarizing information on soil “salinity” and “alkalinity”. Four large groups of soil were differentiated in function of two parameters: electric conductivity (EC) of the soil saturation extract, according to whether it was higher or lower than 4 mmho/cm, and the “sodium adsorption ratio” (SAR), according to whether it was lower or higher than 15%. A soil was considered “normal”, with no problems of salts, if it had an EC below 4 mmho/cm and an SAR below 15%. The soil was “saline” if it had an EC above 4 mmho/cm and an SAR below 15%. And it was “sodic” if the EC was below 4 and SAR above 15%. These

soils are more difficult to recover because they require amendments. The rest of the soils are “saline-sodic”. Applying this criterion, a large part of the irrigated soils in arid regions would be classified as saline. For this reason, though not generally, other classifications were established based on different ranges of the electric conductivity value of the saturation extract of the soil samples. Thus, De la Peña established the following soil classes in terms of salinity (Llerena-Villalpando, 2011):

- a) First class, below 4 mmho/cm (no saline affectation).
- b) Second class, 4 to 8 mmho/cm (slightly affected).
- c) Third class, 8 to 12 mmho/cm (intermediately affected).
- d) Fourth class, 12 to 20 mmho/cm (strongly affected).
- e) Fifth class, above 20 mmho/cm (very strongly affected).

In characterizing soil salinity, another problem, with no clear and general solution, was determining the “appropriate” sampling density, which largely depended on the magnitude of the area and the purpose of the study, since it is not the same thing to sample a 20 ha plot with problems of salinity aiming to conduct a soil leaching operation as to sample an entire irrigation district of several tens of thousands of ha to simply construct a generic map of soil salinity. Reliable knowledge of the contents and distribution of salts in the soil is essential for correct planning of leaching saline soils using the least possible amount of irrigation water, an unavoidable rule in the measure that the water crisis becomes more acute.

One of the first attempts to define sampling intensity for the purpose of leaching saline soils taking into account the cost of water, the cost of soil sampling and chemical analyzes, as well as the cost of losing the crop if the land was under-leached, was undertaken by Llerena-Villalpando and Palacios-Vélez (1979), who arrived at the conclusion that, for the conditions

of that time, it was necessary to take at least one sample per hectare.

Regarding the method of interpolation of soil salinity data, necessary for saline soil cartography, Ramírez-Ayala, Palacios-Vélez and & Zárate-de-Lara (1979) compared the Kriging interpolation method with certain trend functions for three series of data corresponding to different spatial scales. The smallest study area had salinity data determined on a grid of 17 x 17 sites only 1.25 m apart. A second series of data comprised 97 sites spaced 40 m apart. Finally, a third scale had 395 sites located irregularly with a mean spacing of 2 700 m, but fluctuating between 900 and 20 000 m. As we know, the Kriging method is based on the initial definition of a semi-variogram. On this point, the first series of data, spaced 1.25 m, obtained a linear semi-variogram that did not define a radius of influence where the semi-variogram is equal to the variance. In the second series of data, with equidistant spacing of 40 m, a fit to a spherical semi-variogram was obtained with a radius of influence between 200 and 260 m. Finally, in the third series of data, with irregular spacing of a mean of 2 700 m, a variability of data too broad to define a variogram was obtained. This work evidenced the need to study scales intermediate between 40 and 2 700 m. It is also important to study the reliability of the different available methods of interpolation since the reliability of the constructed maps depends upon it.

Regarding the leaching and recovery of saline soils, it must be said that this type of study has been conducted in few places in Mexico, besides the Irrigation District Num. 41 Rio Yaqui, Sonora, since the operation requires using irrigation water without obtaining a harvest during the period of rehabilitation of these soils.

Some of the main points to consider when planning the recovery of saline soils by leaching are:

- a) Define the appropriate sampling density to determine more reliably the degree of salinization of the soil and to define correctly

the amounts of water required for leaching (and the amount of amendments, if they are necessary).

- b) Obtain maps of salt distribution in the plots to be recovered, aiming to apply differential leaching to save water (which can be called "precision leaching").
- c) Begin farming the recovered plots with salt-tolerant crops since recovery continues with over-irrigating.
- d) Maintain phreatic levels in recovered plots at depths of more than 1.5 m to prevent the return of salts to the upper part of the soil by using underground drainage if necessary.

The Decline of the IDRYD Offices

The IDRYD Offices began to receive less support during the 1980s and disappeared during the early 1990s. The Mexican authorities, primarily concerned with decreasing government expenses as much as possible, considered that the IDRYD Offices were not indispensable and that each farmer should cover the costs of the studies done in his plot.

In an attempt to make an objective assessment of the activities of the IDRYD Offices, it has to be said that a large part of their work did not go beyond recommendations and good intentions. The country did not yet have (nor does it have today) the conditions that would make decided combat against any kind of irrigation water loss not only possible but also economically attractive and even essential, something that would require a substantial increase in the cost of water. It seems impossible that both agricultural and urban users would be willing to make a real effort to conserve this resource if only exhorted without our pocketbooks being directly affected.

Moreover, the adoption of subterranean drainage practices when saline phreatic levels are found above 1.5 m depth and/or when there are problems of soil salinity reflected in decreased crop yields will require government support programs to reduce the effort and investment that farmers have to make.

Current Situation (2014) of Drainage and Salinity Studies

During the late 1980s, most of the irrigation districts were transferred to irrigation users associations (AUR) and, in the most advanced phase of this process, the transference went to societies of limited responsibility (SRL) to manage larger irrigated areas. Before this, the districts were operated by what is now called the National Water Commission (Conagua) through the local offices of the irrigation districts. Today, Conagua only operates large works of hydraulic infrastructure, that is, large dams and the current (National) Management of Irrigation Districts, and has, rather, a normative role. The users associated in "irrigation modules" have the responsibility of distributing the irrigation water, collecting the drainage water, solving internal conflicts, carrying out the operation and maintenance of the structures as well as collecting payments of irrigation fees. Although it has never been openly recognized, one of the reasons for transferring the irrigation districts to the users was more the government's concern for reducing subsidies to the irrigated agriculture sector than its conviction that transferring the irrigation systems to users would improve their operation. Many evaluations have been done on the results of the transfer, but negative evaluations appear to predominate (Trava-Manzanilla, 2010).

After the irrigation districts were transferred, a program of "voluntary retirement" in the irrigation districts was implemented during the early 2000s. As a consequence, Conagua lost a good part of their most experienced technical personnel. This loss was felt adversely in the quantity and quality of the hydrometric, statistical, agroclimatological, production and commercialization information that is generated in the irrigation districts and that is fundamental for their planning, operation and conservation, as well as for any improvement program on the short, medium and long terms.

Thus, as of the late 1980s, making phreatic maps practically stopped, although there are a few exceptions, such as Lázaro, Fuentes,

Ortega-Escobar, Rendón-Pimentel and Zataráin-Mendoza (2000), who made a prognosis using maps of phreatic depths for different scenarios of soil and water management policies in Irrigation District Num. 076, Valle del Carrizo, Sinaloa. In this study, measurements of 1996 phreatic levels were used; these may have been the last measurements taken in this irrigation district. Likewise, soil salinity studies are no longer conducted, so that it is now not possible to assess precisely the situation of this aspect now existing in the irrigation districts of the country.

Conclusions

In the measure that extraction of underground water has been increasing, phreatic levels have been declining. Figure 2 shows this trend quite clearly for the case of Irrigation District Num. 41, Rio Yaqui, Sonora. Unfortunately, there are no similar graphs for other irrigation districts.

Regarding information on soil salinity, there has never really been an attempt to quantify or generally map the areas with different degrees of affectation. Recently, attempts to monitor soil salinity have been made using LandSat satellite imagery and the electromagnetic sensor EM-38 (Pulido, González-Meraz, Wiegand, Infante-Reyes, & Delgado, 2010). The results, however, do not appear to be very reliable or encouraging because the spectral appearance of the crops do not depend only on saline affectation, and the EM-38 sensor requires greater calibration with data on salinity analyzed in soil.

Several authors have studied saline affectation in irrigated areas of our country. It was Llerena-Villalpando (2011) who has probably achieved summarizing the broadest scope of this information. He concludes that there are around 650,000 ha that are affected to some degree by salinity, equivalent to 10% of the country's irrigated area. Similar figures have been reported for other countries such as 12.8% in China and 11.9% in India (Llerena-Villalpando, 2011). It is of great important to have a precise figure and to indicate ranges of salinity in order to plan

and justify measures of prevention and combat against salinization.

With respect to using underground drainage pipes, one of most effective ways to lower saline water tables and promote the leaching and recovery of salinized soils, the country has installed this type of drainage in only about 60,000 ha, that is, only 1% of the country's irrigated area. It is not easy to explain how miniscule this figure is, but possible causes may be among the following: lack of tradition and conviction on the part of the farmers of the goodness of these systems; the recurrent economic crises that have affected the farmers, and the lack of promotion on the part of Conagua and of institutions of higher education and research related to problems of water in agriculture.

Finally, it is hoped that when, in the future, studies on monitoring phreatic levels and soil salinity are again taken up, there will be modern technology for measurement and data transmission as well as perfected soil salinity sensors that would allow *in situ* measurement of salinity. When all of this information is processed in the form of maps and graphs with the help of geographic information systems and other computer software, costs and time will decrease while the quality of these studies will increase.

References

- Amaya-Brondo, A. (1970). *Mejoramiento parcelario (Plamepa)* (22 pp.). Texto de la conferencia sustentada en la Convención de Agentes Generales de Agricultura y Ganadería, S. A. G., México, D.F.
- Amaya-Brondo, A., & Robles-Espinosa, J. (1963). Oficinas de ingeniería de riego y drenaje. *Ingeniería Hidráulica en México*, primera época, 17, 27-44.
- Amaya-Brondo, A. & J. Robles-Espinosa. (1964). Oficinas de ingeniería de riego y drenaje (continuación). *Ingeniería Hidráulica en México*, primera época, 18, 122-148.
- EAM (2014). *Estadísticas del agua en México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de www.conagua.gob.mx.
- Gay, C., Conde, C., & Sánchez, O. (2006). *Escenarios de cambio climático para México. Temperatura y precipitación*. Recuperado de http://www.atmosfera.unam.mx/cambio/escenarios/escenarios_3A_mapas_y_datos.htm
- Lázaro, P., Fuentes, C., Ortega-Escobar, M., Rendón-Pimentel, L., & Zataráin-Mendoza, F. (2000). Dinámica de los mantos freáticos someros en los distritos de riego. *Agrociencia*, 34, 387-402.
- Llerena-Villalpando, F. A. (2011). *Apuntes de la cátedra de salinidad agrícola* (126 pp.). Chapingo, Mexico: Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Irrigación.
- Llerena-Villalpando, F. A., & Palacios-Vélez, O. L. (1979). Definición óptimo-económica del tamaño de muestra e intensidad de lavado para la recuperación de suelos con problemas de sales. *Agrociencia*, 36, 3-17.
- Magaña, V. (2010). *Guía para generar y aplicar escenarios probabilísticos regionales de cambio climático en la toma de decisiones*. México, DF: INE y Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM. Recuperado de http://www.ine.gob.mx/descargas/cclimatico/2010_guia%20escenarios_cc.pdf.
- Manual 60 (1954). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos* (172 pp.). Traducción al español por el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, Secretaría de Agricultura y Ganadería, México, 1965. Riverside, USA: Laboratorio de Salinidad del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América.
- Martínez-Austria, P. F. & Patiño-Gómez, C. (Eds). (2010). *Atlas de vulnerabilidad hídrica en México ante el cambio climático*. Jiutepec, México: IMTA. Recuperado de <http://www.atl.org.mx/atlas-vulnerabilidad-hidrica-cc/>.
- Pasos, H. A. (1985). *Proyecto para la tecnificación del riego "Plamepa"*. Tegucigalpa, Honduras: FAO-SARH.
- Pulido-Madrigal, L., González-Meraz, J., Wiegand, C. L., Infante-Reyes, J., & Delgado, J. M. (2010). Monitoreo de la salinidad mediante sensores remotos. (Salinity Monitoring Using Remote Sensing). *Terra Latinoamericana*, 28, 15-26.
- Ramírez-Ayala, C., Palacios-Vélez, O. L., & Zárate-de-Lara, G. P. (1981). Interpolación espacial de datos de sales en el suelo. *Agrociencia*, 45, 89-103.
- Trava-Manzanilla, J. L. (2010). *Después de la transferencia: consideraciones sobre la organización de los distritos de riego*. Primer Congreso de la Asociación Nacional de Egresados de Chapingo, Chapingo, México.

Authors' institutional address

Dr. Óscar Luis Palacios-Vélez

Profesor
Colegio de Postgraduados
Postgrado de Hidrociencias
Campus Montecillo
56230 Montecillo, Estado de México, MÉXICO
opalacio@colpos.mx

M.C. Felipe J. A. Pedraza-Oropeza

Investigador
Colegio de Postgraduados
Postgrado de Hidrociencias
Campus Montecillo
56230 Montecillo, Estado de México, MÉXICO
fpedraza@colpos.mx



[Haga clic aquí para escribir al autor](#)



Uso de un sistema de ahorro de agua para conservar ecosistemas para el recurso hídrico

• Gustavo López* • Miriam M. García • Luis A. Gameros •
• Ana Paulina de la Rocha •

Instituto Tecnológico de Mexicali, México

*Autor de correspondencia

Resumen

López, G., García, M. M., Gameros, L. A., & De la Rocha, A. P. (noviembre-diciembre, 2015). Uso de un sistema de ahorro de agua para conservar ecosistemas para el recurso hídrico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 125-135.

En la región noroeste de la república mexicana, zona fronteriza entre México y Estados Unidos (EE.UU.), se está evaluando una posible problemática de la escasa cantidad de agua que México recibe de su vecino del norte, proveniente del Río Colorado (RC). En ocasiones, México recibe agua contaminada por agroquímicos debido a que ese recurso hídrico proviene del lavado de tierras estadounidenses. Además, Estados Unidos propuso revestir el Canal Todo Americano (CTA), lo que ha generado una disminución en los mantos acuíferos del valle de Mexicali, generando preocupación en autoridades y la población. Esto ha conllevado a deteriorar ecosistemas y con ello presentarse cambios de clima que incrementan los niveles de humedad relativa (HR) y temperatura, que genera corrosión y pérdidas económicas, y reducción de la competitividad en la industria electrónica de la región.

Palabras clave: ecosistemas, competitividad industrial, corrosión, equipo de ahorro de agua.

Abstract

López, G., García, M. M., Gameros, L. A., & De la Rocha, A. P. (November-December, 2015). Use of a Water-Saving System to Conserve Ecosystems for Water Resources. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(6), 125-135.

In the northwestern region of Mexico is border between Mexico and the United States (US), it is carried out an evaluation of a possible problem of the small amount of water that Mexico receives from our neighbor to the north, from the Rio Colorado (RC) from United States. Sometimes USA sends contaminated water to Mexico, by chemicals mainly because the hydric resource, comes from soil washing in the United States, from agricultural activities. In addition, USA, proposed a process to coat the All American Canal (CTA), which has resulted in decreased of aquifers Mexicali Valley, generating concern in authorities and the population of Mexico. This has led to damage ecosystems and thus present climate changes that increase the levels of relative humidity (RH) and temperature, and thus causes corrosion in the industry and generates economic losses, which reduces competitiveness in the electronics industry in this region.

Keywords: Ecosystems, industrial competitiveness, corrosion, water saving equipment.

Recibido: 03/04/2014

Aceptado: 09/07/2015

Introducción

Los incrementos en el consumo de agua y electricidad en la zona noroeste de la república mexicana se deben al aumento de humedad relativa (HR) y temperatura, incluso cuando son índices menores, como de 1 a 5%, y de 1 a 2 °C. Esto afecta ciertas operaciones en industrias, pues requieren mantener climas controlados en los interiores y tener encendidos los equipos de aire acondicionado, en especial de mayo a agosto,

en la época de verano. Este tipo de actividades se realizan para evitar la presencia del fenómeno electroquímico, que daña con rapidez los equipos y maquinaria industrial, así como los productos fabricados. El gasto generado por el uso frecuente de los equipos de aire acondicionado y los altos costos por consumo de electricidad en esta región obliga a las empresas a replantear sus gastos. Esto provoca que los niveles de productividad a veces no sean los óptimos y con ello los índices de competitividad disminuyan en la industria

electrónica de esa zona del país. Además, al reducirse los niveles de agua, el costo del vital líquido se incrementa, lo que repercute en la industria electrónica y en cualquier otro ramo de la región. Con base en esto se llevó a cabo una investigación con el diseño e implementación de sistemas de control automatizados (SCA), para crear conciencia sobre el cuidado del agua y así mantener el agua necesaria a un costo menor para las actividades humanas realizadas en la ciudad y valle de Mexicali. Esto sería para actividades de riego de áreas verdes y agricultura, a fin de evitar derrames y pérdidas del vital líquido, y conservar el ecosistema. Se considera como hipótesis que el proceso del revestimiento del CTA, que inició ciertas actividades desde el año 2000, generará una disminución en los mantos acuíferos del valle de Mexicali, y con ello situaciones de desequilibrio en los ecosistemas, además de un decremento en el vital líquido, que podría provocar altos costos del recurso hídrico, alimentos, costes a la industria y actividades domésticas y comerciales de la ciudad de Mexicali, Baja California, y San Luis Río Colorado, Sonora.

El río Colorado

Se le llama río Colorado (RC) por provenir desde el estado de Colorado. Se trata de una fuente hídrica que nace en las Montañas Rocosas de Colorado, en la zona central de los Estados Unidos, que suministra agua a gran parte de los ecosistemas de un área del suroeste de la Unión Americana, a los estados de Colorado, Utah, Nevada, California y Arizona, y al noroeste de México, a los estados de Baja California y Sonora. El RC tiene una longitud de 2 500 km (Reyes, Guerra, & Ramírez, 2006). Es un proveedor importante de recurso hídrico para los hábitats de esta región y el único en algunas de las zonas de ambos países mencionadas. Los principales entornos ambientales de la región mantenidas por el RC son llanuras, montañas y zonas desérticas, con más de 400 especies de flora; es hábitat de especies de peces, reptiles, anfibios, aves, roedores y mamíferos (Aguirre &

Torres, 2007). Las principales actividades que se desarrollan en estos ecosistemas aprovechando el recurso hídrico del RC son agricultura, ganadería, caza, operaciones de geotermia para suministro de electricidad a las grandes urbes y suburbios de la región, acuicultura, pesca y ecoturismo. La central geotérmica es una fuente principal de suministro eléctrico al valle y ciudad de Mexicali, además de poblaciones de Estados Unidos, como Calexico, El Centro y Brawley, pero que contamina el RC por sus desechos químicos. Uno de los aspectos de importancia es que el caudal del RC ha disminuido en gran proporción en los últimos 10 años, causando cambios hidrodinámicos, en especial en las cuencas bajas de este gran proveedor de agua, lo que preocupa a especialistas ambientales, autoridades de gobierno y poblados. Esto ha sido por el uso desproporcionado de suelos para nuevos asentamientos humanos, modificando su entorno con operaciones industriales y agrícolas que salinizan los mantos acuíferos, y por la degradación de suelos debido a causas naturales, como el fenómeno de erosión, principalmente (Lozano & Romo, 2003). Por lo ya mencionado, la ciudad de Mexicali está propensa a la presencia de problemas en un futuro de corto plazo con el agua, por el proceso de recubrimiento del CTA, un ramal del RC. El RC proviene del estado de Colorado de los Estados Unidos, pasa a través de México por el valle de Mexicali, y provee de agua al valle de operaciones agrícolas y a la ciudad para actividades industriales, domésticas, comerciales y gubernamentales. Así, es necesario realizar estudios en esta zona del país, que conlleven a evaluar la posibilidad de utilizar los SCA básicos de bajo costo (menor a los 100 pesos mexicanos) y fáciles de fabricar y operar, para ahorrar agua en las operaciones de esta ciudad y su valle. Aplicar el revestimiento al CTA representa colocar una estructura en forma de placa en las áreas de California por donde fluye el vital líquido. Esto puede generar falta del recurso hídrico en pozos del valle de Mexicali, que suministran el agua al valle para actividades agrícolas y a la

ciudad para funciones domésticas, industriales y comerciales.

Los costos por usar el recurso hídrico

El deterioro de los ecosistemas ha originado desequilibrio en todas las regiones del mundo, al presentarse variaciones en los factores climáticos causados por la falta de conciencia de la población. Esto se debe a que se emiten contaminantes al aire, agua y suelo provenientes de fuentes antropogénicas; además de la tala de bosques, que genera zonas desérticas y despobladas debido a que no tienen los recursos naturales para su supervivencia. Lo anterior, aunado al inadecuado uso del vital líquido, ha agravado aún algunas regiones del mundo al grado de la desaparición de especies vegetales y animales. La falta del recurso hídrico en algunas zonas del mundo origina mayor gasto, al requerir transportarla desde otros lugares y, en especial, para las empresas industriales, donde sus gastos se incrementan y causan un desbalance en sus finanzas, y con ello un decremento de los índices de competitividad. Esto sucede incluso en países desarrollados y en mucho mayor escala en naciones en vías de desarrollo y de extrema pobreza. Además, la falta del vital líquido causa enfermedades que a los gobiernos e industrias preocupa, por requerir un gasto mayor al presupuestado. En la actualidad, los países desarrollados controlan la mayor cantidad del recurso hídrico (Porter, 1991) y las finanzas en una escala cercana a 85% (Sánchez, 2010), donde las economías de los países en vías de desarrollo representan 22%. La mayor parte de las naciones de extrema pobreza tiene problemas de escasez de agua, por lo que las organizaciones internacionales, como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Organización de las Naciones Unidas (ONU), la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés), y la Organización de Estados Americanos (OEA), están preocupadas por tal situación (Lozano & Romo, 2003).

El ecosistema en la frontera de México y Estados Unidos

La región oeste de la zona fronteriza de México y los Estados Unidos contiene gran variedad de flora y fauna que se ha adaptado a los hábitats del área compartida entre los dos países. Tanto la vegetación como los animales han permanecido debido a la presencia del vital líquido proveniente de Estados Unidos y que recorre varias zonas de la región noroeste de la república mexicana. Es por ello que el recurso hídrico es de gran importancia para la supervivencia de las especies de la región, y si disminuye su capacidad en los mantos acuíferos, canales y ríos, podría generar un desequilibrio ecológico (González, Montoya, & Hernández, 2007). En ocasiones se presentan situaciones en las cuales el RC es contaminado de manera inconsciente por agroquímicos, y descargas industriales y urbanas con contaminantes líquidos, sólidos y gaseosos, reduciendo la calidad y cantidad del recurso hídrico. Es por esto que debe cuidarse la poca agua que alcanza a llegar a los estados de ambos países, para evitar su escasez y una situación problemática ambiental, económica y social en la región (Gómez, Rivera, Martínez, & Yáñez, 2004).

Alteración del entorno ambiental y social

Otro factor de importancia que actualmente está ocurriendo es el proceso de revestimiento de uno de los ramales del RC, como el Canal Todo Americano (CTA), en el sureste de los Estados Unidos, que en el corto plazo tendrá un efecto negativo en el suministro del recurso hídrico de la zona fronteriza de ambos países, debido a que se estima dentro de poco tiempo la reducción de los niveles en los mantos acuíferos. La disminución del vital líquido alterará los ecosistemas en ambos países por la migración de ciertas especies hacia otros lugares en busca de agua y alimentos que puedan escasear en la región (González et al., 2007). Además, se podría originar en poco tiempo un decremento en las actividades agrícolas e industriales del valle, y la

ciudad de Mexicali, generando una reducción de productos agrícolas. Con ello, se dará un incremento en los precios de los alimentos y también ocasionará pérdida de empleos, al cerrar cierto tipo de industrias. Además, podría ocasionar problemas de salud por la falta de nutrientes alimenticios, y generación y proliferación de enfermedades, principalmente de tipo respiratorio, por ser una zona de tolvaneras con suelos erosionados, donde se elevan partículas finas de suelo y contaminantes agrícolas. Debido a esta situación, se podría presentar un rompimiento en alguna cadena alimenticia en este ecosistema, o probablemente la modificación de la flora y fauna de la zona (López, Rueda, & Domínguez, 2002).

Concienciación en el cuidado del ecosistema

Expertos ambientales de ambos países consideran que la contaminación del RC con sus ramales y el revestimiento del CTA disminuyen la calidad y cantidad del recurso hídrico en esta zona fronteriza. Por ello es esencial el cuidado del vital líquido con algún tipo de programa, donde la población esté consciente de su uso adecuado o algún tipo de sistema automatizado que apoye a mejorar la concienciación de las personas. Analistas del tema señalan que podría llegar a darse la posibilidad de que se presente una etapa de poco suministro o escasez de agua (Robles & Torres, 2003). Estudios anteriores indican que el nivel de conciencia para el cuidado del agua de parte de la población que habita la ciudad y valle de Mexicali es bajo en cuanto al desarrollo de actividades agrícolas, domésticas e industriales, donde en ocasiones se generan encharcamientos. Esto conllevó al diseño y desarrollo de un sistema automatizado para el control de riego en esta zona noroeste de México.

Equilibrio ecológico

Utilizar de forma adecuada el vital líquido es garantía de un desarrollo urbano en las peque-

ñas y grandes ciudades. Esto conlleva a generar impulsos en el fortalecimiento industrial, como en la zona noroeste de la república mexicana, donde existe un amplio número de empresas del ramo industrial de tipo maquiladora, siendo la mayoría extranjeras, de Estados Unidos, Canadá, China, Japón, Alemania e Italia. Al haber crecido de manera desproporcionada las ciudades fronterizas con los Estados Unidos, Mexicali, Tijuana y Ensenada, ubicadas alrededor de 100 kilómetros de la línea fronteriza, en el estado de Baja California, se generó un uso inadecuado de agua, por lo que en algunas zonas se tienen problemas en el suministro del recurso. Por ello se propuso diseñar y fabricar un sistema automatizado para el control del recurso hídrico en actividades agrícolas, ganaderas, domésticas, industriales y comerciales. Aunado a la falta de concienciación en el uso del agua, se contempla el proceso del revestimiento del CTA en las zonas del sur de California, anexas a la zona fronteriza con México, para lograr obtener un mejor beneficio del recurso hídrico de parte los Estados Unidos y evitar la precipitación del agua a las regiones de la república mexicana anexas a la línea fronteriza. Esto generará un problema mayor, al requerirse el agua para las actividades mencionadas, y por lo tanto las empresas industriales de esta región del país ya están generando gastos económicos. Esto es por la falta de agua, al no generar algunas operaciones completas de los productos, lo cual provoca disminución en su capacidad productiva e índices de competitividad.

El agua como medio de vida

Los expertos en el campo de la protección del agua consideran que la escasez en algunos países tiene efectos negativos en la salud de las personas. La Organización Mundial de la Salud (OMS) indica que más de la mitad de la población mundial es víctima de la escasez de agua, lo que ha contribuido al cambio climático en algunas regiones, y la generación y propagación de las actuales enfermedades, así como el desarrollo de nuevas (Sánchez, Páez, & Flores,

2006). En México, algunas regiones presentan escasez de agua y disminución de la productividad en operaciones agrícolas, comerciales e industriales. El noroeste de México es propenso a sufrir los efectos negativos de la escasez de agua por lo ya mencionado (González *et al.*, 2007). Especialistas en la materia consideran que el desarrollo de las políticas ambientales y de ingeniería son buenos métodos para contribuir al ahorro de agua. Con la escasez de agua se origina una disminución de la productividad de vegetales, legumbres, frutas, trigo, maíz y alimentos para el ganado vacuno, como la alfalfa, fuente nutritiva para las personas. Además, se origina un incremento en los costos de los productos comerciales de esta región y los que son enviados a otras zonas del país o de Estados Unidos, lo que generará problemas económicos (Reyes *et al.*, 2006). Según un informe de la Comisión Nacional del Agua de México (Conagua), en esta región ha disminuido la calidad del agua en los últimos 20 años y se han reducido los volúmenes del vital líquido en pozos del valle de Mexicali. Esto ha ocasionado que alrededor de 12 000 hectáreas se hayan dañado, originando zonas estériles para las actividades agrícolas. Debido a ello se han reducido las operaciones comerciales e industriales en los últimos cinco años. Actualmente, el valle y ciudad de Mexicali reciben el suministro del vital líquido del RC, pero en ocasiones el agua llega contaminada, lo cual, aunado al revestimiento del canal, según especialistas del tema, en un periodo de tres a cinco años se reducirá alrededor de 30% del suministro del recurso hídrico, por lo que tendrá severas repercusiones en esta región de México, de ahí la importancia de generar conciencia en el cuidado del agua, con programas sociales de ahorro de agua o con sistemas automatizados que apoyen evitar su desperdicio.

Metodología

El agua es la clave para la supervivencia de la vida y esencial para la viabilidad y desarrollo de cualquier civilización. Se han analizado algunas dificultades y propuesto soluciones

para el suministro de agua para pequeñas y grandes poblaciones, así como para actividades agrícolas e industriales (López, Soriano, Torres, & Zamudio, 2006). En los últimos 30 años se ha presentado escasez en ciertas regiones de la república mexicana, y el agua no es suficiente para abastecer a la gente. Toda una gama de acciones han sido factores importantes para evitar el daño de las fuentes de agua que se utiliza en las actividades humanas (WHO, 2004). Es por esto que se realiza un estudio en la ciudad de Mexicali sobre la posible problemática que se pudiera presentar en esta región del país y se desarrolla una evaluación con el fin de implementar un nuevo SCA de bajo costo. Para realizar el análisis fue necesario elaborar cinco etapas, que se mencionan a continuación:

- a) Análisis periódico de la calidad del agua. Según la Conagua, Mexicali es una de las principales ciudades del México que recibe el suministro del vital líquido de parte los Estados Unidos con impurezas de agroquímicos. Por otro lado, una gran parte de la población no tiene conciencia sobre el cuidado del recurso hídrico al regar, dejando correr el agua de las llaves o manguera, y ocasionando encharcamientos. Para esto se hizo una evaluación de la calidad del agua desde 2005 hasta 2012 en la ciudad de Mexicali.
- b) Evaluación del consumo de agua en casas-habitación. El revestimiento del CTA generará pronto efectos negativos en esta región del país, siendo motivo de gran preocupación. Se sabe que la precipitación de agua en el subsuelo conlleva a su disminución, por lo que se reducirán los niveles de agua y será necesario cuidarla. El uso adecuado del recurso hídrico —que en gran parte de la población de Mexicali no se realiza— está en proceso de originar un posible caos económico, social y ambiental; por esto se necesita elaborar una evaluación y crear conciencia del adecuado uso del agua entre la población.
- c) Análisis del deterioro de suelos en el valle de Mexicali. El daño que se genera por la

disminución o posible desabasto de agua en las superficies terrestres fértiles del valle de Mexicali se ha incrementado en pequeños porcentajes en los últimos diez años. Esto ha originado una disminución en los productos agrícolas cultivados en la región, aumentado en poca escala los costos y precios de éstos. Así, se hizo un análisis de los porcentajes de suelo con mayor deterioro.

- d) Fabricación del SCA. El SCA fue diseñado y fabricado para evaluar la diferencia en el ahorro de agua del uso o falta de uso de estos SCA. El sistema automatizado es de bajo costo, con una eficiencia de 85%, probado durante cinco años en Mexicali y su valle. Esto ayudó a ahorrar agua y mejorar el ecosistema de esta región.
- e) Evaluación de microscopía del suelo. Se generó una evaluación de diferentes zonas de la región donde se utilizó el SCA y sitios donde no se usó. El objetivo fue observar sus diferencias con la técnica de microscopía electrónica de barrido (MBE). El análisis permitió conocer a detalle las consecuencias de la disminución del vital líquido en el valle de Mexicali y las posibles consecuencias si se genera su desabasto.

Resultados

La calidad del agua es gran importancia para elaborar cualquier actividad que permita el desarrollo de comunidades con buena salud y con ello su crecimiento económico. La región noroeste de la república mexicana, donde está ubicada la ciudad de Mexicali, siendo fronteriza con los Estados Unidos, es una zona que ha crecido económicamente y reviste gran relevancia, al tener tierras fértiles que permiten el cultivo de cereales y hortalizas, principalmente. Además, se ha instalado gran cantidad de industrias, en especial del sector automotriz, electrónico y metalmecánico. La agricultura floreció desde hace casi cien años y las plantas industriales se asentaron hace poco más de 30 años. Pero en los últimos diez años ha disminuido la calidad del vital líquido

que se recibe del CTA, proveniente del RC. Esto ha sido por la presencia de agroquímicos utilizados en los campos agrícolas de Estados Unidos, que son arrojados junto con el recurso hídrico a México. Este recurso hídrico se utiliza para operaciones de riego de los cultivos en el valle de Mexicali, y en la ciudad de Mexicali en actividades domésticas, industriales y comerciales. Lo anterior genera altos costos para las autoridades gubernamentales, al requerir equipos especializados para obtener agua de buena calidad. El costo del agua en Mexicali es bajo, incluso con los equipos especializados para purificarla, esto es, alrededor de seis pesos mexicanos por metro cúbico. Al generarse un pago promedio mensual de 300 a 500 pesos mexicanos, la población y empresas la derrochan o contaminan en canales abiertos ubicados en el valle de Mexicali, por donde circula el recurso hídrico, sin cuidado alguno. A partir de ello se hizo un análisis de la calidad de agua en la zona de entrada al valle de Mexicali de 2005 a 2012, con un monitoreo periódico no constante, obteniendo en total 1 500 mediciones en el tiempo de evaluación, que se muestran en la figura 1. Esto se elaboró para determinar los procesos para obtener agua de buena calidad para las actividades que se requieran.

Al inicio del estudio se indica cómo la calidad del agua es cercana a 75% y dónde se observa una mayor concentración de los niveles de calidad del recurso hídrico; 60% evaluada de 2005 a 2007. De 2007 a 2010, la calidad del agua fue de un 50%, disminuyendo y requiriendo del mejoramiento de los equipos especializados para purificarla y suministrarla para las actividades requeridas. De 2010 a 2012, la calidad se redujo a 50%, siendo esto grave por la posibilidad de generarse infecciones respiratorias y estomacales.

Evaluación del consumo de agua

Debido a que se recibe agua de baja calidad de los Estados Unidos, y el valle y ciudad de Mexicali han generado un crecimiento drástico en los últimos 20 años, se desarrolló

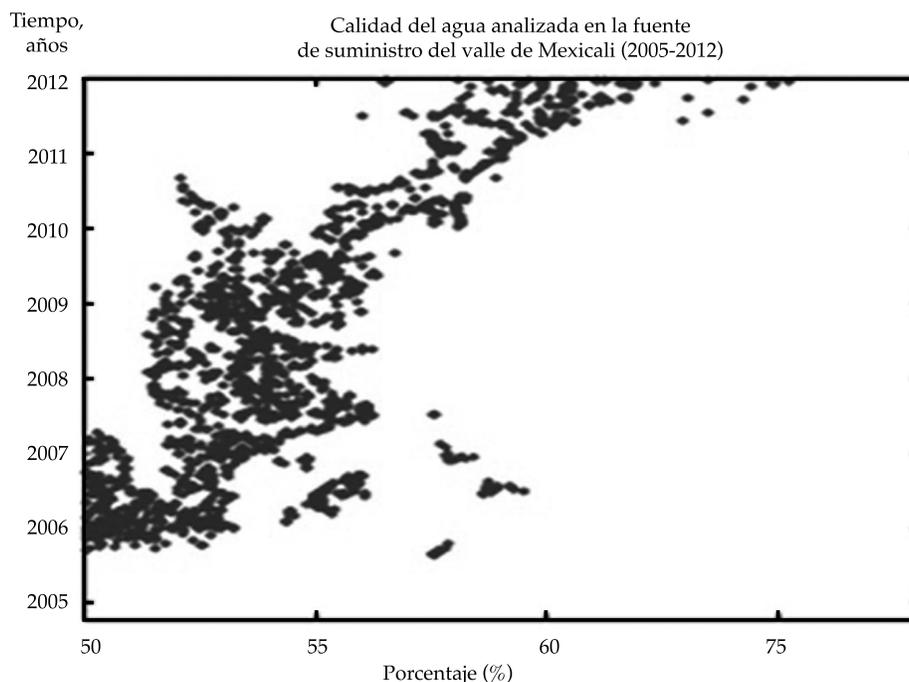


Figura 1. Análisis de calidad del agua en sistema de suministro a la ciudad de Mexicali (2005-2012).
Fuente: los datos evaluados provienen de estudios experimentales generados en un proyecto de investigación en la región del valle de Mexicali (2005-2012).

un análisis del consumo del vital líquido en casas-habitación. Se levantaron mil encuestas en los siete años del estudio, como se muestra en la figura 2.

El objetivo de esta evaluación fue determinar el consumo por cada hogar de la ciudad de Mexicali, y con ello elaborar una estimación a futuro de lo que utiliza cada casa-habitación para correlacionarlo con el agua de baja calidad que se suministra a la ciudad y su valle. Esto indica la manera de recibir el agua y saber si su uso es adecuado para las actividades de riego en casas-habitación y áreas agrícolas, donde se generan encharcamientos por la falta de conciencia de la población, al dejar fluir el agua y no tener control sobre ella. Las opiniones de la ciudadanía mexicalense indicaron que del año 2005 a 2007, en la época de verano, donde más se utiliza, el consumo fue menor a los 300 m³ por mes en cada hogar, siendo mayor al promedio decretado por la organización Mundial

de la Salud (OMS) de 150 m³. De 2007 a 2008, el consumo se incrementó a 375 m³, y a partir de ese periodo del análisis, hasta el año 2012, llegó a los 450 m³. Esto es de gran relevancia, porque el suministro de agua de baja calidad se somete a un tratamiento de alto costo y no se utiliza de forma adecuada. El control del consumo de agua en la población de Mexicali es vital por la disminución que está en proceso por el revestimiento del CTA y tendiendo a ser una región muy productiva del sector agrícola, comercial e industrial, con posibilidades de escasez de agua. Las autoridades estatales de gobierno del estado de Baja California y municipales de Mexicali están preocupados y la población al parecer no tiene esa visión, por lo que sigue derrochando el recurso hídrico. Se ha contemplado desde hace alrededor de diez años la imposición de multas a personas o instituciones que desperdicien agua, pero no se ha logrado gran avance con estas medidas.

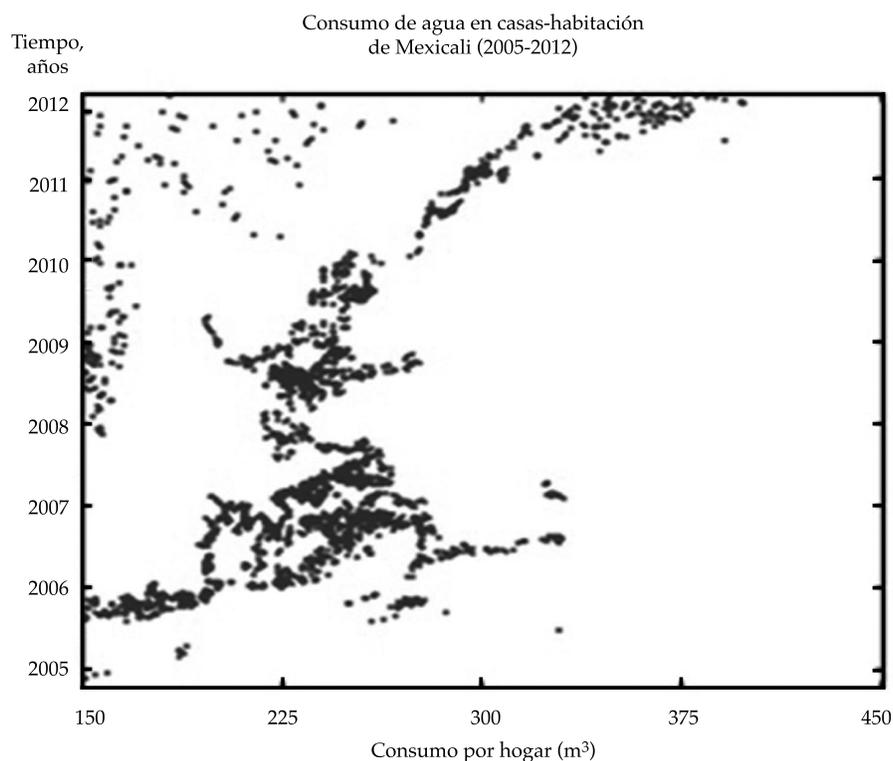


Figura 2. Evaluación del consumo de agua (m^3) en casas-habitación de la ciudad de Mexicali (2005-2012).
Fuente. Los datos evaluados provienen de estudios experimentales generados en un proyecto de investigación en la región del valle de Mexicali (2005-2012).

Análisis de deterioro de suelos

Una de las consecuencias que puede generar el desabasto de agua es el daño a las superficies terrestres como parte de los ecosistemas. Esto origina pérdidas económicas y al medio ambiente en cada región del mundo por la falta de suelos fértiles en donde cultivar productos alimenticios para el ser humano y animales, como el ganado bovino, porcino y ovino, principalmente. El caso del valle de Mexicali no es una excepción; la población no tiene todavía idea de lo que puede ocurrir al realizarse el revestimiento del CTA, además de recibir de parte de los Estados Unidos aguas contaminadas con agroquímicos y no tener la conciencia del cuidado del agua en las casas-habitación, industrias y áreas agrícolas.

El cuadro 1 muestra un análisis del deterioro del suelo con los diversos grados del daño gene-

rado desde el 2005 al 2012 y una evaluación del consumo de agua sin utilizar el SCA y usándolo para observar el beneficio en el comparativo. Esto genera superficies terrestres infértiles para cultivos y con ello pérdidas económicas y reducción de la competitividad. De manera paralela, se ha observado la falta de concienciación en el manejo y cuidado del agua de al menos la mitad de la población de esta ciudad de cerca de 900,000 habitantes.

Sistema automático de control de agua

El SCA fue diseñado y fabricado por personal experto del área de electrónica y medio ambiente apoyado por alumnos investigadores del Instituto Tecnológico de Mexicali (ITM). Una vez fabricado el sistema, se aplicó como prueba experimental en áreas verdes del ITM y

Cuadro 1. Evaluación del deterioro del suelo en el valle de Mexicali (2005-2012).

Tiempo, años	Nivel de deterioro del suelo*	Cantidad de agua en riego doméstico diario, m ³	
		Sin el SCA	Con el SCA
2005	2	40	34
2006	3	43	31
2007	3	47	28
2008	4	53	25
2009	4	58	25
2010	5	64	23
2011	6	70	23
2012	6	75	22
	* Nivel de deterioro (de 0 a 10, siendo 0 el menor grado de deterioro y 10 el de mayor grado de deterioro)		

casas-habitación, logrando un ahorro de agua. El sistema SCA (figura 4) e información del consumo doméstico en cien hogares de la ciudad de Mexicali (cuadro 2) se muestra en la figura 4.

La fuente de alimentación suministra la energía eléctrica necesaria para que el sistema automatizado de control de flujo de agua desarrolle las operaciones, siendo que el detector de humedad, al no manifestarse presencia de humedad o agua, envía una señal al activador del actuador. El actuador es una bomba de suministro de agua a las áreas donde se desea realizar el riego. Por último se observa un indicador luminoso representando la funcionalidad del sistema automatizado. Al estar encendido, el sistema automatizado está operando y al apagarse indica que el sistema automatizado no está en operación.

El cuadro 2 indica los niveles de consumo de los años 2011 y 2012 para determinar el incremento sin tener cuidado del agua. Con este sistema se controla el flujo de agua, para con ello disminuir los costos y obtener un mejor rendimiento en su uso.

Evaluación de microscopía en suelos del valle de Mexicali

Los pequeños incrementos que se han presentado en el deterioro de suelos fértiles en el valle de Mexicali han resaltado la importancia del cuidado del ecosistema de esta región. En el nivel macroscópico se observa el daño a las superficies terrestres, pero el análisis a detalle por microscopía de barrido electrónico muestra un nivel de mayor visualización. Con el microanálisis se observó que el suelo permanecía húmedo en su mayor parte gracias al sistema de control automático. En la figura 4a se representa un suelo seco sin el uso del SCA y su comparativo en un periodo de tiempo evaluado, cuando se empleó el SCA, con el cual se obtuvo un ahorro marginal del vital líquido (figura 4b).

Conclusiones

El estudio comprueba la hipótesis planteada al inicio, de que el proceso del revestimiento del CTA generará pérdidas en el flujo de mantos

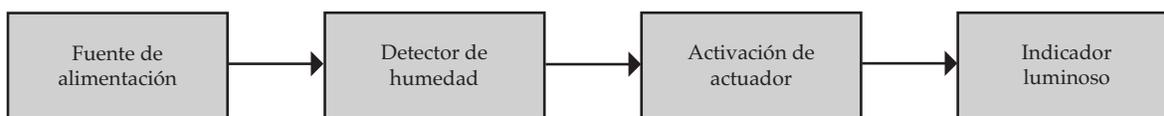


Figura 4. Diagrama a bloques del sistema de control automático para control de agua.

Cuadro 2. Análisis del consumo anual de agua en 100 hogares con y sin el SCA (2011-2012).

	Consumo de agua (m ³), 2011	Consumo de agua (m ³), 2012
Sin utilizar el SCA	3 775	3 230
Utilizando el SCA	2 685	2 345

acuíferos desde los Estados Unidos a México, en especial en el valle de Mexicali, donde desde hace unos 10 años —desde que iniciaron algunas operaciones relacionadas con el revestimiento del CTA— ha disminuido el flujo de agua en los mantos acuíferos. Esto es de vital importancia por el tratado de aguas entre ambos países, pero si no se puede obtener algún acuerdo en común es necesario ser conscientes del cuidado del recurso. Por ello el cuidado del vital líquido es de gran interés entre ambos países y en todas las regiones del mundo, al ser esencial para la conservación y preservación de los ecosistemas. Casos como el de esta investigación son de gran interés debido a que el recurso hídrico no es renovable. Así que deben desarrollarse programas para su conservación. El proceso del revestimiento del CTA que trata este estudio afectará la región noroeste de México. Por otra parte, casi 50% de la población de la ciudad de Mexicali no tiene la más mínima conciencia del uso adecuado del agua. En actividades de riego genera encharcamientos, dejando fluir el vital líquido, considerando que siempre se tendrá acceso a agua de calidad y en cantidad adecuada. La falta del recurso hídrico en esta región podría afectar en gran medida actividades cotidianas de casas-habitación, industrias, comercios, centros de gobierno, zonas agrícolas y áreas verdes, principalmente. En esta investigación se

diseña y desarrolla un sistema automático para el control del agua en actividades de riego; en el proceso de su aplicación se tuvo un ahorro de hasta 75%. Este dispositivo electrónico se ha implementado en instituciones educativas, casas-habitación, industrias, áreas verdes, y ha resultado de gran interés para la sociedad mexicalense y de la ciudad de San Luis Río Colorado, en Sonora.

Agradecimientos

Los autores agradecen a las instituciones de gobierno que cooperaron con información requerida en el proyecto, así como a personas que viven en el valle de Mexicali, donde se presentan los casos de manera más notoria de lo que ocurrió en la investigación.

Referencias

- Aguirre, R., & Torres, A. (2007). El Delta del Río Colorado. *Revista de Ingeniería y Ecología*, 3(2), 45-54.
- González, I., Montoya, A., & Hernández, F. (2007). El uso adecuado del agua en la ciudad y valle de Mexicali. *Revista de Ecología*, 5(4) 35-42.
- Gómez, R., Rivera, J., Martínez, H., & Yáñez, O. (2004). Concientización en el uso del recurso hídrico. *Revista de Medio Ambiente*, 9(2), 79-87.
- Herrera, M., & Sánchez, R. (2004). *Uso de la electrónica con sistemas solares para el cuidado del agua y medio ambiente*. Madrid: Editorial Panamericana.

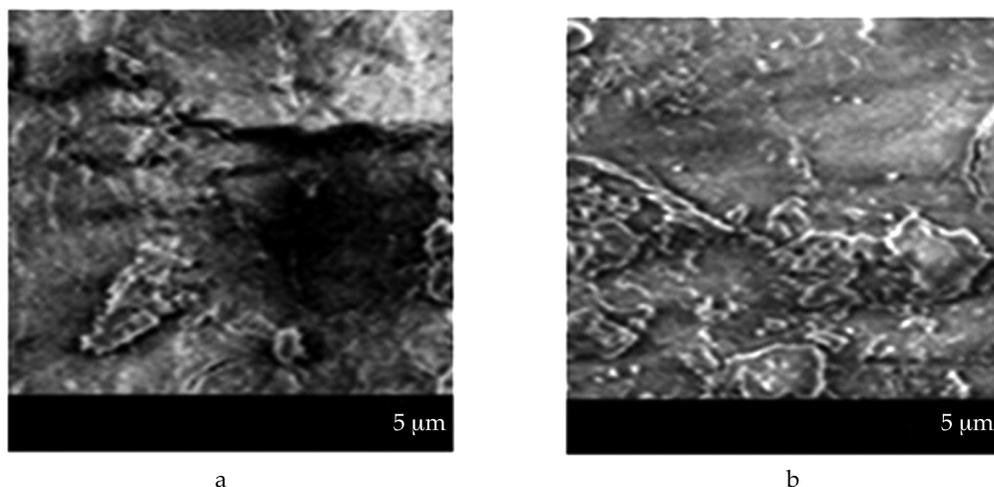


Figura 5. Análisis microscópico de superficie terrestre (a) sin utilizar el SCA y (b) usando el SCA (2012).

- López, G., Soriano, G., Torres, A., & Zamudio, J. (2006). Aspectos para el cuidado del uso del agua y la economía del noroeste de México. *Revista de Ecología*, 5(2), 77-86.
- López, G., Rueda, S., & Domínguez, B. (2002). *Niveles de concientización del uso adecuado del agua*. México, DF: Editorial Ecológica.
- Lozano, M. A., & Romo, T. (2003). *Las consecuencias de la falta de agua*. Madrid: Editorial Alfa-Omega.
- Porter, M. (1991). *La Ventaja Competitiva de las Naciones*. México, DF: Javier Vergara Editores.
- Reyes, P., Guerra, I., & Ramírez, T. (2006). El Río Colorado y sus cauces. *Revista de Ecología*, 6(4), 67-72.
- Robles, R., & Torres, F. (2003). La economía y el desarrollo sustentable. *Revista de Ecología, Medio Ambiente y Sociedad*, 7(2), 56-70.
- Romero, A., & González, R. (2005). Efectos del revestimiento del Canal All American en los valles de San Luis y Mexicali, XX. *Revista de Sociedad Ecológica*, 9(5), 46-62.
- Sánchez, C. (2010). *Análisis de un modelo de competitividad aplicado a las comercializadoras de autos en Mexicali, Baja California, México*. Tesis de doctorado. Mexicali, México.
- Sánchez, P., Páez, A., & Flores, R. (2006). Evaluación zonas de cultivo sustentables y el uso adecuado del agua en el valle de Mexicali. *Revista de Ecología*, 13-19.
- WHO (2004). WHO. *Water Sanitation Health Report*. Los Angeles, USA: World Health Organization.

Dirección institucional de los autores

Dr. Gustavo López

Investigador académico
Instituto Tecnológico de Mexicali
Av. Tecnológico s/n
Col. Elías Calles
21376 Mexicali, Baja California, MÉXICO
glopezbadilla@yahoo.com

Miriam M. García

Luis A. Gameros

Alumnos de la Carrera de Ingeniería en Electrónica
Instituto Tecnológico de Mexicali
Av. Instituto Tecnológico de Mexicali, Col. Elías Calles
21376 Mexicali, Baja California, MÉXICO

Ana Paulina de la Rocha

Alumna de la Carrera de Ingeniería Química
Instituto Tecnológico de Mexicali
Av. Tecnológico s/n
Col. Elías Calles
21376 Mexicali, Baja California, MÉXICO



Haga clic aquí para escribir al autor



Hazards Caused by Uncontrolled Vegetation and Inadequate Maintenance Practice in Earth Dams

• Félix Escolano-Sánchez* •
Universidad Politécnica de Madrid, Spain

*Corresponding author

• Roberto Fernández-Serrano •
Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Spain

Abstract

Escolano-Sánchez, F., & Fernández-Serrano, R. (November-December, 2015). Hazards Caused by Uncontrolled Vegetation and Inadequate Maintenance Practice in Earth Dams. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 6(6), 137-144.

Small dams for irrigation use are often managed by landowner communities. Dam owners are responsible for the routine maintenance actions of each dam and their common irrigation system net. Due to various social factors, like population ageing or farming loss, in areas where there has been a notable decline of agriculture, the maintenance activity of the irrigation hydraulic net is defectively conducted. An inadequate practice of maintenance first allows the growth of vegetation which may develop over the dam embankment surface, affecting to the compacted earth structure. Trees and big shrubs that grow on dam slopes and crest may have a negative impact on certain geotechnical aspects. Apart from vegetation, once that owners neglect their maintenance obligations, animal invasion or human wrong uses go with vegetation growth. The paper shows frequently found vegetation impacts observed in Spain, along with animal or human impacts, which may involve geotechnical problems. General conclusions and recommendations have been proposed in order to help owners to maintain their dams and to avoid long term problems.

Keywords: Small dams, vegetation, maintenance, negative impact.

Resumen

Escolano-Sánchez, F., & Fernández-Serrano, R. (noviembre-diciembre, 2015). Peligros causados por vegetación incontrolada y mantenimiento inadecuado en presas de tierra. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 137-144.

Las presas pequeñas, cuyo uso se destina al riego, a menudo son gestionadas por las comunidades de propietarios, responsables de las labores de mantenimiento y de la red del sistema de riego que mana de ellas. Debido a diversos factores sociales —como el envejecimiento de la población en las zonas rurales, que implica merma de las áreas agrarias cultivadas— existen áreas donde la actividad de mantenimiento de la red hidráulica de riego se lleva a cabo de forma defectuosa. Una práctica inadecuada del mantenimiento favorece la colonización de la vegetación no controlada, lo que afecta la estructura de tierra compactada de diferentes maneras. Esta nota muestra de modo gráfico los impactos observados en España, con frecuencia por la vegetación, que en conjunto con la presencia de animales, puede implicar un riesgo. Se proponen conclusiones generales y recomendaciones, a fin de ayudar a los propietarios a mantener sus presas y evitar problemas a largo plazo.

Palabras clave: presas pequeñas, vegetación, mantenimiento, impacto negativo.

Received: 18/12/2014

Accepted: 17/07/2015

Introduction

The vegetation in small earthen dams is a problem in relation with a geotechnical point of view. The uncontrolled growth of vegetation can dam-

age embankments and concrete structures and make regular inspection difficult. In general, the geotechnical effect of woody vegetation growth has been considered as common factor which aggravates the swelling and mainly the shrinkage

and subsidence problems of root-dried ground causing movements in foundation design (Biddle, 2001).

An example for small dams is given by Pfof and Curry (1996), considering the vegetative control benefits when controlling erosions or filling rills and gullies, by trying to maintain a vigorous vegetative growth.

When trees and woody plants are allowed to grow on earthen dams, they can hinder safety inspections, can interfere with safe operation, or can even cause dam failure (Committee on the Safety of Existing Dams, 1983; FEMA, 2005). Actually, more precise investigation should be carried out by survey of root-study methods (Böhm, 1979), in order to have an idea of how deep or inside the embankment it has penetrated.

Vegetation is not the only problem associated to the lack of maintenance operation. Proper maintenance of embankment dams require that burrowing animals be prevented from burrowing on the dam and that they be eradicated if they are present on a dam embankment (López-Jimeno, 1999).

Uncontrolled Vegetation Growth

Trees and brush should not be permitted on embankment surfaces or in clay or rip-rap con-

formed spillways. Extensive root systems can provide seepage paths for water.

There are a number of physical weathering processes that break earth materials apart; a very common one is called root wedging, when plant roots work their way into rock mass joints. As they grow, roots create pressure on the sides of the crack enlarging it until the rock breaks apart. This common phenomenon causing slope instability in rock ground by opening cracks and fissures, increasing gradually in size in a manner similar to the action of the wedges.

Woody Vegetation on Dam Crest and Upper Upstream Slope

It has been observed that when trees and brush grow on upstream slope they show up by alignments, in general 1-2 m over the saturation line in a regular Full-Supply (reservoir) Level. This behaviour is a matter of fact when the reservoir presents high water level almost all the year (Fig. 1 and Fig. 2).

The most dangerous aspect of tree growth on dam crests and upper upstream slopes is their sudden uprooting. This can result in the displacement of a relatively large amount of embankment material, thereby lowering the dam crest, reducing the effective width of the dam, or facilitating erosion and potential seepage.

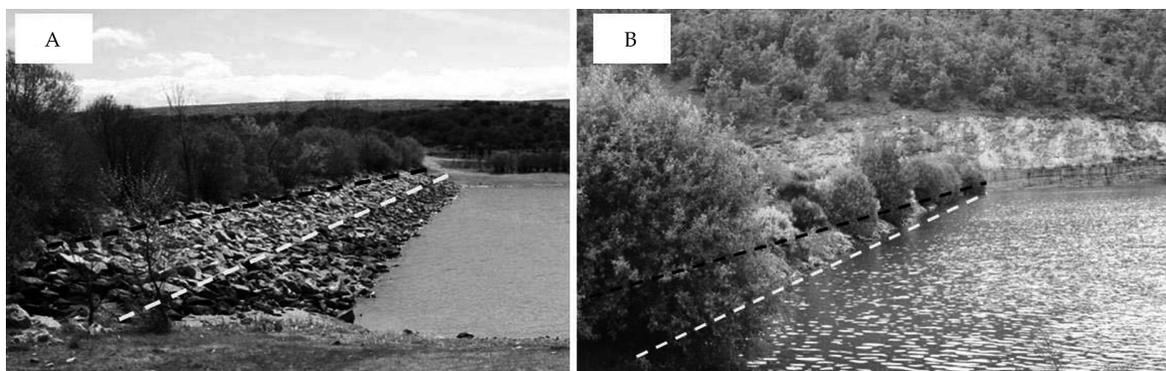


Figure 1. Upstream view of a rockfill dam with clay core. (A): White line is Normal Level. Black line is trees alignment (Villagatón Dam, Spain). (B): White line is Full Supply Level. Black line is trees and brushes alignment (Santa Lucía de la Sierra Dam, Spain).



Figure 2. Trees behind a reinforced concrete wall, which is an abutment of the spillway channel bridge. (Santa Lucía de la Sierra Dam. Spain).

Woody Vegetation Affection on Rigid Structural Elements and Drainage Net Channels

Trees growing in wall backfills or close to water channel fabric and other dam structures are able to push walls, uplift channel foundations and become an obstacle on the free flow of

water (Fig. 3). Actually, it could be difficult for vegetation to grow enough to break concrete structures, but the real problem in relation with maintenance is important in two different ways:

Maintenance labours and planned dam inspections are significantly affected or disabled in the worst case. In some cases the concentration of trees and woody vegetation on an embankment is so dense that a visual evaluation of the dam cannot be performed.

Vegetation invades drainage elements reducing the free water flow cross section. In other case, roots uplift the channel reducing or reversing the angle of descent, forming puddles (Fig. 4). The potential problem has to do with the eventual overflow of water.

Spillways are the most important safety elements on dams, so they must be always clean of brushes and tree trunks which can prevent the correct water flow in normal or emergency dam-work situations (floods). Trees growing on the reservoir near the spillway lip are water obstacles (Fig. 5), and potential clogging bases. For the case depicted in Fig. 6 of a tree that has grown just in the middle of spillway, in the upper side of the downstream slope, should have also been removed to prevent potential problems of seepage, erosion, burrowing animals, etc.



Figure 3. A: Drainage net element of a downstream berm reducing cross-section of water flow. B: Trees rooted behind a service surplus channel downstream of an earth dam.

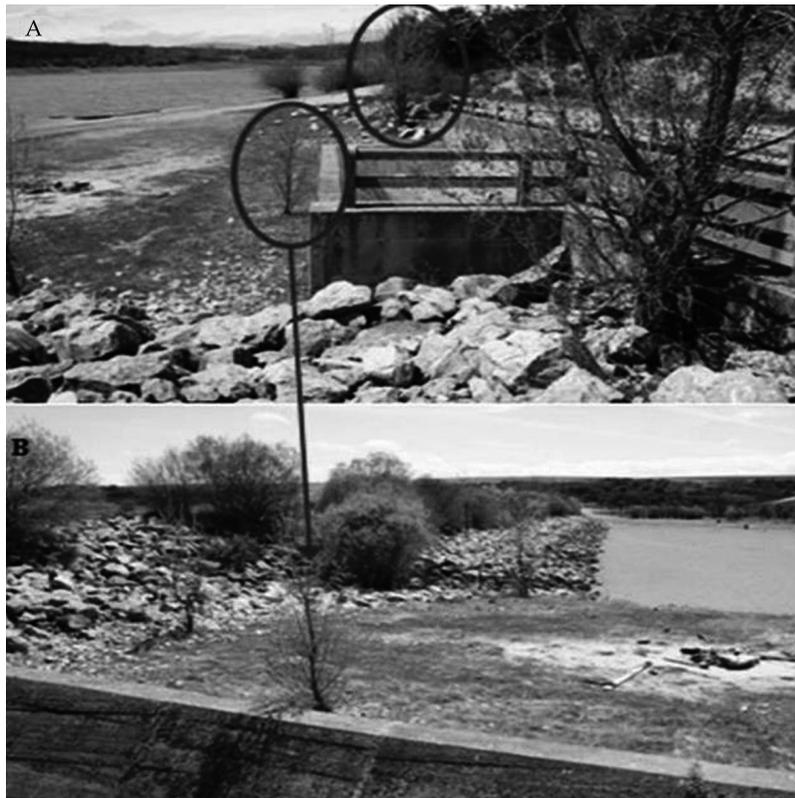


Figure 4. Small trees growing close the static crest spillway of a small dam.



Figure 5. Big tree growing just below the dam crest in the spillway channel of an earth dam, under the spillway dam crest bridge. The channel continues with a rip-rap cover along the downstream slope.

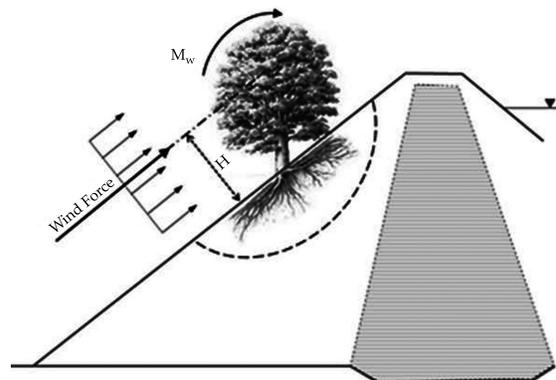


Figure 6. Wind-induced moment M_w acting on well-rooted tree transferred into adjacent portion of slope. (After Coppin and Richards, 1990).

Woody Vegetation in the Downstream Slope

Many dam owners plant woody vegetation on their downstream slope dams to provide pleasing landscape effects. When it is possible, for the case of an upstream concrete face rockfill dams, downstream slope can be revegetated by using geocells in order to integrate the dam in beautiful landscapes.

For the case of earth dams, trees and brush rely on an extensive root system to provide oxygen, nutrients, and moisture as they grow. In general, the root ball is located below the trunk, and the lateral root system spread outward from the trunk to the “drip line” of the plant’s canopy. The large root ball and extensive roots of trees and brush easily penetrate earthen dams; while the roots stabilize the plant, they destabilize the dam.

Another limitation is the overloading by weight and wind. The wind force exerted on the plant is transferred into the ground unbalancing the system of forces and inducing instability. In this way, it may cause rotation and tilt of trees, particularly if they are exposed to strong winds (Fig. 7).

Typical Riparian Zone Vegetation

Riparian woody species generally have shallow root systems, maybe with shallow lateral roots or deep sinker or taproots. Depending on the local conditions and vegetation existing around the dam, other species, not considered as riparian, can grow over an earth dam, like oaks or pines, producing deeper root systems.

In any case, trees and brush rely on an extensive root system to provide oxygen, nutrients, and moisture as they grow. The roots penetrate the embankment according to the groundwater conditions, usually without entering the saturated compacted soil, remaining above the water table.

Vegetation Associated Burrowing Animals

Rodents burrows on the upstream and downstream slopes can dramatically alter how a dam controls the water pooled behind the dam. Many species excavate dens and burrows within embankment dams, causing large voids that weaken the structural integrity of the dam.

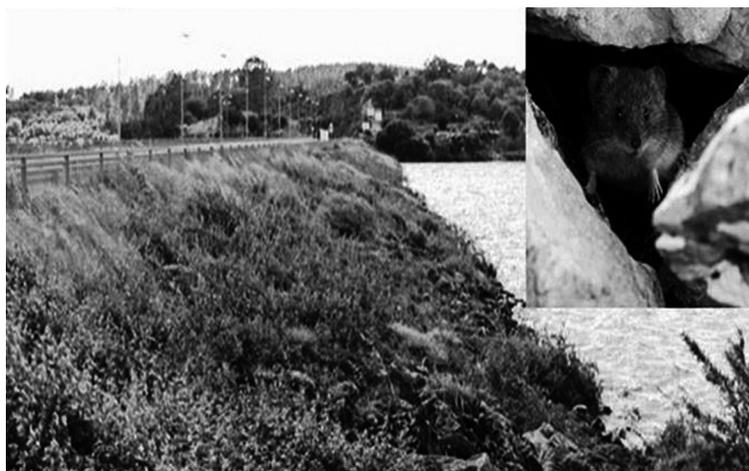


Figure 7. European snow vole (“*Chionomys nivalis*”), typical on the north of Spain, living inside an earth dam. (Horno Tejero Dam, Spain).

2007 vole outbreaks in NW Spain is an example of how pest control was necessary in order to protect crops. Apart from the agricultural implications, voles were detected in small dams (Fig. 8).

Surface Erosion

Gully Erosion and Overtopping

Inadequate spillway output maintenance can develop back erosion if channel covering has not been well designed. This is a minor problem since it can be solved by (e.g.) extending a rip-rap bed. The real problem is uncontrolled overtopping. The case of Ontígola Dam (Spain), a dam constructed by 1552, covered by vegetation, is an example of surface erosion related to vegetation growth (Fig. 9), while brush prevent from observing the uncontrolled overtopping as the most hydraulic dangerous behaviour of the dam.

Geotechnical Impact of Vegetation on Dams Discussions

It is difficult to establish a list of geotechnical impacts of vegetation on earth dams because

there is not enough recorded experience and no clear dam collapse have been detected directly caused by vegetation. Some ideas about vegetation growth have been put in order in relation with the geotechnical hazards of small earth dams (Gilbert & Miller, 1991).

Hazards

Trees and brush represent a geotechnical potential hazard when they grow and their roots easily penetrate earthen dams. A number of dams have been observed to remain still in service to a residual irrigation area showing possibility of abandonment. The adverse effects can be resumed:

- Internal erosion (piping) induced by the decaying roots of dying woody vegetation that creates a seepage path can be presented when the vegetation dies and the decaying root system can provide paths for seepage and cause piping to occur.
- Roots can penetrate existing cracks and joints in the foundation soil/rock
- Overtopping and uprooted trees cause holes on the dam. Large trees could be blown over and uprooted during a storm. Uprooted



Figure 8. Surface erosion caused by overtopping of a 1552 construction year wall-dam (Ontígola Dam, Spain).

trees displace a large amount of soil and the resulting hole left by the root system (rootball) could breach the dam or shorten the seepage path and initiate piping.

- Spillways capacity could be reduced when falling trees mixed with brush get stuck into the water flow cross-section. Vegetation in the dam spillway or discharge channels reduces their hydraulic rate flow and their working and drainage capacity.
- Clogging drainage systems.
- Opening cracks in foundation or abutment joints between dam and natural ground.
- Woody vegetation shades the embankment and reduce dense grass coverage, which can be useful to prevent gully erosion.

Hazards Prevention and Solutions

In operating dams it is a requirement to inspect and assess the problems with trees and shrubs that grow over these dams. Shrubs and trees should be removed and its growth prevented in the body of the dam. Burrowing animals can cause seepage through a dam, which may lead to dam failure.

Vegetation Treatment for Surface Erosion Protection

Surface runoff erosion is one of the most common maintenance problems of embankment structures. If it is expected that surface erosion or rainfall form gullies on the downstream slope some dam owners determine the planting of some type of vegetative cover (usually grass) on the slopes to provide erosion protection currently available (e.g. geomembranes, geocells-cellular confinements systems, etc.). In this case a careful maintenance of the plants may be considered and planned.

US FEMA (2005) consider that the grass cover should be maintained to a maximum height of approximately 10-15 cm to allow proper embankment inspection.

Woody Vegetation Affecting the Dam

The best situation for a geotechnical dam inspection is always the “naked” slope. This helps situation for monitoring and maintenance, identification of dam patches, caused by eventual seepage, cracking, sinkholes, slumping, settlement deflection, and other signs of pathology.

Although a surface protection is desirable in arid or semi-arid regions, where gullies can be formed by strong rainfall, the growth of free vegetation may cause undesirable deep-rooted vegetation, such as large shrubs and trees, when maintenance is a secondary fact, which is a main problem herein.

The best approach to trees in the crest, slopes, and adjacent to the dam is to cut them down before they reach significant size. It is not recommended to use herbicidal deliveries when treating the upstream face because it must be avoid the contaminant contact with reservoir.

Animal Damage Associated with Vegetation

Burrowing animals should be avoided from dams because they make nests and passageways. These passageways may cause internal erosion failures if they connect the reservoir to the downstream slope or shorten seepage pathways through the dam.

Wildlife mitigation measures typically include habitat modification, trapping, fumigants, toxicants, frightening, repellants, or shooting, used singularly or in combination. However, applied indiscriminately, mitigation methods can adversely affect the dam environment, protected wildlife species, and even human populations.

Conclusions

The public administration should plan programmed inspections in order to check that a good maintenance activity is being carried out by the owners. Routine dam inspection and management along with dam owner information campaigns are the basic prevention rules.

All types of woody, deep-rooted vegetation and brush growing on dam embankments or in the spillway are considered a problem and should be controlled. Taking early action to remove vegetation before it becomes established is a critical part of dam maintenance.

Not only dam body but hydraulic elements should be controlled. The operation of the spillway is critical to dam safety along with the rest of discharge channels and drainage system net, which should be considered as parts of the dam.

Woody vegetation root penetration represent a performance of earthen dams hazards. It does not stabilize a soil mass and creates a condition more conducive to surface water penetration and slope failure, apart from surface erosion protection that should be controlled.

References

- Böhm, W. (1979). *Methods of Studying Root Systems*. Ecological Studies 33. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Biddle, G. (October 2001). Tree Root Damage to Buildings. In *Proceeding of the Shallow Foundation and Soil Properties Committee Sessions*. At ASCE Civil Engineering Conference, Texas.
- Committee on the Safety of Existing Dams. (1983). In *Safety of Existing Dams - Evaluation and Improvement* (pp. 4-11 and 249-251). *Water Science and Technology Board*, Commission on Engineering and Technical Systems y National Research Council.
- FEMA (2005). *Technical Manual for Dam Owners*. Impacts of

Plants on Earthen Dams. Document No 534. Lexington, USA: Federal Emergency Management Agency (FEMA), US Department of Homeland Security.

Gilbert, P. A., & Miller, S. P. (1991). *A Study of Embankment Performance during Overtopping*. Vicksburg, USA: Department of the Army-TR GL-91-23, Corps of Engineers.

López-Jimeno, C. (1999). *Manual de estabilización y revegetación de taludes*. Madrid: : U.D. Proyectos ETSI Minas-UPM.

Pfost, D. L., & Curry, H. A. (1996). *Maintaining Small Dams*. Ref G1548. of discharge channels and drainage system net, Jefferson City, USA: University of Missouri, Office of Extension.

Authors' institutional address

PhD. Félix Escolano Sánchez

Department of Civil Engineering: Construction Technology
Polytechnic University of Madrid (UPM)
C/ Alfonso XII, 3 y 5
28014 Madrid, SPAIN
Phone: +34 913364201
Fax: +34 913367750
e-mail: felix.escolano@upm.es

PhD. Roberto Fernández-Serrano

Centre of Studies and Experimentation of Public Works (CEDEX)
28014 Madrid, SPAIN
C/ Alfonso XII, 3 y 5
28014 Madrid, SPAIN
Phone: +34 (91) 3357 324
Fax: +34 (91) 3357 322
roberto.fernandez@cedex.es



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.



GUÍA PARA COLABORADORES

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua*, invita a los especialistas a colaborar con artículos o notas técnicas **inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones originales** y se desarrollen dentro de la hidrología, hidráulica, gestión del agua, agua y energía, calidad del agua, ciencias físicas, biológicas y químicas, así como ciencias políticas y sociales, entre otras disciplinas, conforme a las normas que se enunciarán a continuación.

PREPARACIÓN DEL ARTÍCULO

FORMATO

TIPO DE LETRA: Palatino en todo el documento (cuerpo del texto, cuadros e ilustraciones).

TAMAÑO DE LETRA: el documento se presentará en ocho, nueve, diez y veinte puntos de acuerdo con el siguiente cuadro:

8 PUNTOS (PALATINO)	9 PUNTOS (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuadros.• Figuras.• Agradecimientos.	<ul style="list-style-type: none">• Nombre de los autores.• Institución de los autores.• Resumen.• <i>Abstract</i> y <i>keywords</i>.• Dirección institucional de los autores.
10 PUNTOS (PALATINO)	20 PUNTOS VERSALES (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuerpo del texto.• Título del trabajo en inglés.	<ul style="list-style-type: none">• Título del trabajo en español.

INTERLINEADO: doble espacio.

NUMERACIÓN DE PÁGINAS: todas las páginas deben ir numeradas.

EXTENSIÓN

Artículo técnico: treinta páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

Nota técnica: diez páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

CONTENIDO

CONTENIDO

El artículo deberá presentar aportes significativos al conocimiento científico y tecnológico dentro de la especialidad; se basará en trabajos terminados o que hayan cumplido un ciclo en su desarrollo; mostrará resultados de una serie de experiencias de un año o más de investigación y estará respaldado por una revisión bibliográfica adecuada. **La estructura básica del texto deberá contener una introducción, el desarrollo y las conclusiones.** De preferencia, seguir el esquema clásico: resumen (abstract), introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias.

TÍTULO

El título, **redactado en español e inglés**, deberá ser informativo, sin que exceda de 12 palabras.

RESUMEN

El resumen, **redactado en español e inglés** (*abstract*), deberá ser conciso y proporcionar un amplio panorama de la investigación (objetivo, método, resultados y conclusiones), sin que sobrepase las 250 palabras.

PALABRAS CLAVE

Se debe proporcionar una relación de ocho palabras o frases clave (máximo) redactadas **en español e inglés** (*keywords*), que faciliten la recuperación de la información.

PIES DE PÁGINA

No se admiten. Deberán incorporarse al texto.

AGRADECIMIENTOS

Se incluirán después del texto y antes de las referencias.

CUADROS

- Deberá usarse una página para cada cuadro.
- Después de las referencias se presentará la lista de todos los cuadros que se citen.

FIGURAS

- Deberá usarse una página para cada figura.
- Todos los nombres de las figuras deberán incluirse después de los cuadros.
- Deberán tener alta resolución (300 dpi).

Nota: cuando el artículo se apruebe para publicación, el autor deberá remitir cada figura en archivo JPG, en alta resolución (300 dpi).

REFERENCIAS

- Toda la bibliografía debe estar referenciada en el cuerpo principal del documento.
- En el caso del abordaje de temas del dominio común en el ámbito científico y tecnológico, deberán citarse trabajos que denoten el conocimiento de los autores sobre el estado del arte.
- En la medida de lo posible, evitar las autocitas.
- Se tomará como base el formato APA de citación.

Algunos ejemplos con base en el formato APA:

Libros completos

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Ciudad de edición: Editorial.

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Recuperado de <http://www.xxxxx>

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. doi:xxxxx

Apellido, A. A. (Ed.). (año). Ciudad de edición: Editorial.

Capítulos de libros

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Apellido, B. Apellido & C. Apellido (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Lugar: Editorial.

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Editor & B. Editor (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Recuperado de <http://www.xxxxxx>

Artículo o nota de publicación periódica recuperado de la web

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, volumen(número), pp. Recuperado de [http:// www.xxxxxx](http://www.xxxxxx)

Esto es: Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 1(2), 5-17. Recuperado de <http:// www.xxxxxx>

Artículo o nota de publicación periódica impresa

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82.

Artículo de publicación periódica con DOI

Apellido, A. A., Apellido, B. B., & Apellido, C. C. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82, doi:xxxxxx

Congresos y simposia

Colaborador, A. A., Colaborador, B. B., Colaborador, C. C., & Colaborador, D. D. (Mes, año). Título de la colaboración. En E. E. Presidente (Presidencia), Título del simposio. Simposio llevado a cabo en la conferencia de Nombre de la Organización, Lugar.

IDIOMA

Español o inglés.

Citas dentro del cuerpo del texto

Tipo de cita	Primera cita en el texto	Citas subsecuentes en el texto	Formato entre paréntesis, primera cita en el texto	Formato entre paréntesis, citas subsecuentes en el texto
Un trabajo por un solo autor	Apellido (Año)	Apellido (Año)	(Apellido, año)	(Apellido, año)
Un trabajo por dos autores	Apellido y Apellido (Año)	Apellido y Apellido (Año)	(Apellido & Apellido, Año)	(Apellido & Apellido, Año)
Un trabajo por tres autores	Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cuatro autores	Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cinco autores	Apellido, Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , 2008)
Una obra por seis o más autores	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Grupos (identificados fácilmente a través de abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (Siglas, año)	Siglas (Año)	(Nombre completo de la institución [siglas], año)	(Institución, año)
Grupos (sin abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (año)	Nombre completo de la institución (año)	(Nombre completo de la institución, año)	

SEPARACIÓN DE NÚMEROS Y USO DE PUNTO DECIMAL

En *Tecnología y Ciencias del Agua* se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; mientras que para separar los números enteros de sus fracciones, cuando las haya, se usará el punto.

Al respecto, se retoma lo que indica el *Diccionario panhispánico de dudas*, editado por la Real Academia Española y la Asociación de Academias de la Lengua Española, en 2005, sobre las expresiones numéricas: “**se acepta el uso anglosajón del punto, normal en algunos países hispanoamericanos...: $\pi = 3.1416$.**”.

ENVÍO DEL ARTÍCULO

Enviar el artículo en *Word* con nombre de autores y dirección institucional a revista.tyca@gmail.com, con copia a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

INFORMACIÓN GENERAL

Una vez recibido el material, comenzará un proceso de revisión, durante el cual es posible que el manuscrito se rechace; si el texto es susceptible de ser dictaminado, pues cumple a cabalidad con la Política Editorial y así lo considera el Consejo Editorial, pasará a la etapa de arbitraje.

De acuerdo con el proceso de arbitraje, el texto puede ser aceptado sin cambios, con cambios menores, cambios mayores o ser rechazado.

Al ser publicado un trabajo, el autor principal tiene derecho, en forma gratuita a dos revistas y diez sobretiros.

En caso de cualquier duda, escribir a la licenciada Helena Rivas López, hrrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Política Editorial

Misión

Diffundir 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, integrado con artículos y notas técnicas inéditas, relacionadas con el agua, derivadas 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 de 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 técnico: 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 de agua.

Nota técnica: texto que trata avances en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua, sin que necesariamente se trate de una aportación original, aunque siempre deberá tratarse de un trabajo inédito.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje 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. Ambos 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 sea 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.

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 para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, se podrá optar por solicitar la intervención de otros revisores o de los miembros del Consejo Editorial.

En ocasiones se podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo con el dictamen de dos revisores, más la opinión del editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Un artículo rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte.

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 para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que se realiza de manera honorífica.

Los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor", que les proporciona la Coordinación Editorial de la revista.

Dictamen final

El dictamen derivado del proceso de arbitraje es inapelable.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad que presenten sus contribuciones en español; sin embargo, también aceptamos trabajos que remitan en español o inglés.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete a su autor a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo haya sido entregado a otro medio para su eventual publicación, se compromete 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.

Los colaboradores, cuyos artículos hayan sido aceptados, cederán formalmente los derechos de autor a **Tecnología y Ciencias del Agua**.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde a los autores.

El autor es responsable de la calidad del español que utilice. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. **Tecnología y Ciencias del Agua** sólo se hará cargo del cuidado editorial.

El autor se compromete a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

El autor deberá estar atento para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Cada autor deberá aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Se sugiere revisar la "Guía para colaboradores".

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. Aparecerá en el segundo mes del bimestre.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

Tecnología y Ciencias del Agua, antes *Ingeniería hidráulica en México*, permite consultar en su versión digital todo el material publicado desde 1985.

Ediciones especiales y números extraordinarios

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.

De la misma manera, 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.

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

Tratamiento de agua salobre mediante nanofiltración solar a baja presión para irrigación
José Jassón Flores-Prieto
J. Javier Ramírez-Luna
César Calderón-Mólgora
Emir Delgado-Quezada
Alan de Jesús Morales-García

Eficiencia de tres sistemas de humedales híbridos para la remoción de carbamazepina
Allan Tejada
Zaira López
Daniel Rojas
Mireya Z. Reyna
Arturo Barrera
Florentina Zurita

Tendencia de la precipitación estacional e influencia de El Niño-Oscilación Austral sobre la ocurrencia de extremos pluviométricos en la cuenca del lago de Valencia, Venezuela
Franklin Paredes-Trejo
Edilberto Guevara-Pérez
Humberto Barbosa-Alves
Carlos Uzcátegui-Briceño

Groundwater Vulnerability Mapping in Two Watersheds Affected by Yacyreta Dam in Paraguay
Karim Musálem
Morag McDonald
Francisco Jiménez
Rafaela Laino

Ecohydroclimatological Research Along the Catacocha-Zamora Transect, Loja and Zamora-Chinchipec, Ecuador
Fernando Oñate-Valdivieso
Victor M. Ponce

Caracterización helmintológica del ciprínido *Algansea lacustris* en tres diferentes áreas del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México
María Verónica Gabriel-Luciano
Jaime Uribe-Cortez

Interfases de agua dulce y agua salobre en la región Mérida-Progreso, Yucatán
Hermann Rocha
Antonio Cardona
Eduardo Granielt
Catalina Alfaro
Javier Castro
Thomas Rüde
Eduardo Herrera
Lisa Heise

Drainage and Salinity Problems in the Mexican Irrigation Districts: An Overview 1962-2013
Oscar Luis Palacios-Vélez
Felipe J. A. Pedraza-Oropeza

Uso de un sistema de ahorro de agua para conservar ecosistemas para el recurso hídrico
Gustavo López
Miriam M. García
Luis A. Gameros
Ana Paulina de la Rocha

Notas técnicas

Hazards Caused by Uncontrolled Vegetation and Inadequate Maintenance Practice in Earth Dams
Félix Escolano-Sánchez
Roberto Fernández-Serrano

Discusión
 Guía para colaboradores

Technical articles

Solar Brackish Water Treatment for Irrigation Using Low-Pressure Nanofiltration 5
José Jassón Flores-Prieto
J. Javier Ramírez-Luna
César Calderón-Mólgora
Emir Delgado-Quezada
Alan de Jesús Morales-García

Efficiency of Three Hybrid Wetland Systems for Carbamazepine Removal 19
Allan Tejada
Zaira López
Daniel Rojas
Mireya Z. Reyna
Arturo Barrera
Florentina Zurita

Seasonal Trend of the Rainfall and the Influence of El Niño-Southern Oscillation on the Occurrence of Extreme Rainfalls at the Watershed of Valencia's Lake, Venezuela 33
Franklin Paredes-Trejo
Edilberto Guevara-Pérez
Humberto Barbosa-Alves
Carlos Uzcátegui-Briceño

Mapeo de la vulnerabilidad del agua subterránea en dos cuencas afectadas por la represa Yacyreta en Paraguay 49
Karim Musálem
Morag McDonald
Francisco Jiménez
Rafaela Laino

Investigación ecohidroclimatológica en el transecto Catacocha-Zamora, Loja y Zamora Chinchipec, Ecuador 63
Fernando Oñate-Valdivieso
Victor M. Ponce

Helminthological Characterization of Kind Cyprinid Algansea lacustris in Three Different Areas of Lake Pátzcuaro, Michoacán, Mexico 75
María Verónica Gabriel-Luciano
Jaime Uribe-Cortez

Fresh/Brackish Water Interfaces in the Merida-Progreso Region, Yucatan 89
Hermann Rocha
Antonio Cardona
Eduardo Granielt
Catalina Alfaro
Javier Castro
Thomas Rüde
Eduardo Herrera
Lisa Heise

Problemas de drenaje y salinidad en los distritos de riego de México: una panorámica de 1962 a 2013 113
Oscar Luis Palacios-Vélez
Felipe J. A. Pedraza-Oropeza

Use of a Water-Saving System to Conserve Ecosystems for Water Resources 125
Gustavo López
Miriam M. García
Luis A. Gameros
Ana Paulina de la Rocha

Technical notes

Peligros causados por vegetación incontrolada y mantenimiento inadecuado en presas de tierra 137
Félix Escolano-Sánchez
Roberto Fernández-Serrano

Discussion 145
Contributor's guide 147