



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias Agua

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

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



Foto: Jorge Izurieta

Consejo Editorial

Dr. Adrian Pedrozo Acuña

Director general del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe

Editor en Agua y Energía

Dr. Humberto Marengo Mogollón
Consultor

Editora en Calidad del Agua

Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros
*Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la
Ciencia y la Cultura*

Editor en Ciencias Hidroagrícolas

Dr. Fedro Zazueta Ranahan
University of Florida, Estados Unidos

Editora en Ciencias Políticas y Sociales

Dra. Jacinta Palerm Viçeira
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
Universidad Nacional Autónoma de México

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

Mtro. Marco Antonio Sánchez Izquierdo
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Coordinación editorial y cuidado de edición

Lic. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Seguimiento del proceso de arbitraje: Josefina Figueroa Miranda •
Marcación XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez •

• **Dr. Adrián Pedrozo Acuña**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez**, consultor, México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, Consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, Estados Unidos • **Dr. Cleverson Vitorio Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, Estados Unidos • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de obras públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de 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, 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 Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaino**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontría**, consultor • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Luisa Torregrosa Armentia**, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, México • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, Estados Unidos • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de postgraduados • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez • **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 • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar**, Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Ing. Raquel Duque**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Colombia • **Dr. Raúl Antonio Lopardo**, Instituto Nacional del Agua, Argentina • **Dr. Rodolfo Silva Casarín**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, Comisión Nacional del Agua • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile

© **TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. 10, núm. 1, enero-febrero de 2019, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: + (52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2011-091215154300-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitud de Título y Contenido 16200.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación.

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); *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009), y *Tecnología y Ciencias del Agua*, Antes *Ingeniería Hidráulica en México* (2010-2011).

Artículos

Caracterización fisicoquímica del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas-México
R. P. González-Dávila
R. Ventura-Houle
F. R. De la Garza-Requena
L. Heyer-Rodríguez

Diagnóstico de indicadores de calidad físico-química del agua en afluentes del río Atoyac
E. González-Pérez
H. M. Ortega-Escobar
M. J. Yáñez-Morales
A. Rodríguez-Guillen

Sistemas de cargos y manejo de agua potable en los comités de Toluca de Lerdo
Amaya Julieta Campuzano Salazar

Evaluación del desempeño de los distritos de riego en México mediante análisis de eficiencia técnica
Anabel Altamirano Aguilar
José Benigno Valdez Torres
Cuitláhuac Valdez Lafarga
Jorge Inés León Balderrama
Miguel Betancourt Lozano
Tomás Osuna Enciso

Evaluación de sistemas aislados de tratamiento de aguas residuales en Nicaragua
Araceli Lozano
María J. Rodríguez
José A. Mancebo
Daniel Leante

Procedimiento metodológico para la elaboración de un monitor de la persistencia de la sequía en México
René Lobato Sánchez
Miguel Ángel Altamirano del Carmen
Claudio Hoyos Reyes
Mario López Pérez
Marco Antonio Salas Salinas
José Guadalupe Rosario de la Cruz

Valor de la restauración de ríos cuando se vive cerca y lejos. La Cuenca de Atoyac en Puebla, México
Gloria Soto Montes de Oca
Alfredo Ramírez Fuentes

Modelación dinámica de los efectos del cambio climático en gestión del agua en la cuenca del río Conchos
Poliopetro F. Martínez Austria
Alberto Vargas Hidalgo
Carlos Patiño Gómez

Articles

Physicochemical water characterization of La Vega Escondida Lake, Tampico, Tamaulipas-México
R. P. González-Dávila
R. Ventura-Houle
F. R. De la Garza-Requena
L. Heyer-Rodríguez

Diagnosis of indicators of physical-chemical quality of water in affluents of the Atoyac River
E. González-Pérez
H. M. Ortega-Escobar
M. J. Yáñez-Morales
A. Rodríguez-Guillen

Systems of charges and management of drinking water in the committees of Toluca de Lerdo
Amaya Julieta Campuzano Salazar

Performance assessment of irrigation districts in Mexico through technical efficiency analysis
Anabel Altamirano Aguilar
José Benigno Valdez Torres
Cuitláhuac Valdez Lafarga
Jorge Inés León Balderrama
Miguel Betancourt Lozano
Tomás Osuna Enciso

Evaluation of isolated sewage treatment systems in Nicaragua
Araceli Lozano
María J. Rodríguez
José A. Mancebo
Daniel Leante

Methodological procedure for a persistence drought monitor in Mexico
René Lobato Sánchez
Miguel Ángel Altamirano del Carmen
Claudio Hoyos Reyes
Mario López Pérez
Marco Antonio Salas Salinas
José Guadalupe Rosario de la Cruz

Value of river restoration when living near and far. The Atoyac Basin in Puebla, Mexico
Gloria Soto Montes de Oca
Alfredo Ramírez Fuentes

Dynamic modelling of the climate change impact in the Conchos River basin water management
Poliopetro F. Martínez Austria
Alberto Vargas Hidalgo
Carlos Patiño Gómez

Notas

Hacia el inventario de flujos de carbono en aguas tropicales: unificar métodos
Patricia M. Valdespino-Castillo
Martín Merino-Ibarra
Jorge A. Ramírez-Zierold
Fermín S. Castillo
Roberto González de Zayas
Vladislav Carnero-Bravo

Determinación del caudal base a partir de tres filtros de separación en una cuenca de la Cordillera de la Costa, región del Biobío, Chile
Ramón Bustamante-Ortega
Patricio Rutherford
Alex Garcia

Red Neuronal Artificial y series de Fourier para pronóstico de temperaturas en el Distrito de Riego 075, Sinaloa México
Rocio Cervantes-Osornio
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario Alberto Vazquez-Peña
Waldo Ojeda Bustamente
Abel Quevedo Nolasco

Notes

Towards the construction of a carbon fluxes inventory of tropical waters: a unifying method pipeline 234
Patricia M. Valdespino-Castillo
Martín Merino-Ibarra
Jorge A. Ramírez-Zierold
Fermín S. Castillo
Roberto González de Zayas
Vladislav Carnero-Bravo

Determination of base flow by three filter of separation in a catchment of Coast Mountain range, Biobío región, Chile 253
Ramón Bustamante-Ortega
Patricio Rutherford
Alex Garcia

Artificial Neural Network and Fourier series to forecasting temperatures of Irrigation District 075, Sinaloa México 274
Rocio Cervantes-Osornio
Ramón Arteaga-Ramírez
Mario Alberto Vazquez-Peña
Waldo Ojeda Bustamente
Abel Quevedo Nolasco

Caracterización fisicoquímica del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México

Physicochemical water characterization of La Vega Escondida Lake, Tampico, Tamaulipas, México

R. P. González-Dávila¹

R. Ventura-Houle²

F. R. De la Garza-Requena³

L. Heyer-Rodríguez⁴

¹Universidad Autónoma de Tamaulipas, México

²Universidad Autónoma de Tamaulipas, México,
reneventura.houle@gmail.com

³Universidad Autónoma de Tamaulipas, México

⁴Universidad Autónoma de Tamaulipas, México

Autor para correspondencia: Ventura-Houle, R.
reneventura.houle@gmail.com

Resumen

La Vega Escondida es una laguna ubicada al Noroeste del municipio de Tampico, Tamaulipas, dentro del área natural protegida colindante con la zona conurbada constituida por las poblaciones de Tampico, Madero y Altamira. Además del beneficio ecológico que representa, es una fuente de abastecimiento de agua potable. Por ello es importante conocer su composición fisicoquímica con el fin de proteger tanto al ecosistema como a la salud humana. Este estudio evaluó la concentración de los parámetros fisicoquímicos del agua (pH, conductividad eléctrica, sólidos totales, temperatura, cloruros, dureza, alcalinidad, sulfatos, demanda química de oxígeno y oxígeno disuelto) así como su distribución espacial

dentro de la laguna. Los resultados obtenidos se compararon con los criterios ecológicos de la calidad del agua (CE-CCA-001-SEMARNAT, 1989) y con la Norma Oficial Mexicana (SALUD, 1994). De acuerdo a los parámetros analizados el agua cumple con la calidad requerida para consumo humano y mantener la vida acuática, excepto en el parámetro de sólidos suspendidos totales (SST). Se observó además que los patrones de distribución espacial de los parámetros fisicoquímicos son heterogéneos y que hay diferencias significativas en el parámetro OD (profundidades), así como en el pH y la CE (puntos de muestreo), al nivel de significancia del 5 %.

Palabras clave: agua, parámetros fisicoquímicos, distribución espacial, lagunas.

Abstract

La Vega Escondida lake is located northwest of the city of Tampico, Tamaulipas. It is a protected area, which borders the metropolitan area of Tampico, Madero and Altamira, in addition to the ecological benefit, it is a source of drinking water for the city of Tampico. Therefore it is important to know the physico-chemical composition of the water of the lake, in order to protect both the ecosystem and human health. This study assessed the concentration of water physicochemical parameters (pH, electrical conductivity total solids, temperature, chlorides, hardness, alkalinity, sulfates, chemical oxygen demand and dissolved oxygen) and the spatial distribution of these within the lake. The results obtained were compared with the ecological criteria of water quality (CE-CCA-001-SEMARNAT, 1989) and with the Norma Oficial Mexicana (SALUD, 1994) to obtain the parameters analyzed in water meets the quality required to maintain aquatic life and abstraction for human consumption, except in parameter of total suspended solids (TSS). It was also noted that the patterns of spatial distribution of physicochemical parameters are heterogeneous and that there are significant differences in the OD parameter (depth) as well as pH and EC (sampling points), the level of significance of 5%.

Keywords: Water, physico-chemical compounds, spatial distribution, lakes.

Recibido: 21/05/2015

Aceptado: 04/07/2018

Introducción

Los lagos y lagunas pertenecen a la categoría de aguas quietas o lénticas (Roldán y Ramírez, 2008), son cuerpos de agua dulce o salada, que ocupan el 13% de las zonas costeras (Kjerve, 1994; Mahapatro, Panigrahy & Panda, 2013), así como otras extensas áreas alrededor del mundo. Tienen gran importancia ecológica, limnológica y económica, debido a que sustentan altas tasas de productividad (acuacultura), intensa actividad humana (recreación y transporte) y son importantes cuerpos receptores de agua (Spaulding, 1994). A pesar de su relevancia, las lagunas costeras a menudo son proclives de ser contaminadas, debido a su posición geográfica y a la sobreexplotación humana de que son objeto (Ahmed, Seto, Ishiga, Fukushima & Roser, 2010; Gikas, Iannakopoulou & Tsihrintzis, 2006; Pereira, Pablo, Vale, Franco & Nogueira, 2009; Specchiulli *et al.*, 2010).

Los principales contaminantes antropogénicos que deterioran la calidad de los lagos y lagunas son: aguas residuales municipales no tratadas, sustancias químicas de desechos industriales y agroquímicos, principalmente. Éstos ejercen presión en los sistemas naturales (Monforte & Cantú, 2009), debido a que provocan acidificación, eutrofización y toxicidad (Camargo & Alonso, 2007). Las fuentes de contaminación natural también influyen significativamente en la composición iónica del agua, debido a que aportan gran cantidad de elementos y compuestos provenientes de la meteorización de las rocas y de la degradación de los materiales orgánicos de origen vegetal y animal, por lo cual los parámetros fisicoquímicos se presentan en concentraciones variables en el tiempo (Lanza De la & Gómez, 1999).

Éstos tipos de contaminación afectan a todas las cuencas hidrológicas del mundo —especialmente a las que soportan una alta densidad poblacional— donde se localizan los grandes sistemas de ríos, actualmente muy afectados, como el Salween y Yangtzé (sureste y centro asiático), el De la Plata (América del Sur), el del Bravo (Norteamérica) y el del Nilo (norte de África). Sus ecosistemas acuáticos presentan variaciones en las propiedades físicas, químicas y biológicas en cortos periodos de tiempo (Montoya-M, 2008).

Estudios realizados por Coutinho & Mello (2010) en el agua de una laguna costera subtropical, determinaron que la concentración de los parámetros fisicoquímicos se han mantenido en el mismo nivel de años anteriores (1996 y 1998), lo que implica que la distribución espacial y temporal de los iones del agua tienen relación directa con las actividades antropogénicas (Batres, 2012).

Los parámetros fisicoquímicos proporcionan amplia información de la naturaleza de las especies químicas del agua así como de sus propiedades físicas (Orozco, Pérez, González, Rodríguez & Alfayete, 2005) y su análisis permite evaluar rápidamente la calidad del recurso acuático (Samboni, Carvajal & Escobar, 2007). Debido a que éstos parámetros están sujetos a importantes fluctuaciones que ocurren a escalas espaciales y temporales muy variables (Mambiela, Montes & Martínez-Ansemil, 1991; Martínez-Ansemil & Mambiela, 1992; Elosegui & Pozo, 1994), es muy importante determinar su distribución espacial para conocer su dinámica dentro de la masa de agua (Allan, 1995).

En la parte baja de la cuenca del río Guayalejo –Tamesí en la República Mexicana, se encuentra un sistema lagunario que tiene gran importancia hidrológica, ecológica y social para la región (Vera, 2004). Este sistema comprende un área aproximada de 40 000 ha, dependiendo de la época del año y está conformado por ocho lagunas que pertenecen al Estado de Veracruz y diez lagunas que pertenecen al Estado de Tamaulipas (PESCA; Hurtado y Mora, 2007, INEGI, 2011). De éstas últimas, la laguna La Vega Escondida, está declarada como área natural protegida, donde se conservan al menos 24 especies animales y cuatro especies vegetales en estatus de protección especial, amenazadas o en peligro de extinción, además la laguna es una escala vital de aves migratorias en el corredor Norte-Sur del continente americano (Periódico Oficial del Estado de Tamaulipas, 2003), además por ella pasa el agua que se capta para la potabilización y posterior consumo humano en la ciudad de Tampico.

El objetivo de este trabajo es determinar la concentración y distribución espacial de algunos parámetros fisicoquímicos de referencia de la calidad del agua de la laguna La Vega Escondida, ya que no existe información reciente al respecto. De esta manera se busca hacer un acercamiento al comportamiento hidrodinámico y a su relación con la calidad fisicoquímica del agua de este importante vaso, dentro del sistema lagunario del Sur de Tamaulipas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la laguna La Vega Escondida, la cual es parte del sistema lagunario del Río Guayalejo – Tamesí, conocido también como Champayán (Región Hidrológica RH26 Río Pánuco) y se encuentra en el municipio de Tampico, al Sureste del Estado de Tamaulipas, México (Sánchez & Propin, 2005), Figura 1. En la zona predomina el clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, la humedad promedio es de 75 %, con temperaturas de 22 a 26 °C y precipitación entre 900 a 1100 mm por año. La geología de la cuenca que influye a la laguna, está compuesta por rocas sedimentarias como lutita-arenisca, perteneciente a los periodos geológicos Cuaternario y Paleógeno en la parte baja (INEGI, 2009) y por rocas sedimentarias a metamórficas del precámbrico terciario, en su mayoría calizas y lutitas y en menor grado los gneises, que ocasionalmente son cubiertos por depósitos de origen aluvial del Cuaternario en la parte media y alta (Seduma, 2010).

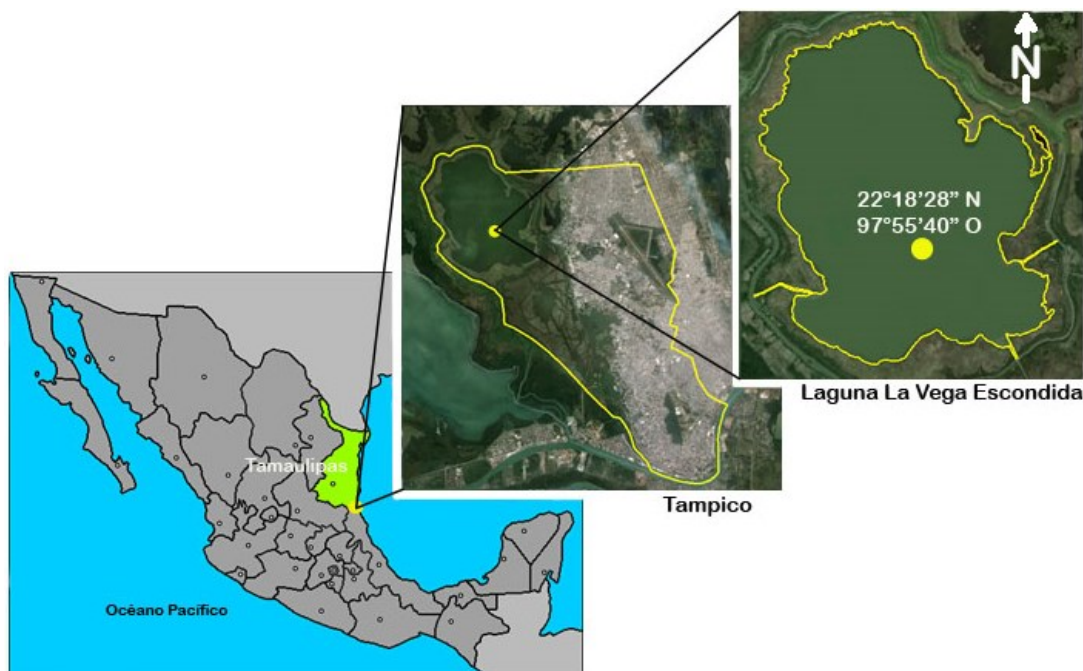
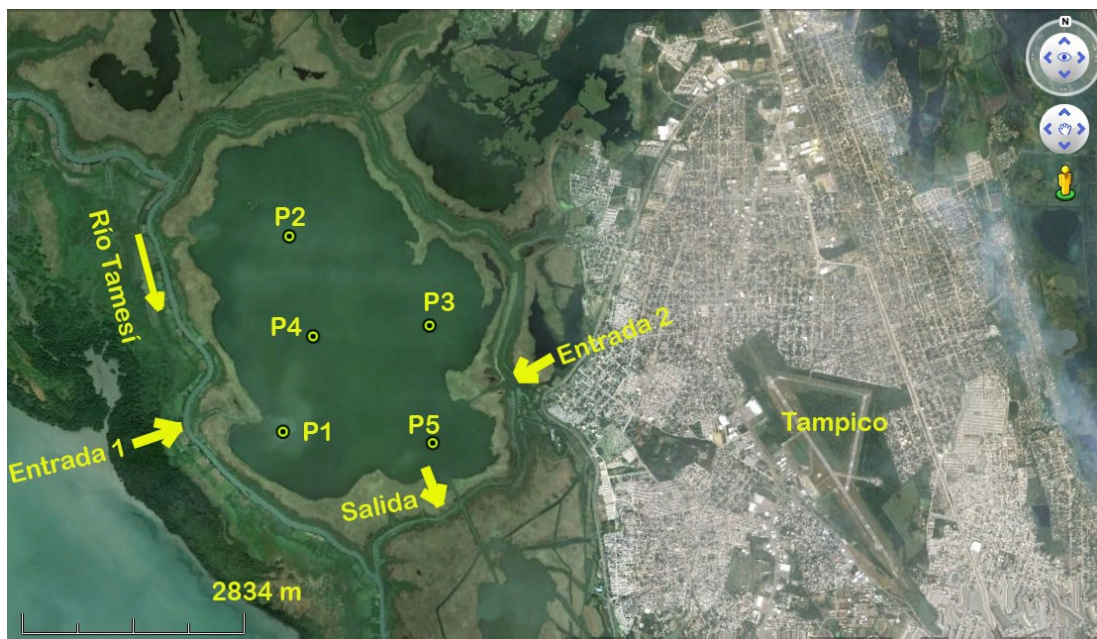


Figura 1. Ubicación geográfica de la laguna La Vega Escondida en Tampico, Tamaulipas, México.

Muestreo de agua

Para el muestreo del agua se establecieron cinco puntos (P1 = 22°17'40.9" N – 97°56'5.62 O; P2 = 22°19'2.7" N - 97°56'5.9 O; P3 = 22°18'26.8" N - 97°55'1.1 O; P4 = 22°18'21.0" N - 97°55'53.6 O; P5 = 22°17'37.9" N - 97°54'58.0 O), Figura 2. Estos puntos cubrieron las zonas de entrada, salida y ralentización de agua en el sistema. La recolección de agua de cada punto se realizó con la botella Alpha o de Van Dorf, mediante un muestreo simple a tres profundidades (0.30; 0.70 y 1.2 m respectivamente), siguiendo la metodología de la norma mexicana NMX-AA-014-SCFI1980, para muestreo de cuerpos receptores (SCFI, 1980). Cada muestra constó de 2 litros de agua, que se colocaron en botellas de plástico y se almacenaron en hieleras a 4 °C para su conservación. El transporte hasta el laboratorio se lo realizó siguiendo la metodología estipulada por la Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (Clesceri, Greenberg & Eaton, 1998).



Fuente: Google earth 2015.

Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo en la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Métodos analíticos

La concentración de los parámetros fisicoquímicos del agua de la laguna, se determinó mediante medición directa en campo y en el laboratorio siguiendo las normas mexicanas estipuladas para el análisis de cada parámetro. (Tabla 1). Dichos parámetros forman parte de los criterios ecológicos de la calidad del agua (CE-CCA-001/89), el cual señala un gran número componentes para establecer la calidad del agua para usos potenciales: fuente de abastecimiento de agua potable, uso recreativo, riego agrícola y la subsistencia de sistemas biológicos. Se eligieron dichos parámetros particulares por funcionar como indicadores del estado general de calidad del agua y por limitaciones técnicas y económicas para el desarrollo de este estudio.

Tabla 1. Normas mexicanas para el análisis de los parámetros fisicoquímicos del agua.

Análisis de laboratorio	Norma mexicana
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011*
Conductividad eléctrica (CE)	NMX-AA-093-SCFI-2000*
Oxígeno Disuelto (OD)	NMX-AA-012-SCFI-2001*
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2013*
Sólidos suspendidos totales (SST)	NMX-AA-034-SCFI-2001**
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001**
Dureza	NMX-AA-072-SCFI-2001**
Cloruros	NMX-AA-073-SCFI-2001**
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	NMX-AA-030-SCFI-2001**
Nitratos (NO_3^-)	NMX-AA-079-SCFI-2001**
Sulfatos (SO_4^{2-})	NMX-AA-074-SCFI-2001**

* Medición en campo ** Análisis de laboratorio

Distribución espacial de los compuestos mayoritarios

Se la realizó aplicando el método geoestadístico de Kriging en el programa Arc Gis 10.2, para lo cual se efectuó un análisis exploratorio de los datos, la evaluación de la normalidad, determinación de tendencias y anisotropías, construcción del semivariograma para la determinación de los rangos; la meseta y el valor del efecto pepita, ajuste de modelos teóricos para el variograma, análisis del efecto pepita, evaluación de los agrupamientos o clusters y la validación cruzada.

Resultados y discusión

Análisis de varianza

El valor promedio de pH fue de 7.79 ± 0.09 , por lo cual el agua de la laguna la Vega Escondida se le clasifica como débilmente básica (EcuRed, 2013), valores similares de pH han sido reportados para la laguna El Chairel (Semarnat, 2010), que es un cuerpo de agua adyacente. El promedio de conductividad eléctrica en la Laguna La Vega Escondida fue de $872.7 \pm 40.6 \mu\text{S cm}^{-1}$, este valor difiere con el promedio encontrado en un periodo de 16 años anteriores en el agua del río Panuco ($1122.75 \mu\text{S cm}^{-1}$) por la Semarnat (2010), pero es similar al de la laguna El Chairel ($650 \mu\text{S cm}^{-1}$) encontrado por Pérez-Arreaga, Garza-Flores, Canales-Caballero & Guevara-Guerrero (2012).

Al realizar una comparación entre los promedios de temperatura, DQO y NO_3^- con los encontrados en un periodo de 15 años en el agua de la laguna El Chairel y el río Pánuco, se determinó que la temperatura y la DQO de éstos eran más altos (temperatura = 27.0 y 27.2 °C; DQO = 6.9 y 12.7 mg L⁻¹ respectivamente) que el agua de la Vega Escondida. En el caso de los nitratos se determinó que el agua de la laguna La Vega Escondida, tiene un promedio (0.26 mg L⁻¹), esta concentración es menor que la reportada para un periodo de 15 años registrado para la laguna El Chairel y el río Pánuco, donde el contenido de NO_3^- era de 0.075 y 0.5 mg L⁻¹ respectivamente (Semarnat, 2010).

Los SST del agua de estudio también mostraron diferencias estadísticas significativas, tanto entre profundidades como entre sitios (Cuadro 2). Al realizar una comparación entre el promedio de SST (321.0 mg L⁻¹) de la laguna La Vega Escondida, con los determinados en un periodo de cinco años (50.0 mg L⁻¹ aproximadamente) en el río Tamesí, se observó que la masa de agua de la laguna de estudio se encuentra con una concentración de 290.0 mg L⁻¹ mayor a la registrada por Batres (2012) para el periodo del 2000 al 2005, por lo que el agua con relación a este parámetro se clasifica como agua contaminada (Nava, 2010). El promedio de alcalinidad encontrado en este estudio (168 mg L⁻¹), difiere con el promedio (70 mg L⁻¹ aproximadamente) encontrado, por lo que el agua de estudio tiene una buena capacidad *buffer* que la resistencia a los cambios de pH (Riberos *et al.*, 2008).

La evaluación del análisis de varianza de los resultados determinó que los valores promedio de temperatura, SST, alcalinidad, dureza cloruros

Demanda Química Oxígeno, NO_3^- y SO_4^{2-} , tenían diferencias significativas entre las profundidades de cada punto, así como entre los diferentes puntos de muestreo (Tabla 2), lo que podría deberse principalmente a la hidrodinámica del agua dentro de la laguna de estudio que genera una mezcla compleja de las agua recientes con la ya almacenadas, involucrando procesos de residencia del agua (Calvo-Brenes & Mora-Molina, 2007; Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008; Rendón-Dircio *et al.*, 2012). Al comparar los niveles de pH, T, Cl^- , dureza, alcalinidad, SO_4^{2-} y OD, analizados en la laguna La Vega Escondida, estos no superaron los límites máximos permitidos sugeridos en los criterios ecológicos de la calidad del agua (CE-CCA-001/89) con excepción de los SST, el cual supera los niveles de referencia.

Tabla 2. Análisis de varianza al 0.05 de significancia, entre profundidades (vertical) y sitios (horizontal), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Parámetro	$\bar{x} \pm S$	Análisis de varianza	
		Vertical	Horizontal
		P-valor	P-valor
pH	7.79 $\pm$ 0.09	0.22 ns	0.03*
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	872.7 $\pm$ 40.8	0.79 ns	0.01*
OD ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	7.16 $\pm$ 1.17	0.01*	0.71 ns
Temperatura	24.5 $\pm$ 0.36	0.12 ns	0.22 ns
SST(mg L^{-1})	321.0 $\pm$ 49.0	0.90 ns	0.60 ns
Alcalinidad (mg L^{-1} de CaCO_3)	168.35 $\pm$ 8.35	0.75 ns	0.50 ns
Dureza (mg L^{-1})	278.3 $\pm$ 6.88	0.31 ns	0.30 ns
Cloruros (mg L^{-1})	45.6 $\pm$ 0.75	0.76 ns	0.63 ns
DQO (mg L^{-1})	3.85 $\pm$ 4.90	0.07 ns	0.80 ns
Nitratos (mg L^{-1})	0.26 $\pm$ 0.21	0.26 ns	0.55 ns
Sulfatos(mg L^{-1})	15.06 $\pm$ 1.25	0.57 ns	0.06 ns

* significativa $p \leq 0.05$, (ns) no significativa

Distribución espacial

Para el análisis de la distribución espacial de los parámetros fisicoquímicos del agua de estudio se establecieron tres rangos de concentración (bajo, medio y alto), mismos que se distribuyeron en cada parámetro entre el valor más bajo y el valor más alto de todas las mediciones.

El potencial de hidrogeno (pH)

En las condiciones del presente estudio, se determinó que la mayor concentración del pH, se encontraba en las capas superficial e intermedia de la entrada 2 y la salida de agua. La concentración media, se localizaba en la capa superficial e intermedia de una parte de la zona de ralentización y en la entrada 1, así como en la capa profunda de la entrada 2 y la salida de agua. La menor concentración de pH, se ubicaba en las tres capas de agua de la zona de ralentización (Figura 3). La mayor concentración del pH en la entrada 2, se debe a que ésta proviene de un cauce secundario de poco caudal, el mismo que puede tener posibles focos de contaminación en su recorrido antes de llegar a la laguna, la misma que además influye en el área aledaña a la salida de agua ya que se encuentra muy cercana. La concentración media se debe a las propiedades hidrodinámicas, las mismas que permiten una mezcla permanente del agua dentro de la laguna, haciendo que el pH se distribuya de manera uniforme entre las diferentes profundidades. La menor concentración de pH, debido a que ésta proviene directamente del río Tamesí, el mismo que por su gran caudal soporta y amortigua la contaminación ya que existe una correlación entre caudal y pH (Calvo-Brenes y Mora-Molina, 2007).

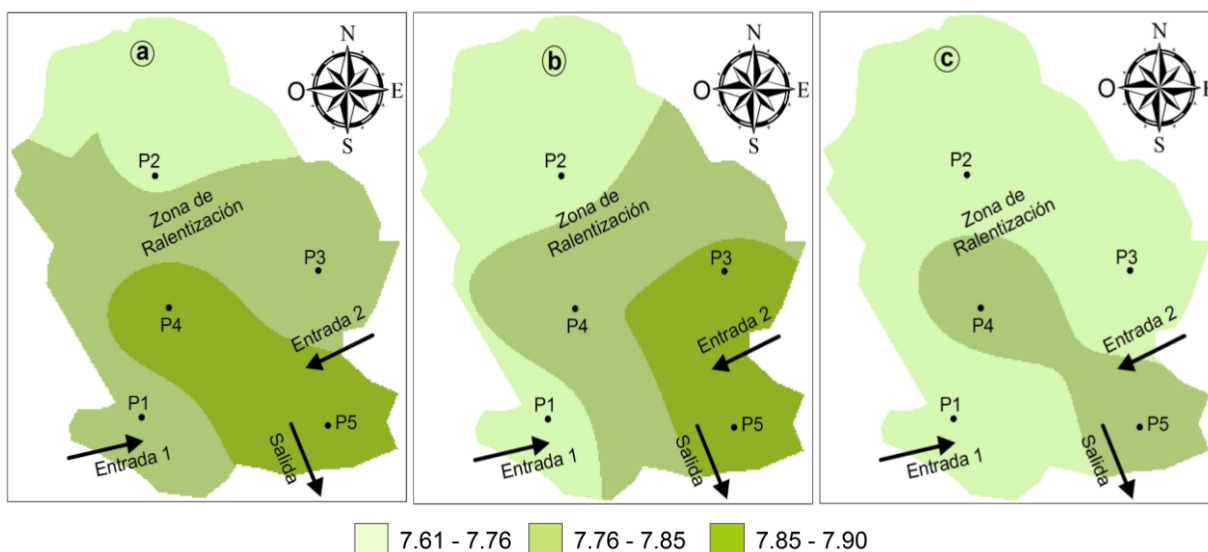


Figura 3. Distribución espacial del pH en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Conductividad eléctrica (CE)

La CE se distribuye espacialmente en mayor concentración en las capas intermedia y profunda de la entrada 2, la salida de agua y en el Noreste de la zona de ralentización (capa profunda). La concentración intermedia de CE se localizaba en la parte central desde el Norte hasta el Sur de las capas intermedia y profunda de la laguna y en las mismas áreas además de la entrada 2 de la capa superficial. Por último, se determinó que la menor concentración de CE se localiza en las tres capas de agua de la entrada 1 de la laguna (Figura 4). El comportamiento heterogéneo de la CE en espacio y tiempo, es condicionado por la mezcla de agua dulce (Rendón-Dircio *et al.*, 2012) del río Tamesí, el mismo que trae consigo carbonatos provenientes de las rocas calizas que conforman la cuenca (Pérez-Arreaga, Garza-Flores, Canales-Caballero & Guevara-Guerrero, 2012).

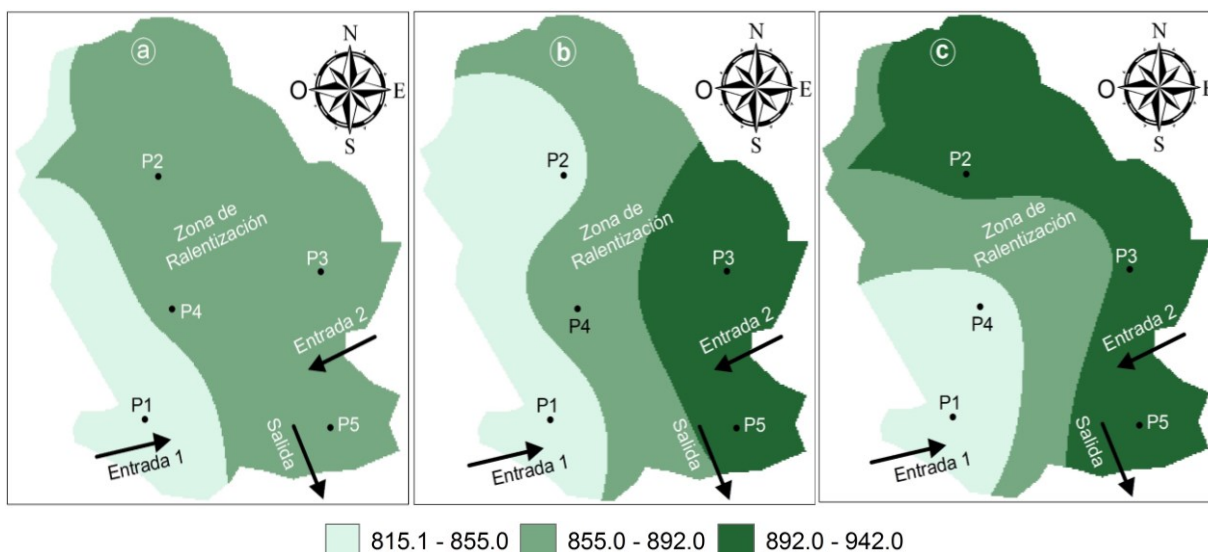


Figura 4. Distribución espacial de la conductividad eléctrica (CE) expresado $\mu\text{S cm}^{-1}$, en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Sólidos suspendidos totales (SST)

Se determinó que la mayor concentración, se encontraba en la capa superficial del área Noreste, en la capa intermedia de las entradas 1, 2 y la salida de agua, así como en la parte central de la laguna con relación: Este - Oeste (Figura 5). La concentración intermedia se localizó en las tres capas de estudio de la zona de ralentización, en el área de influencia de la entrada 2 y la salida de agua de las capas superficial y profunda. La menor concentración de SST, se encontraba en la capa superficial de la entrada 1 y en la capa intermedia del área Noreste de la laguna. Lo anterior se produce por las características hidrodinámicas de la laguna, las mismas que permiten que el agua se mezcle constantemente.

Luego de una comparación entre los SST y la DQO del agua de la laguna de estudio, se determinó que los SST son de composición mineral y no orgánico, debido a que la DQO que representa sólidos orgánicos se encuentra en niveles bajos, por lo tanto la presencia de SST se deben a la

erosión del suelo que ocurre durante todo el año en la cuenca, media y alta del río Guayalejo – Tamesí. Así, al realizar la comparación de los promedios de SST de este estudio con los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua, el líquido vital se encuentra dentro del rango de agua contaminada (Nava, 2010).

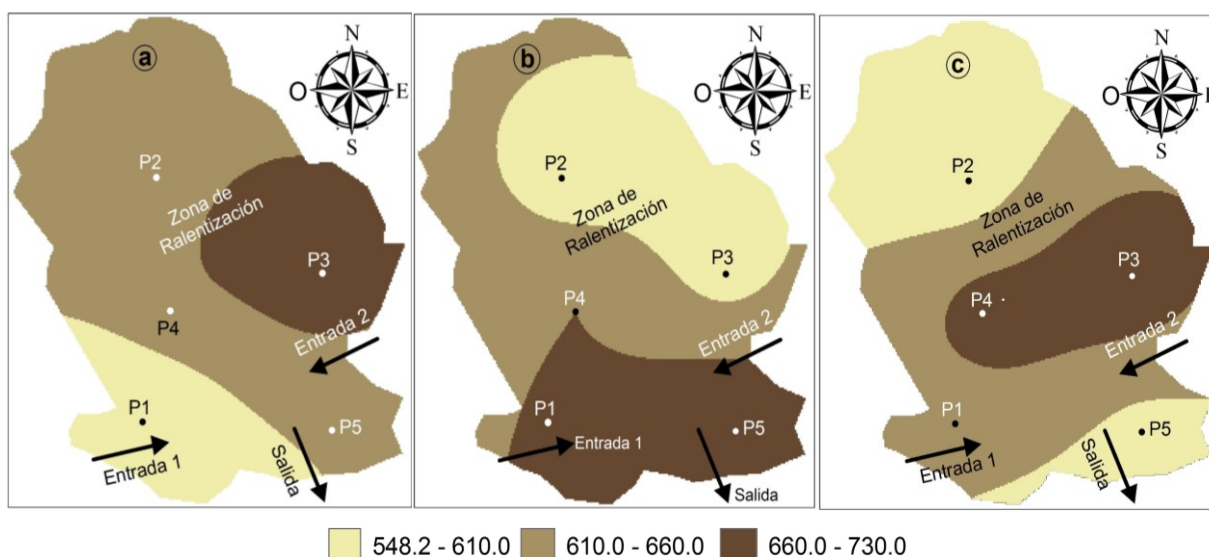


Figura 5. Distribución espacial de los sólidos suspendidos totales (SST) expresado en mg L^{-1} , en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Temperatura (T)

La temperatura más cálida ($24.5\text{--}25.5\text{ }^{\circ}\text{C}$) entre del agua se encontraba en las capas superficial e intermedia de la entrada 2, la salida de agua, en la parte central y al Noreste de la laguna. La temperatura intermedia ($24.3\text{--}24.5\text{ }^{\circ}\text{C}$), se localiza en las capas superficial e intermedia de la zona de ralentización y en la entrada 1 y en la capa profunda de la entrada 2 y su área de influencia. El rango de menor temperatura ($24.0\text{--}24.3\text{ }^{\circ}\text{C}$), se encontró en toda la columna de agua (tres capas de estudio) de la entrada 1, de donde se distribuye hacia la zona de ralentización y la salida de agua

a través de la capa profunda (Figura 6). El comportamiento del en el rango de (24.5-25.5 °C) la temperatura, es debido a que el agua de la entrada 2, proviene de un cauce secundario (pequeño), donde tiene mayor tiempo de residencia y al existir una correlación positiva entre la temperatura del aire con la termoclina (Zadereev, Tolomeev & Drobotov, 2014), esta tiene la tendencia a ser más cálida, por lo cual se mantiene y se mueve siempre por la capa superficial de la laguna.

Las tendencias de la temperatura intermedia del agua, se deben a que ésta es una mezcla del agua cálida de la entrada 2 con el agua fría de la entrada 1, producto de la hidrodinámica y el tamaño del cuerpo de agua. El comportamiento del (24.0-24.3 °C) de temperatura, es debido a que en la entrada 1, el agua proviene del cauce principal (río Tamesí), el cual tiene un gran caudal que se mantiene en constante movimiento (Batres, 2012), lo cual permite que el agua mantenga un patrón térmico estratificado (Montoya-M, 2008), con menor temperatura y densidad, en relación al agua que se encuentra dentro de la laguna, por lo cual al ingresar el agua fría a la laguna, esta se ubica y disemina por el fondo de la laguna (Figura 6).

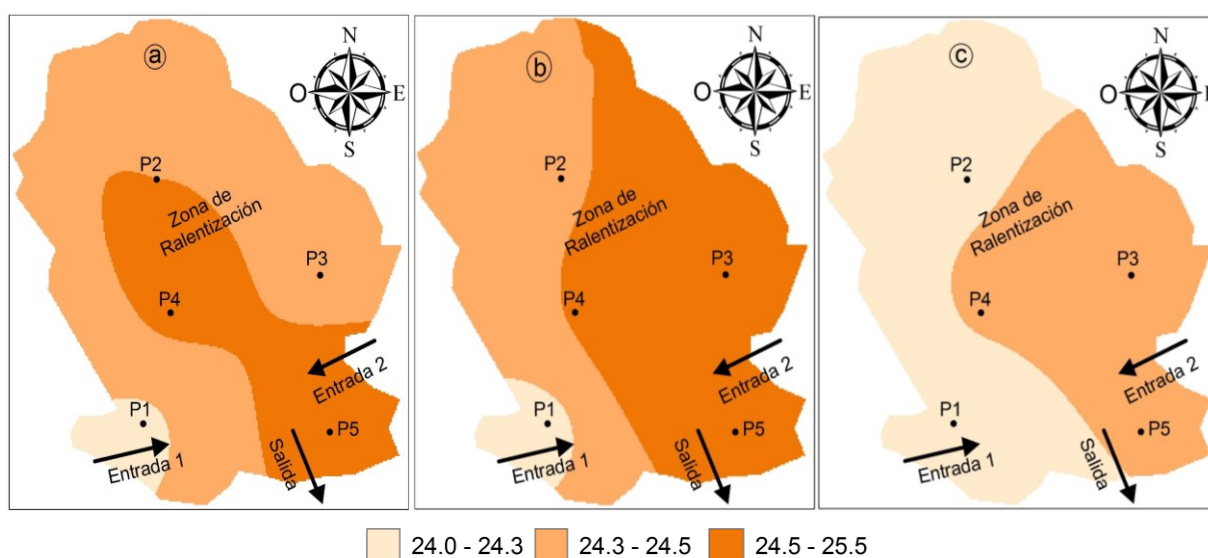


Figura 6. Distribución espacial de la temperatura (T) expresado en °C en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida. Tampico, Tamaulipas, México.

Cloruros (Cl^-)

La mayor concentración ($45.4\text{--}46.4 \text{ mg L}^{-1}$) de Cl^- , se encontraba en las capas superficial y profunda del área de la entrada 2 y en la capa intermedia del área de la entrada 1 y la zona de ralentización. La concentración intermedia ($44.7\text{--}45.4 \text{ mg L}^{-1}$), se localizaba en la capa superficial de la parte central (desde el Norte hasta el Sur) de la laguna, en la capa intermedia de la entrada 2 y salida de agua y en la capa profunda de la entrada 1 y la zona de ralentización. La menor concentración de Cl^- , se localizaba en la entrada 1 de la laguna (Figura 7). Lo anterior es debido a las condiciones hidrodinámicas del agua (Wetzel, 2001), que se ven influenciadas por el área de la laguna, profundidad media (Cardoso, Silveira & Marques, 2003), así como por la orientación de ésta con respecto a las entradas de agua, condiciones que permiten a los cuerpos de agua tener homogeneidad horizontal y vertical (Branco, Esteves, & Kozlowsky-Suzuki, 2000; Briand *et al.*, 2002; Figueredo & Giani, 2009; Nogueira y Ramírez, 1998; Coutinho & Mello, 2011), debido a que se realiza una mezcla constante y homogénea del agua que entra con la que se encuentra dentro de la laguna.

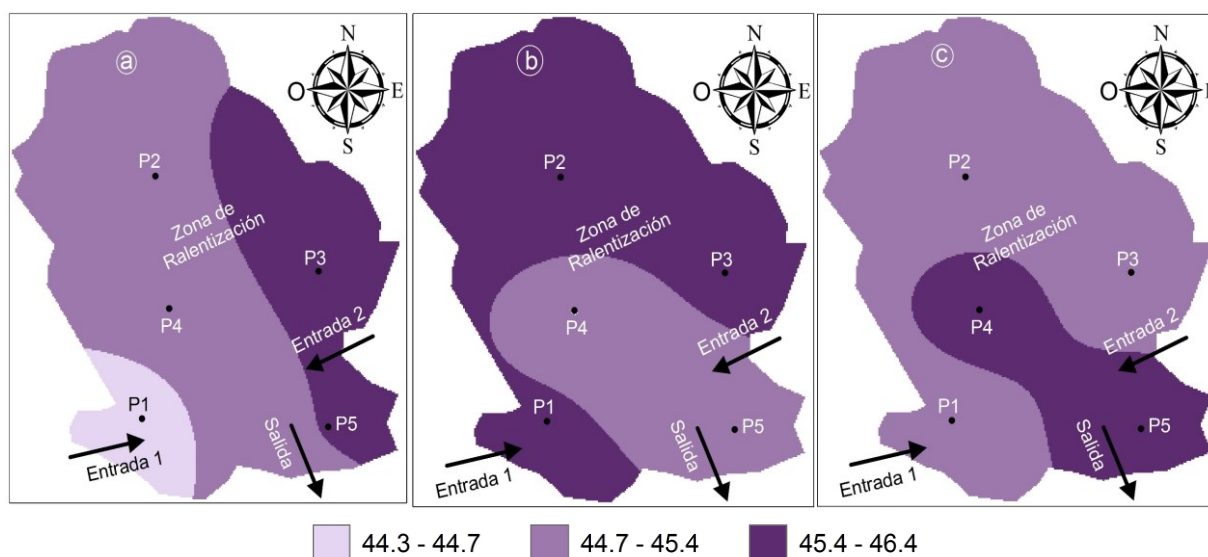


Figura 7. Distribución espacial de los cloruros (Cl^-) expresado en mg L^{-1} , en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Dureza

La distribución espacial del agua de estudio, determinó que la mayor concentración de dureza ($282.0\text{--}290.0\text{ mg L}^{-1}$), se localizaba en la capa intermedia de las entradas 1 y 2 y en la salida de agua y en la capa profunda al norte de la entrada 2. La concentración intermedia ($276.5\text{--}282.0\text{ mg L}^{-1}$) de dureza, cubrió aproximadamente un 90 % de la capa superficial y la capa intermedia de la zona central (relación Este – Oeste) de la capa intermedia de la laguna. La concentración baja ($267.0\text{--}276.5\text{ mg L}^{-1}$), se localizaba en la capa superficial de la entrada 2, en la capa intermedia y profunda de la zona de ralentización así como en la capa profunda de la salida de agua (Figura 8). La variación de la concentración de dureza en la columna de agua, se debe principalmente a la hidrodinámica del agua, que mantiene en constante mezcla y movimiento el carbonato que provienen de la meteorización de las rocas calizas que están formando la sierra Madre Oriental de México, por donde fluye el agua que se encuentra en el sistema lagunario del río Guayalejo – Tamesí y por ende dentro de la laguna de estudio (Vera, 2004).

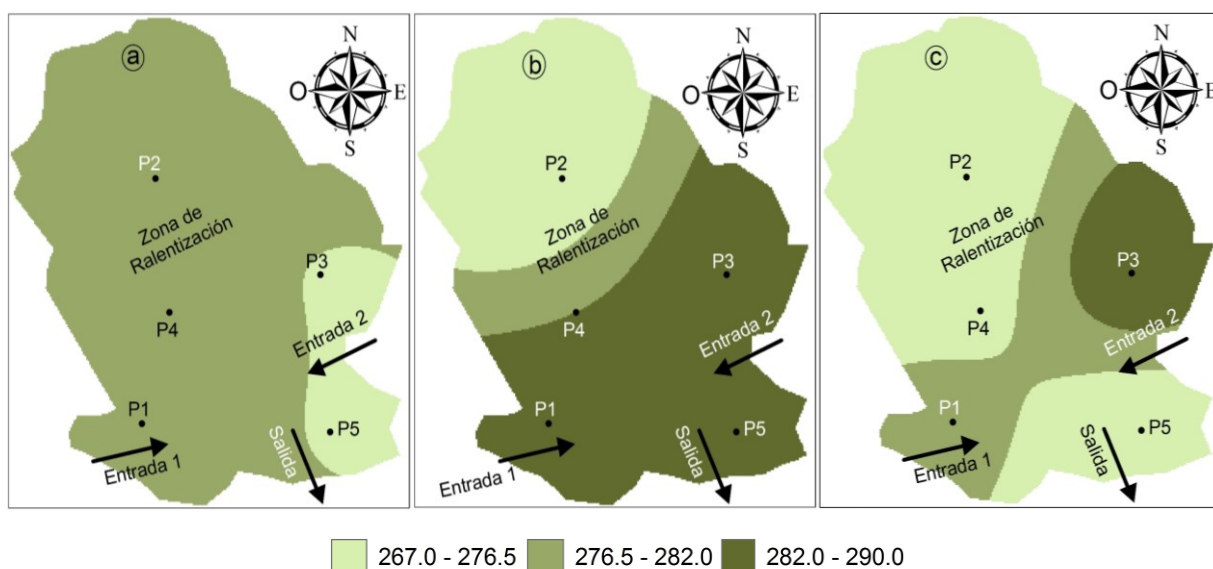


Figura 8. Distribución espacial de la dureza expresado en mg L^{-1} , en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Alcalinidad

La distribución espacial (Figura 9), determinó que el rango alto ($168.0\text{--}176.0 \text{ mg L}^{-1}$) de alcalinidad, se localizó en las tres capas de la entrada 2, en la capa profunda de la entrada 1 y la capa intermedia de la zona de ralentización. Este comportamiento se debe a que el cauce de la entrada 2 tiene mayor concentración de carbonatos (CaCO_3), la misma que proviene de la meteorización de las rocas calizas de que está conformada la geología de la cuenca (Vera, 2004) y posiblemente también sea por descargas de contaminantes que puedan haber en el trayecto de éste cause que pasa muy cerca de la ciudad de Tampico. El rango medio ($162.0\text{--}168.0 \text{ mg L}^{-1}$) se encontró en las capas superficial y profunda de la zona de ralentización y también en la capa intermedia de la parte central (relación Norte – Sur) de la laguna, lo que es debido a la mezcla de aguas provenientes de la entrada 2 y la entrada donde se ubica el Rango Bajo ($156.0\text{--}162.0 \text{ mg L}^{-1}$) de alcalinidad. Al tener la alcalinidad relación positiva con el pH, ésta se encuentra en mayor concentración donde hay mayor concentración de pH. Según el promedio de alcalinidad encontrado, se puede decir que el agua tiene buena capacidad para mantener el pH adecuado para que se desarrolle la vida acuática.

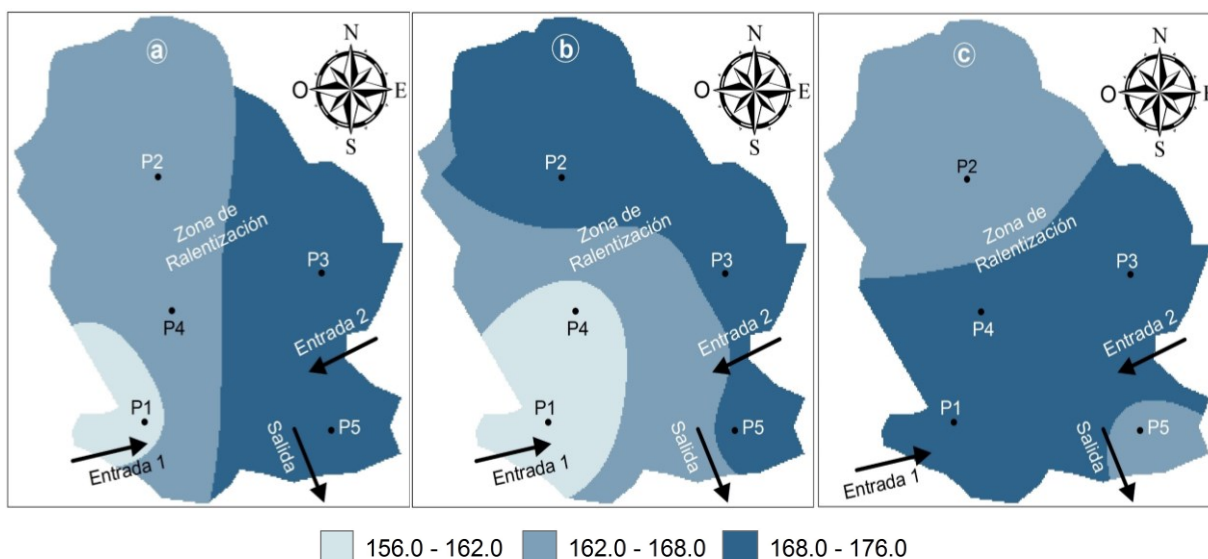


Figura 9. Distribución espacial de la alcalinidad en la capa superficial expresado en mg L^{-1} de CaCO_3 , en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Sulfatos (SO_4^{2-})

El análisis de distribución espacial mostró que debido a las condiciones hidrográficas del cuerpo de agua en estudio, los SO_4^{2-} , se encontraban en mayor concentración ($16.0\text{--}19.0 \text{ mg L}^{-1}$) en la capa superficial de la entrada 1. La concentración intermedia ($14.8\text{--}16.0 \text{ mg L}^{-1}$), se localizaba en las capas superficial y profunda de la zona de ralentización y en la capa intermedia de la entrada 1 y la salida de agua (Figura 10). Lo anterior se debe a que en el sistema de agua de la laguna, el sulfato se encuentra en constante mezcla. Las concentraciones encontradas de SO_4^{2-} no representan, riesgo para el desarrollo de la vida en el sistema de agua en estudio, ya que estos niveles, no son tóxicos para las plantas y animales.

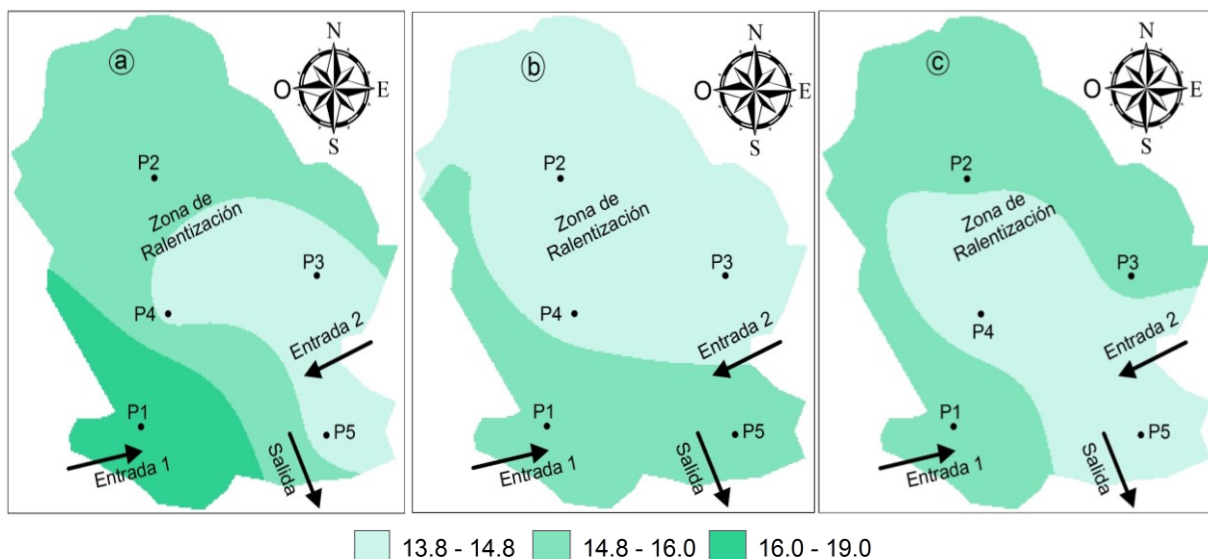


Figura 10. Distribución espacial de los sulfatos (SO_4^{2-}) expresado en mg L^{-1} , en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Demanda química de oxígeno (DQO)

La distribución espacial de la DQO en la columna de agua de la laguna La Vega Escondida, mostró que el agua de estudio tenía baja concentración ($0.0\text{--}3.0 \text{ mg L}^{-1}$) de DQO, ya que en las tres capas de la mayor parte del área de laguna, se encontró este nivel. La concentración media y alta, se encontró en la zona de ralentización de las capas superficial e intermedia, así como en la capa profunda de la entrada 2, su área de influencia y la salida de agua (Figura 11). Cabe indicar, que los niveles de DQO encontrados corresponderían a niveles naturales de materia orgánica, provenientes de la actividad biológica.

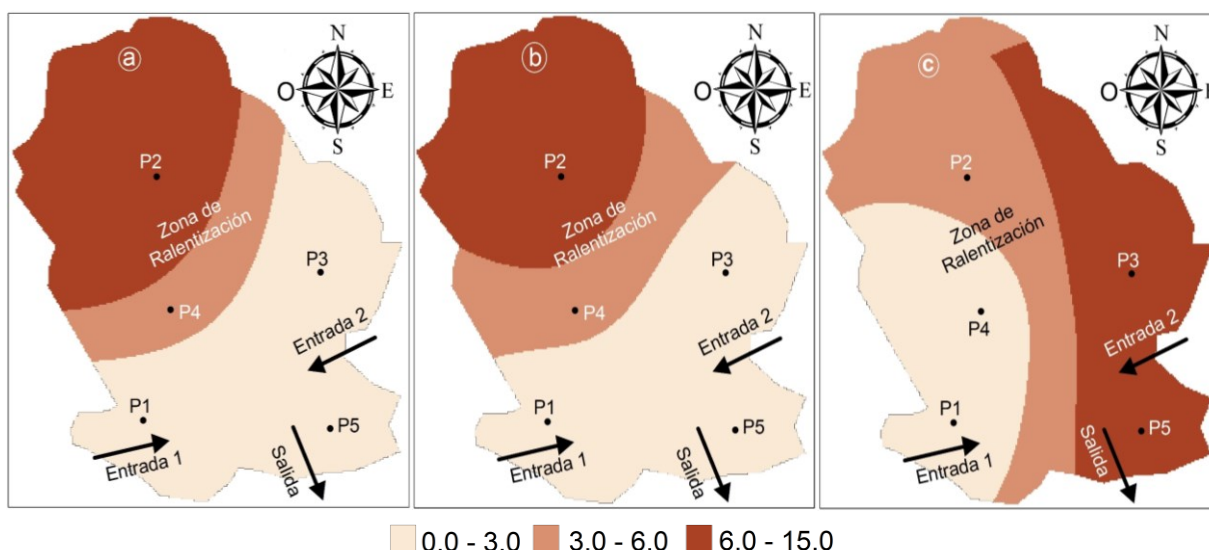


Figura 11. Distribución espacial de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) expresado en mg L^{-1} , en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Oxígeno disuelto (OD)

La distribución espacial determinó que la mayor concentración de OD, se encontraba en la capa superficial de todos los puntos de muestreo y en la parte central (Relación: Este – Oeste) de la laguna. La concentración intermedia se localizaba en la capa intermedia de la zona de ralentización y salida de agua. La menor concentración, se encontraba en la capa profunda de toda la laguna (Figura 12). Lo anterior, sucede porque el OD tiene una estrecha relación con la DQO, por lo cual en las zonas de la laguna donde éste parámetro se encuentran en nivel alto, el OD disminuye, ya que hay un alto consumo de oxígeno de parte de los microorganismos que están degradando la materia orgánica presente en el agua. Los niveles encontrados, no presentan riesgo de producir hipoxia en las especies acuáticas de éste cuerpo de agua (Montalvo *et al.*, 2008).

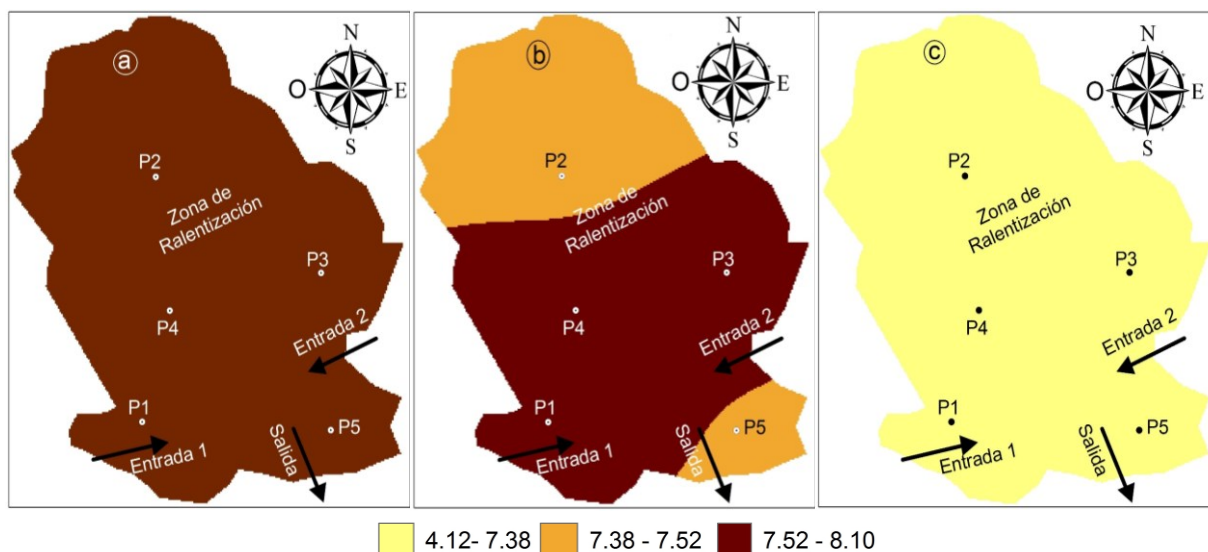


Figura 12. Distribución espacial del oxígeno disuelto OD mg O₂ L⁻¹, en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Nitratos NO₃⁻

La distribución espacial determinó que los NO₃⁻ se encontraban en mayor concentración en la capa superficial de la zona central de la laguna y las concentraciones intermedia y baja se localizaban en la mayor parte de la capa superficial e intermedia de la zona de ralentización y salida de agua (Figura 13). Se debe indicar que el análisis de NO₃⁻ no determinó concentración en la capa profunda, por lo cual no se presenta un mapa de distribución. Los niveles de nitratos encontrados en este estudio corresponden a concentraciones naturales, producto de la descomposición de materiales orgánicos, por ello al encontrarse los NO₃⁻ en un nivel bajo (0.26 mg L⁻¹), se puede decir el agua de estudio no se encuentra contaminada por este parámetro, debido a que se encuentra por debajo de los niveles de nitratos de las aguas naturales que es de 0.45 mg L⁻¹ (Chapman, 1996).

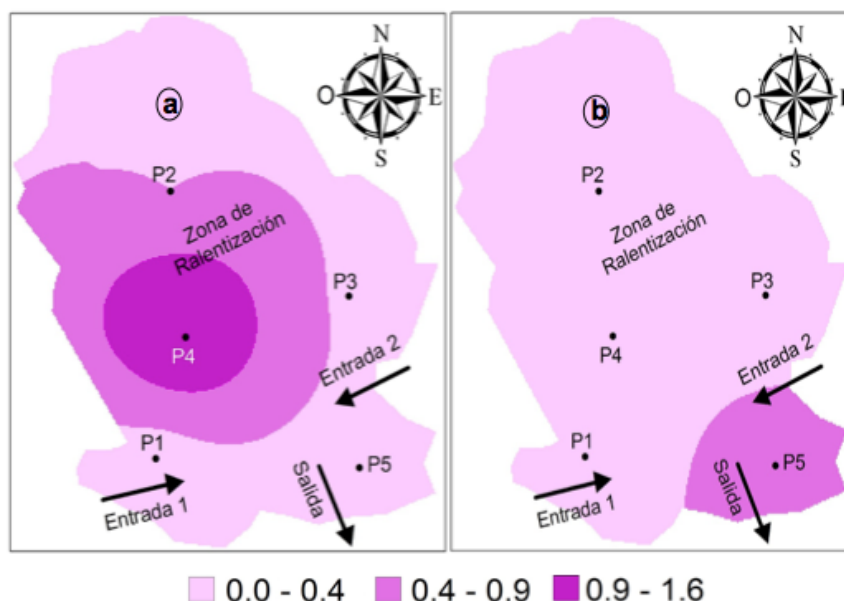


Figura 13. Distribución espacial del nitratos (NO_3^-) expresado en mg L^{-1} , en la capa superficial (a), intermedia (b) y profunda (c), del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México.

Conclusiones

El comportamiento general de los componentes analizados están influenciados directamente por los 2 puntos de entrada de agua a la laguna La Vega Escondida, la entrada 1 esta conectada directamente al río Tamesí, sus características dependen del nivel y la calidad del agua de dicho afluente principal, mientras que las características del agua que ingresan por la entrada 2, dependen de la actividad en el canal que circunda el área de la laguna y descarga sus aguas en el área de estudio.

Por la entrada 1 se incorporan aguas provenientes del arrastre de todo el recorrido de el sistema del río Tamesí, que drena un área aproximada de $15\,735\text{ Km}^2$ y que permite la dilución de contaminantes, por lo que el agua que ingresa por la entrada 1, es de mejor calidad que la que ingresa por la entrada 2. El agua que ingresa por la entrada 2, proviene de mismo sistema hidrológico, pero al entrar en un canal la ralentización y las

actividades urbanas que rodean la laguna La Vega Escondida, generan un deterioro de la calidad del agua que ingresa a la laguna.

Ya dentro de la laguna las aguas de la entrada 1 y 2 se mezclan generando una zona de mezcla en la parte sur de la laguna y una zona donde el flujo se ralentiza a el norte de esta misma, lo cual se refleja en el comportamiento de los distintos componentes analizados. Los parametros fisicoquimicos evaluados indican un cuerpo de agua saludable y estable, con una resiliencia adecuada a los efectos de contaminacion de las diversas actividades de la cuenca, permitiendole el desarrollo de la vida acuatica y su uso como fuente de abastecimiento de agua potable, uso recreativo, riego agrícola y la subsistencia de sistemas biológicos.

Es importante continuar este tipo de trabajos que monitoreen de manera estable la calidad del agua de la laguna La Vega Escondida y de todo el sistema lagunario, Champayan al cual pertenece, es importante que dicha información se ponga a disposición del público en general, se publique y este a disposición pública, debido a la importancia ecológica, social y económica de dicho sistema lagunario, el cual carece de un seguimiento apropiado de su estado ecológico y de la calidad del agua.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de México y la Universidad Tecnológica Equinoccial del Ecuador (UTE), por el apoyo financiero, mediante beca al autor principal para realizar los estudios de Maestría, de la que se deriva esta investigación.

Referencias

Ahmed, B., Seto M., Ishiga, H. K., Fukushima T., H. & Roser, B. P. (2010). Abundances, distribution, and sources of trace metals in Nakaumi-Honjo coastal lagoon sediments, Japan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167, 473-491.

Allan, J. D. (1995). Stream ecology: structure and function of running waters. *Chapman & Hall*, 5 (2), 87-172.

Batres, J. J. (2012). Crecimiento urbano e industrial, consecuencias ambientales en las lagunas urbanas y periurbanas en Tampico-Madero-Altamira del sur de Tamaulipas, México en *Planificación Territorial y*

Desarrollo Regional.(tesis de doctorado). Universidad de Barcelona. España.

Branco, W. C., Esteves, F. A. & Kozlowsky-Suzuki, B. (2000). The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé, R.J.) in Brazil. *Hydrobiologia*, 437, 71–81.

Briand, J. F., Robillot, C., Quiblier-Lloberas, C., Humbert, J. F., Coutè, A. & Bernard, C. (2002). Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Research*, 36, 3183–3192.

Calvo-Brenes, G. & Mora-Molina, J. (2007). Evaluación y clasificación preliminar de la calidad del agua de la cuenca del río Tárcoles y el Reventazón. Parte I: Análisis de la contaminación de cuatro ríos del área metropolitana. *Tecnología en marcha*, 20 (2), 3-9.

Camargo, J. A. & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16 (2), 1697-2473.

Cardoso, L. S., Silveira, A. L. L. & Marques, D. M. L. M. (2003). Ação do vento como gestor da hidrodinâmica na lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande Sul— Brasil). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(3), 5–15.

Chapman, D. (1996). *Water quality assessments: A guide to the use of Biota, sediments and water in environmental monitoring*.(second edition). Cambridge, Great Britain: University Press.

Coutinho, M. & Mello, M. (2011). Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181, 347–361.

Clesceri, L. S., Greenberg, A. E. & Eaton, A. D. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th Edition). Washington DC, United States: American Public Health Association.

EcuRed.(2013). *Enciclopedia colaborativa cubana*. Cuba: Joven Club de Computación y Electrónica. Recuperado de http://www.ecured.cu/index.php/Clasificaciones_qu%C3%ADmicas_del_agua

Elosegui, A. & Pozo, J. (1994). Variaciones nictemerales de las características físico-químicas de un río Cantábrico. *Limnética*, 10 (2), 15-25.

Figueredo, C. C. & Giani, A. (2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologia*, 39(4), 264–272.

Forero-Céspedes, A. M. & Reinoso-Flórez, G. (2013). Evaluación de la calidad del agua del río OPIA (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Caldasia*, 35(2), 371–387.

Gikas, G. D., Iannakopoulou, T. Y. & Tsihrintzis, V. A. (2006). Water quality trends in a costal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hidrobiologia*. 563, 385–406.

Hurtado, S. & Mora, A. (2007). Estudio de Flora y Vegetación Acuática del Humedal Sistema Lagunario del río Tamesí. Hábitat que Sustenta el Ecosistema. Tampico, Tamaulipas.

INEGI (2009). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tampico, Tamaulipas. (material de consulta). Recuperado de <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/28/28038.pdf>

Kjerfve, B. (1994). Coastal lagoons process. *Elsevier Oceanography Series*, (60), 577. Recuperado de [http://dx.doi.org/10.1016/S0422-9894\(08\)70006-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0422-9894(08)70006-0).

Lanza De la, G. & Gómez, S. (1999). Fisicoquímica del agua y Cosecha de Fitoplancton en una Laguna Costera Tropical. *Ciencia Ergo Sum*, 6(2), 147–153.

Li, X., Bianchi, T. S., Yang, Z., Osterman, L. E., Allison, M. A., DiMarco, S. & Yang, F. G. (2011). Historical trends of hypoxia in Changjian River estuary. Applications of chemical biomarkers and microfossils. *Journal of Marine Systems*, 86, 57–68.

Mahapatro, D., Panigrahy, R. C. & Panda, S. (2013). Coastal Lagoon: Present Status and Future Challenges. *International Journal of Marine Science*, 3 (23), 178–186.

Mambiela, P., Montes, C. & Martínez-Ansemil, E. (1991). Características hidroquímicas de los ríos de Galicia (NW Península Ibérica). *Limnética*, (7), 163–174.

Martínez-Ansemil, E. & Mambiela, P. (1992). The low mineralized and fast turnover watercourses of Galicia. *Limnética*, (8), 125 –130.

Monforte, G. & Cantú, P. C. (2009). Escenario del agua en México. *Culcyt//Recursos Hídricos*, (30), 31–40).

Montalvo, J. F., García, LL., Loza, S., Esponda, S. C., César, M. E., González de Zaya, R. & Hernández, L. (2008). Oxígeno disuelto y materia orgánica en cuerpos de aguas interiores del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Serie Oceanológica*. (4), 71-84.

Montoya-M., Y. (2008). Variaciones nictemerales de algunas variables climáticas, físicas y químicas en una laguna somera en Guatapé, Antioquia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 30 (88), 83-96.

Nava, C. (2010). *Diagnóstico de calidad del agua en zonas costeras*, Conagua, México. Recuperado de http://coin.fao.org/coinstatic/cms/media/6/12859463663950/10.cna-medicion-calidad_24ago10.pdf

Orozco, C., Pérez, A., González, M. N., Rodríguez, F. & Alfayete, J. (2005). *Contaminación ambiental: Una revisión desde la química* (3ª ed.). España: Thomson Editoriales, Paraninfo S.A.

Pereira, P., Pablo, H., Vale, C., Franco, V. & Nogueira, M. (2009). Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 281-292.

Pérez-Arreaga, E., Garza-Flores, R., Canales-Caballero, S. & Guevara-Guerrero, M. (2012). *Análisis de la calidad del agua y del paisaje del sistema lagunario Chairel*. Ciudad Victoria, Tamaulipas: Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria.

15-

21.<http://www.itvictoria.edu.mx/personal/tecnointelecto/TecnoINTELECTO-FINAL-%20Vol%209%20%282%29-2012.pdf>

Pérez-Castillo, A. G. & Rodríguez, A. (2008). Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Revista Biología Tropical*, 56 (4), 1905-1918.

Periódico Oficial del Estado de Tamaulipas. (2003). Recuperado de http://www.tampico.gob.mx/gobierno1/areas/obras_pub/ecologia/vega.htm.

PESCA. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2003). NOM-033-PESC-2003. *Pesca responsable en el sistema lagunar Champayán y río Tamesí, incluyendo las lagunas Chairel y La Escondida, ubicados en el Estado de Tamaulipas. Especificaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros*.

Rendón-Dircio, J. A., Ponce-Palafox, J. T., Rojas-Herrera, A., Arredondo-Figueroa, J. L., Lanza De la, G. & Flores-Verdugo, F. (2012). Morfometría, hidrodinámica y físico-química del agua de la laguna de Chautengo, *Revista BíoCiencias*, 1 (4), 25-37.

Riveros, N. E., Varela, P. & Augusto, M. (2008). Determinación de Bacterias Coliformes y Análisis de Parámetros Físicoquímicos del Arroyo Agua Negra. San Juan.

Roldán, G. & Ramírez J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Colombia : Universidad de Antioquia.

SALUD. Secretaría de Salud. (1994). NOM-127-SSA1-1994. *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*.

Samboni, N. E., Carvajal, Y. E. & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros físicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27 (3), 172-181. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/iei/v27n3/v27n3a19.pdf>

Sánchez, A. & Propin, E. (2005). Potencial regional del turismo en la zona metropolitana de Tampico, México. *Cuadernos Geográficos*, (37), 153-182. Recuperado de <http://www.ugr.es/~cuadgeo/docs/articulos/037/037-007.pdf>

Seduma. (2010). *Programa municipal de ordenamiento territorial y desarrollo urbano de Tamaulipas*. Recuperado de http://seduma.tamaulipas.gob.mx/wpcontent/uploads/2011/11/Programa_municipal_Altamira.pdf.

Semarnat. (2010). *Compendio de estadísticas ambientales*. Recuperado de http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServletad33.html

Spaulding, M. L. (1994). Modeling of circulation and dispersion. in coastal lagoons. In B. Kjerfve (ed.). *Coastal lagoon processes* (pp.103-132). Amsterdam: Elsevier.

Specchiulli, A., Renzi, M., Scirocco, T., Cilenti, L., Florio, M., Breber, P., Focardi, S. & Bastianoni, S. (2010). Comparative study based on sediment characteristics and macrobenthic communities in two Italian lagoons. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, 237-256.

Vera V., R. (2004). Calidad del agua. *La cuenca del río Guayalejo-Tamesí, situación actual, políticas públicas y perspectivas*. México: El colegio de Tamaulipas, 75–88.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). San Diego, United States of America: Academic Press.

Zadereev, E., Tolomeev, A. & Drobotov, A. (2014). Spatial and seasonal dynamics of dissolved and suspended nutrients in the water column of meromictic lake Shira. *Acta Geológica Sinica*, 88 (1), 173-174. DOI: 10.1111/1755-6724.12267_18

Diagnóstico de indicadores de calidad físico-química del agua en afluentes del río Atoyac

Diagnosis of indicators of physical-chemical quality of water in affluents of the Atoyac River

E. González-Pérez¹

H.M. Ortega-Escobar²

M.J. Yáñez-Morales³

A. Rodríguez-Guillén⁴

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Bajío, Celaya, Guanajuato, México, email: gonzalez.enrique@inifap.gob.mx

²Colegio de Postgraduados, Hidrociencias, Campus Montecillo, Edo. de México, email: manueloe@colpos.mx

³Colegio de Postgraduados, Fitopatología, Campus Montecillo, Edo. de México, email: yanezmj@colpos.mx

⁴Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Bajío, Celaya, Guanajuato, México, email: rodriguez.alejandro@inifap.gob.mx

Autor para correspondencia: E. González-Pérez, email: gonzalez.enrique@inifap.gob.mx

Resumen

El agua para riego que se utiliza en la región de Texmelucan, Puebla, y zonas colindantes proviene, principalmente, del deshielo de los volcanes y de los pozos profundos, aunque alrededor de 350 productores emplean aguas residuales. Se evaluaron algunos parámetros que inciden en la calidad físico-química del agua cuando se utiliza con fines de riego

(pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , PO_4^{2-} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , B y Cl^-) mediante un muestreo aleatorio realizado en 28 puntos de diversos afluentes del río Atoyac. Los resultados muestran que la CE osciló entre 0 y 0.875 dS m^{-1} ; el 64.28% correspondió a aguas de baja salinidad y bajo contenido de sodio (clase C1S1), el 28.57% a aguas con salinidad media y bajo contenido de sodio (clase C2S1) y el 7.15% a aguas de salinidad alta y bajo contenido de sodio (clase C3S1). En promedio, el Ca (0.98 meq L^{-1}) y Mg (1.11 meq L^{-1}) estuvieron presentes en mayor concentración, lo que modificó favorablemente los valores de la relación de adsorción de sodio (RAS). Los iones bicarbonato (HCO_3^-) en el agua presentaron una media de 1.83 meq L^{-1} . La concentración de Cl^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} , B y SO_4^{2-} no ha afectado a los cultivos establecidos y la concentración de PO_4^{2-} es un aporte significativo a los cultivos. Estos resultados indican que la región de Texmelucan tiene agua apta para el riego desde el punto de vista físico-químico; sin considerar el contenido de metales pesados ni el resultado de los análisis biológicos de la misma.

Palabras clave: aguas residuales municipales e industriales, salinidad, sodicidad, hortalizas, flores de corte, nutrimentos.

Abstract

In the area of Texmelucan, Puebla, the main source of irrigation water come from the melting of ice on the volcanoes and from deep wells; these sources satisfy the water needs of the agricultural area of Texmelucan and its surroundings. However, around 350 farmers also use wastewater to irrigate their crops. We evaluated some parameters that incide on the physical and chemical quality of the water when it is used for irrigation (pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , PO_4^{2-} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , B and Cl^-). Random sampling was performed in 28 points, in tributaries of the Atoyac River, where water samples were taken to perform the corresponding physical and chemical analysis. Results show that the EC fluctuated between 0 and 0.875 dS m^{-1} ; 64.28% were waters with a low salinity and sodium contents (class C1S1), 28.57% were waters with a medium salinity and low sodium content (clase C2S1) and 7.15% were waters with a high salinity and a low sodium content (class C3S1). On average, Ca (0.98 meq L^{-1}) and Mg (1.11 meq L^{-1}) were present in higher concentrations, which favorably modified the sodium adsorption ratio (SAR). The ion bicarbonate (HCO_3^-) in the water presented an average of 1.83 meq L^{-1} . The concentration of Cl^- , HCO_3^- ,

CO_3^{-2} , B and SO_4^{-2} has not affected the established crops and the concentration of PO_4^{2-} is a significant contribution to the crops. These results indicate that the area of Texmelucan, Pue. Has adequate water for irrigation from the physical and chemical standpoint, disregarding its content of heavy metals or biological analyses.

Keywords: Municipal and industrial wastewater, salinity, sodicity, vegetables, ornamental flowers, nutrients.

Recibido: 07/10/2015

Aceptado: 02/07/2018

Introducción

La agricultura de riego ocupa el 16% de las zonas cultivables del mundo (FAO, 2013), mismas que aprovechan las aguas superficiales y las que se extraen de pozos profundos, principalmente. Sin embargo, esta última práctica ha ocasionado que el nivel de las primeras sufra pérdidas considerables por sobreexplotación en zonas agrícolas, en detrimento de su calidad por contaminación. Las aguas residuales al descargarse sin tratamiento a los afluentes de los ríos perjudican su uso y reducen su potencial de aprovechamiento al afectar su calidad (física, química y biológica), por lo que se vislumbran déficits críticos en algunas regiones de México (Can Chulin, Ramírez, Ortega-Escobar, Trejo & Cruz, 2008)

El concepto de calidad del agua ha sido definido por diversos autores como "las propiedades químicas, físicas y biológicas del agua que afectan su uso". Desde el punto de vista agrícola, la calidad del recurso se refiere al tipo y a la cantidad de sales presentes en ella así como a su efecto sobre el suelo, el desarrollo y crecimiento de los cultivos (Letey *et al.*, 2003). Las principales variables que determinan la calidad del agua de riego, desde una perspectiva agrícola, son la concentración total de sólidos disueltos o sales solubles, la presencia relativa de sodio, el contenido de carbonatos y bicarbonatos y la concentración de otros iones específicos que pueden ser tóxicos, como cloro y boro (De Pascale & Barbieri, 1995; Castellanos, 2015). Estos elementos que inciden sobre

la calidad del agua se originan en la disolución o meteorización de las rocas y otros componentes edáficos que son transportados mediante corrientes superficiales o subterráneas y, posteriormente, depositados en el suelo de forma natural o mediante el riego (Römheld, 2002). Existen varios parámetros para determinar la calidad del agua que incluyen la acidez y la alcalinidad, el pH, la conductividad eléctrica (CE), la relación de adsorción de sodio (RAS) (Richards, 1982, Ayers & Westcot, 1989), la salinidad efectiva, la salinidad potencial y el índice de permeabilidad (Cortés-Jiménez *et al.*, 2008). En este sentido, Cortés-Jiménez, Troyo-Diéguez & Garatuza-Payán (2009) realizaron una correlación entre indicadores de la calidad del agua para uso agrícola en la que determinaron que la mayoría de ellos (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^-), a excepción del RAS, estuvieron correlacionados con la CE, mientras que los valores de RAS solo estuvieron correlacionados entre sí. De acuerdo con lo anterior, concluyeron que ambos indicadores son los más importantes en el diagnóstico de la calidad del agua y que, el valor de CE interpretado de acuerdo con la FAO y el cálculo e interpretación del RAS de acuerdo con Richards (1982) o Ayers y Wescot (1989) son los criterios más adecuados, suficientes y sencillos.

En la Región de San Martín Texmelucan, Puebla, la producción de hortalizas y ornamentales de flor de corte es una de las actividades más importantes en la región (González-Pérez, Carrillo-Salazar, García de los Santos, Yáñez-Morales & Juárez-Muñoz, 2011) donde el 65% de la superficie dedicada a la producción agrícola es bajo condiciones de riego cuyas aguas provienen de corrientes superficiales, de nacimientos y del deshielo de los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl (razón por la cual presentan baja concentración de iones), además del empleo de aguas residuales urbanas e industriales con diferentes concentraciones y composiciones iónicas fácilmente alterables debido, principalmente, a su origen. Las aguas residuales contienen cantidades considerables de iones tóxicos como son bicarbonatos, boro, cloro, cadmio y flúor, entre otros, que afectan a algunos cultivos (Ayers & Westcot, 1989). Estos iones causan quemaduras en el ápice de las hojas en algunas plantas cultivadas, y esto repercute en una reducción de la estética de la planta y de su sabor, lo que afecta su precio en el mercado.

En esta investigación se analizaron diferentes muestras de agua recolectadas en los afluentes del río Atoyac; la parte estudiada fue la zona productora del Valle de Texmelucan, que es una zona montañosa que comprende los municipios de San Felipe Teotlalcingo, San Martín Texmelucan, San Matías Tlalancaleca, Santa Rita Tlahuapan y San

Salvador el Verde. Con estos antecedentes y debido a que no existen estudios en esta región sobre la calidad del agua que se utiliza para riego se determinó la concentración de los iones que afectan al suelo y al desarrollo de los cultivos.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La región productora de hortalizas y flores de corte del Valle de Texmelucan, Pue., se ubica a 19°17' N y 98°26' O; a una altitud media de 2 278 metros sobre el nivel del mar (msnm). Tiene un clima templado húmedo con estación invernal seca (Cw) (c, con temperatura media anual de 17 °C. La temporada de lluvias abarca de mayo a octubre, con una precipitación media anual de 801.6 mm, con lluvias frecuentes en las tardes. De noviembre a febrero es común que se presenten heladas (por debajo de 0 °C) y el clima sea frío (5 °C) (García, 2004).

Muestreo

En 2011 se realizó un muestreo en tres afluentes del río Atoyac: Achichipilco, Santa María y San Felipe, distribuido en puntos ubicados en los municipios de San Felipe Teotlalcingo, San Matías Tlalancaleca, San Martín Texmelucan, San Salvador el Verde, y Santa Rita Tlahuapan. Las estaciones de muestreo se establecieron en diferentes sitios de estos municipios con la finalidad de abarcar la mayor superficie posible en donde se riega con estas aguas (Tabla 1). La selección de los puntos de

muestreo se realizó utilizando los criterios de accesibilidad al punto de muestreo, que el agua fuera empleada para el riego de cultivos y que la superficie muestreada cubriera la mayor parte del área de estudio. Cada muestra se tomó en los cauces a intervalos de 2 a 5 km de distancia y, en los pozos profundos, se tomó de la pileta de descarga (Figura 1).

Tabla 1. Identificación de los puntos de muestreo ubicados en la región productora del Valle de Texmelucan, Puebla.

No	Sitio de muestreo	No	Sitio de muestreo	No	Sitio de muestreo
1	Santa María (desagüe).	11	Ejido El Banco.	21	Pozo Tlanalapan.
2	Río Santa María.	12	San Antonio A. (río).	22	San Simón Atzizintla.
3	Ameyal Santa María.	13	Atoyac (Texmelucan).	23	San Rafael Tlanalapan.
4	San Felipe (desagüe).	14	San Martín Texmelucan.	24	El Moral.
5	San Felipe Teotlacingo.	15	San Antonio A. (desagüe).	25	San Cristóbal (desagüe).
6	Ejido El Bentudero.	16	San Matías Atzala.	26	San Cristóbal Tepatlaxco.
7	San Miguel Teanguistenco.	17	Pozo Tlalancaleca.	27	Puebla de Zaragoza.
8	San Salvador El Verde.	18	Presa de Chautla.	28	Presa Manuel Ávila Camacho.
9	Ejido La Virgen.	19	Ex-hacienda de Chautla.		
10	Hagüey La Virgen.	20	Teotlalzingo.		

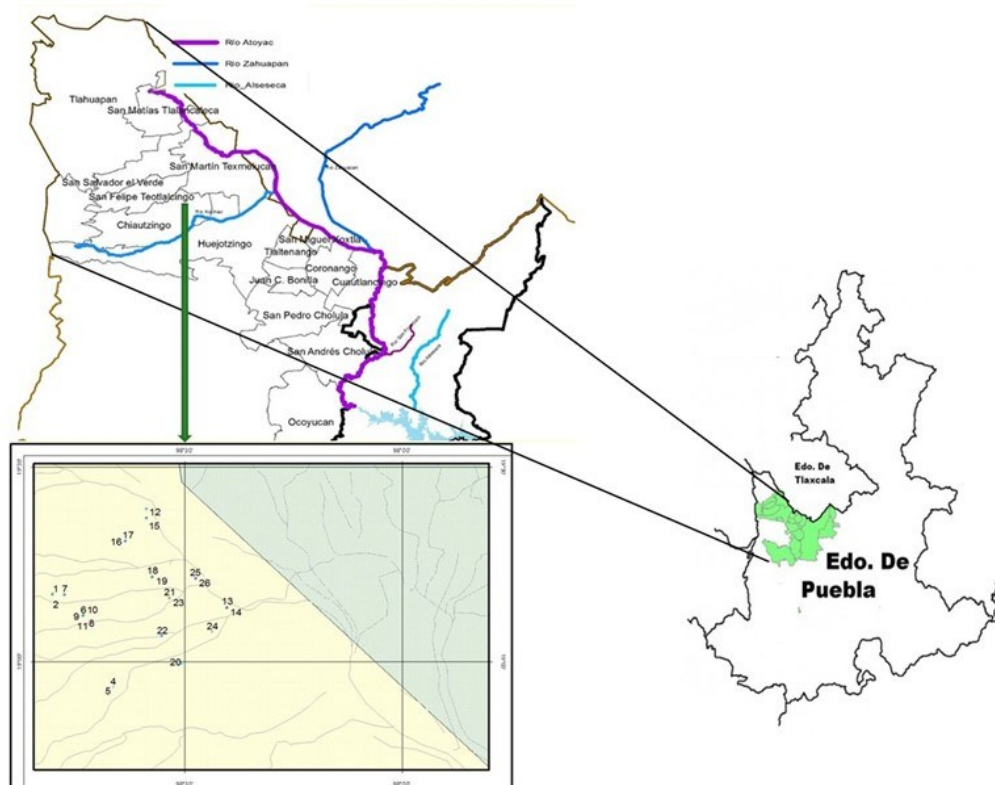


Figura 1. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo (ver la Tabla 1 para realizar su identificación correspondiente).

Colecta de muestras

De los afluentes del río Atoyac se seleccionaron 26 puntos de muestreo y, de los pozos profundos, solo dos, los cuales se ubicaron con un GPS Garmin MAP60. Los puntos fueron seleccionados de manera estratégica para conocer el carácter físico-químico dominante de las aguas de la zona. De cada punto se tomaron tres muestras (repeticiones), en botellas de plástico (HPDE) las cuales se aforaron a 500 mL de agua. Las muestras de pozo se tomaron cuando el equipo de bombeo tenía más de tres horas en funcionamiento y, en los ríos, se tomó del agua en movimiento, a una profundidad media de 1.0 m. Cada muestra se

identificó, colocando una etiqueta con la descripción del lugar, fecha de colecta, datos generales y clave de identificación.

Para conocer la composición cuantitativa de las aguas, las muestras se trasladaron al laboratorio para realizar las determinaciones físicas y químicas (Tabla 2 y 3). La comprobación de exactitud de valores analíticos se hizo con los métodos recomendados por Eaton, Clesceri, Rice, Greenberg, & Franson, 2005).

Tabla 2. Parámetros físicos y químicos evaluados en las muestras de agua del río Atoyac, método usado y referencia correspondiente.

Determinación	Método	Referencia
a. pH	Potenciómetro	Eaton <i>et al.</i> (2005)
b. Conductividad eléctrica (CE)	Conductivímetro	Richards (1982)
c. Residuo seco evaporado (RSE)	En base a peso seco	APHA (1998)
d. Calcio y Magnesio	Titulación	Richards (1982)
e. Sodio y Potasio	Flamometría	Greenberg (1992)
f. Boro	Titulación	Page <i>et al.</i> (1982)
g. Carbonatos y Bicarbonatos	Titulación	Richards (1982)
h. Cloruros	Titulación	Richards (1982)
i. Sulfatos	Turbidimetría	APHA (1998)
j. Ortofosfatos	Titulación	Rodier (1978)

Tabla 3. Concentración permisible de pH, TSD, de los principales cationes y aniones y B (meq L⁻¹) en agua para su uso en riego, de acuerdo a Richards (1982).

Parámetr	pH	TSD	Ca	M	Na	K	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄	B*
----------	----	-----	----	---	----	---	-----------------	------------------	----	-----------------	----

o			†	g	+	*	-2	-	-	-2	
Limite	6.5	<200	0-	0-	0-	0	0-	0-10	0-	0-	0.7
permisibl	-	0	20	5	40	-	0.1		3	20	-3
e	8.4					2			0		

TDS = Total de sólidos disueltos

†mg L⁻¹.

Relación de adsorción de sodio (RAS)

Se estudiaron los valores de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) para determinar las variaciones bajo diferentes enfoques: RAS observada (RAS), (Gapón, citado por Ayers & Westcot, 1989; Ecuación 1), RAS ajustada (RASaj), en la que se tiene en cuenta la formación de precipitados de CaCO₃, aunque se sigue ignorando los precipitados de CaSO₄, así como equiparar el Ca y el Mg (Bower & Wilcox, 1965; Ecuación 2) y RAS corregida (RAS^o) que toma en consideración el efecto de las concentraciones de carbonatos (CO₃²⁻) y del bicarbonato (HCO₃⁻) y la salinidad (CEa) sobre los procesos de dilución y precipitación del calcio (Suárez, 1981; Ecuación 3).

$$RASc = 0.08 + 1.115 RAS \quad (1)$$

$$RASaj = RAS [1 + (8.4 - pHc)] \quad (2)$$

$$RAS^o = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (3)$$

Dónde: Na = contenido de sodio en el agua de riego en meq L⁻¹; Ca = contenido de calcio en el agua de riego en meq L⁻¹; Mg = contenido de magnesio en el agua de riego en meq L⁻¹; pHc = pH teórico en el que el

agua alcanzaría el equilibrio con el CaCO_3 ; y Ca^0 = contenido corregido de calcio en el agua de riego en meq L^{-1} .

El pHc se calculó de acuerdo con la ecuación: $\text{pHc} = (\text{pK}_2 - \text{pKc}) + \text{p}(\text{Ca}) + \text{p}(\text{Alk})$.

Donde: pK_2 = el logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del ácido carbónico (H_2CO_3), corregido por la fuerza iónica de la solución; pKc = el producto de solubilidad del CaCO_3 , corregido por la fuerza iónica de la solución; pCa = corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de Ca^{2+} ; $\text{p}(\text{Alk})$ = es el logaritmo negativo de la concentración equivalente titulable de CO_3^{2-} y HCO_3^- .

El valor de Ca^0 es el contenido de calcio en el agua de riego, corregido por la salinidad del agua (CEa), por el contenido de iones bicarbonato con relación a su propio contenido de calcio ($\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$) y por la presión parcial del dióxido de carbono (CO_2), ejercida en los primeros milímetros del suelo (presión igual a 0.0007 atm).

Resultados y discusión

Las corrientes superficiales y nacimientos de agua son la principal fuente de abastecimiento de agua para riego en el Valle de Texmelucan; sin embargo, aproximadamente 800 productores utilizan aguas residuales urbanas e industriales para regar sus cultivos. Con este estudio se pretende obtener un panorama más amplio y claro de la calidad del agua de los afluentes del río Atoyac en la zona productora del Valle de Texmelucan. Los resultados indican bajas concentraciones de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , lo cual se atribuye a que los suelos presentan bajo contenido de minerales solubles (Tabla 4).

Tabla 4. Concentración de los principales cationes y aniones y su sumatoria, así como valor del pH, CE y RSE* de las aguas residuales en los afluentes del río Atoyac, Puebla.

No.	p	CE	<u>meq L⁻¹</u>	RSE
-----	---	----	---------------------------	-----

		H	(dS m⁻¹)	Ca²⁺	Mg²⁺	Na⁺	K⁺	Σ	B	HCO₃⁻¹	Cl⁻	SO₄⁻²	Σ	mg L⁻¹
1	6.				0.3	0.	0.	1.	0.1		0.	0.0	1.	
	6	0.114	0.65	9	03	02	09	9	0.86	18	8	12	82	
2	6.				0.4	0.	0.	0.	0.1		0.	0.0	1.	
	9	0.109	0.46	5	04	02	97	3	0.83	11	6	00	76	
3	7.				0.5	0.	0.	1.	0.1		0.	0.0	0.	
	0	0.109	0.46	3	05	02	06	5	0.84	10	5	99	78	
4	6.				1.5	0.	0.	2.	0.3		0.	0.1	2.	
	5	0.289	1.07	5	04	02	68	3	2.31	25	6	72	203	
5	6.				0.6	0.	0.	1.	0.2		0.	0.1	1.	
	8	0.164	0.6	4	20	12	56	6	1.03	45	0	58	115	
6	6.				0.6	0.	0.	1.	0.1		0.	0.0	1.	
	9	0.138	0.5	7	07	06	30	9	0.85	39	9	33	95	
7	7.				0.6	0.	0.	1.	0.1		0.	0.0	1.	
	1	0.128	0.50	3	04	02	19	1	1.03	13	5	21	91	
8	6.				0.6	0.	0.	1.	0.1		0.	0.0	1.	
	8	0.126	0.50	3	05	02	20	2	0.86	25	7	18	86	
9	6.				0.6	0.	0.	1.	0.2		0.	0.1	1.	
	9	0.138	0.50	5	08	05	28	3	0.85	33	2	30	95	
10	7.				0.6	0.	0.	1.	0.2		0.	0.1	1.	
	0	0.132	0.50	2	11	03	26	6	0.79	31	3	23	89	
11	6.				0.4	0.	0.	1.	0.1		0.	0.1	1.	
	8	0.126	0.60	4	08	07	19	7	0.86	18	8	22	91	
12	6.				1.1	0.	0.	2.	0.1		0.	0.1	2.	
	9	0.283	1.3	8	12	02	62	9	1.68	75	7	60	187	
13	6.				3.1	2.	0.	8.	0.6		0.	0.7	8.	
	6	0.875	2.56	5	15	38	24	3	6.92	85	7	54	660	
14	7.				1.6	0.	0.	3.	0.2		0.	0.1	3.	
	1	0.358	1.40	6	14	08	28	1	2.32	85	6	33	238	
15	6.				2.1	0.	0.	3.	0.2		1.	0.1	3.	
	7	0.378	1.05	3	33	05	56	8	2.08	25	8	51	242	
16	6.				0.5	0.	0.	1.	0.3		0.	0.0	1.	
	9	0.164	0.80	8	15	02	55	1	1.20	30	7	57	116	

17	6. 9	0.214	0.80	0.9 5	0. 13	0. 08	1. 96	0.1 9	1.55	0. 27	0.1 6	1. 98	148
18	6. 7	0.230	0.67	1.3 4	0. 09	0. 06	2. 16	0.1 8	0.11	1. 75	0.2 8	2. 14	120
19	6. 5	0.230	0.63	1.3 7	0. 07	0. 06	2. 13	0.2 4	0.46	0. 71	1.0 1	2. 18	167
20	7. 3	0.151	0.65	0.7 3	0. 03	0. 02	1. 43	0.2 0	1.03	0. 25	0.1 3	1. 41	104
21	7. 3	0.150	0.68	0.0 8	0. 05	0. 13	0. 94	0.2 2	0.95	0. 36	0.1 2	1. 43	99
22	7. 0	0.164	0.80	0.6 2	0. 06	0. 02	1. 50	0.1 9	1.25	0. 20	0.0 6	1. 51	113
23	6. 9	0.138	0.45	0.6 2	0. 16	0. 04	1. 27	0.5 3	0.92	0. 33	0.0 4	1. 29	93
24	7. 2	0.252	1.10	1.1 5	0. 08	0. 03	2. 36	0.3 3	1.95	0. 25	0.1 6	2. 36	177
25	7. 0	0.442	1.71	1.8 0	0. 25	0. 38	4. 14	0.1 9	2.86	0. 98	0.2 8	4. 12	307
26	7. 0	0.440	2.19	1.7 5	0. 12	0. 05	4. 11	0.0 8	3.42	0. 50	0.2 4	4. 16	317
27	6. 9	0.667	1.77	2.2 5	1. 75	0. 35	6. 12	0.5 6	5.19	0. 50	0.5 8	6. 27	489
28	7. 2	0.818	2.55	2.5 8	2. 20	0. 39	7. 72	0.5 2	6.19	0. 93	0.7 2	7. 84	604
Medi a	6. 87	0.263	0.98	1.1 1	0. 31	0. 09	2. 49	0.2 6	1.83	0. 49	0.2 2	2. 54	188. 8
Mín	6. 5	0.109	0.45	0.0 8	0. 03	0. 02	0. 97	0.0 8	0.11	0. 10	0.0 4	0. 99	76
Máx	7. 3	0.875	2.56	3.1 5	2. 20	0. 38	8. 24	0.6 3	6.19	1. 75	1.0 1	8. 54	660
Med	6. 90	0.164	0.74	0.8 4	0. 10	0. 05	1. 76	0.2 1	1.12	0. 35	0.1 6	1. 78	118. 0
Moda	6. 90	0.164	0.50	0.6 2	0. 05	0. 02	1. 93	0.1 9	1.03	0. 25	0.1 6	1. 97	95.0 0

R.S.E. = Residuo seco evaporado.

Min= Mínimo

Max= Máximo

Med= Mediana

Este estudio se desarrolló en una zona rural donde, prácticamente, los únicos vertidos que se encontraron fueron provenientes de la agricultura y ganadería, los cuales no incrementaron de manera significativa la concentración iónica del agua. Sin embargo, en el 25% de los puntos de muestreo las aguas presentaron alteraciones de los parámetros físico-químicos que potencialmente pudiesen ocasionar daño en algunos cultivos. Estos puntos se ubicaron en lugares de descarga urbana e industrial, donde las aportaciones de desechos incrementaron la concentración de los iones B , Na^+ , CO_3^{2-} y HCO_3^- .

Distribución de aniones y cationes

La distribución de los cationes y aniones en los 28 puntos mostró que el ión Mg^{+2} cubrió la mayor superficie, al sobresalir en casi todas las estaciones de muestreo. Este ión representó el 44.57% del total de cationes, seguido de Ca^{+2} , con 39.3% y Na^+ , con el 12.44%, esto fue determinado por el origen de las aguas que son de deshielo y subterráneas. Las aguas presentaron una relación $(Mg^{+2} + Ca^{+2})/Na^+ > 3.5$, por lo que el uso de esta agua en el riego agrícola a la fecha no ha ocasionado ningún problema en las propiedades físico-químicas del suelo. El contenido de Na^+ indica que la probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable es baja por lo que, a corto y mediano plazo, el agua es apta para riego desde el punto de vista de esta variable (Richards, 1982).

El contenido de iones bicarbonato (HCO_3^-) en el agua presentó una media de 1.83 meq L^{-1} y mostró una relación $HCO_3^-/(Cl^- + SO_4^{2-})$ de 2.57. Esta relación estuvo influenciada por la actividad biológica y no tanto por la presencia de iones Na^+ , además que la relación de 1:2 representa procesos de sodificación en el suelo. Mientras que el contenido de iones Ca^{+2} fue de 0.98 meq L^{-1} en promedio, y el de Mg alcanzó un valor de 1.11 meq L^{-1} . Las variaciones en la concentración de los iones Ca^{+2} y Mg^{+2} modificaron favorablemente los valores de la

relación de adsorción de sodio (RAS). Los resultados concuerdan con lo reportado por Paliwal & Gandhi (1976) y por Torres & Acevedo (2008), quienes mencionan que cuando las variaciones de Ca^{+2} y Mg^{+2} están en balance impiden que la RAS aumente y cause daño por sodicidad y salinidad. El agua con que se riega a los cultivos dedicados a flor de corte en la región contienen una cantidad moderada de iones bicarbonato ($<7.5 \text{ meq L}^{-1}$). Esta situación es favorable debido a que los bicarbonatos tienen influencia sobre el desarrollo de las flores y, si hay exceso, se pueden presentar manchas blancas en las hojas como resultado de la actividad biológica aeróbica y anaeróbica que da origen a la mayor parte de los iones bicarbonato (Buyatti & Pilatti, 1997).

Concentración total de sólidos disueltos

Los valores mostraron una CE de 0.7006 dS m^{-1} obtenida entre la relación total de sólidos disueltos (TSD; mg L^{-1}) y la CE (dS m^{-1}), esto indica que el agua de los afluentes del río Atoyac contiene iones bicarbonato (Ramírez, Ortega-Escobar, Rodríguez, Ramírez-Ayala, & Rone, 1989). Sin embargo, los valores de CE obtenidos estuvieron dentro de lo permitido por el (Diario Oficial de la Federación (DOF), 1989), que es de 0.9 a 1.1 dS m^{-1} . La CE estuvo determinada por el origen del agua, ya que el 92.8% de las aguas con que se riega en la región del Valle de Texmelucan son aguas de deshielo, de manantiales y subterráneas de pozos, mientras que solo el 7.14% corresponde a aguas residuales (puntos donde desemboca el drenaje de fábricas y desechos urbanos). Debido a ello, todas las muestras de agua presentaron baja CE y se clasificaron como adecuadas para riego, considerando solamente esta variable (Olías, Cerón & Fernández, 2005), a excepción de los puntos en los que desembocan las aguas residuales. En general, la CE osciló entre 0.109 a 0.875 dS m^{-1} y la distribución de las muestras fue: 64% entre 0.1 y 0.25 dS m^{-1} , 28.57% entre 0.25 y 0.75 dS m^{-1} , y 7.14% entre 0.75 y 1.0 dS m^{-1} (Tabla 4). Es importante señalar que los mayores porcentajes correspondieron a los puntos 13 (San Martín Texmelucan), donde desembocan aguas residuales provenientes de fábricas de textiles y de drenaje; 25 y 26 (San Cristóbal Tepatlaxco), donde se incorporan desechos de fábricas textiles, granjas y desechos

urbanos; 27 (Ciudad de Puebla) en el cual la principal fuente de abastecimiento de agua es la descarga del drenaje que desemboca a lo largo del cauce del río y, finalmente, al punto 28 (Presa Manuel Ávila Camacho), donde se acumulan todos los residuos que se incorporan a lo largo del río Atoyac.

Concentración de boro

El boro se encuentra en todas las aguas naturales, y en la región de estudio el boro es un elemento abundante debido a que el agua atraviesa superficies de suelo y estratos litológicos de origen volcánico (Rhoades, Kandiah & Mashali, 1992). El 85.71% de las muestras tuvieron de 0.082 a 0.33 mg L⁻¹ y, de acuerdo a las normas de la Comisión Nacional de Agua (DOF, 1989), esta concentración causa daño en cultivos muy sensibles. El restante 14.28% se ubicó entre 0.33 y 0.67 mg L⁻¹, estas concentraciones causan daño en cultivos como aguacate, limón, zarzamora, etc. (Ayers & Wescot, 1989), mientras que en flores de corte (como gladiolo) el daño solo ocurre cuando se excede el límite de tolerancia de 2 mg L⁻¹. En general, se puede decir que las concentraciones de boro se encuentran en cantidades que no tienen efectos tóxicos en la mayoría de cultivos regados en el Valle de Texmelucan y que este tipo de agua solo causaría daño en cultivos muy sensibles a este elemento (Torres & Acevedo, 2008). Una concentración de B superior a 0.3 mg L⁻¹ ocasiona toxicidad en la mayoría de los cultivos y, en la región de estudio, solo se identificaron cuatro puntos que superan este nivel de concentración: Ciudad de Puebla, San Cristóbal Tepatlaxco, San Martín Texmelucan, y la Presa Manuel Ávila Camacho, que son lugares en los que desembocan aguas residuales de fábricas y desechos urbanos.

En lo que respecta a los 24 puntos restantes, se observó que el contenido de boro fue cambiando conforme se incorporaron aguas residuales, éste se inició con una concentración de 0.082 mg L⁻¹, donde la principal fuente de boro fueron los materiales volcánicos por los que atraviesa el agua (Ameyal), que emerge en las faldas del volcán Popocatepetl mientras que, en la trayectoria del cauce, la concentración de boro disminuye debido a que parte de este boro se fija en el

complejo arcilloso. Sin embargo, el punto cuatro presentó un aumento considerable (0.63 mg L^{-1}) en relación a la concentración inicial, esto influenciado principalmente por la incorporación de agua residual con alto contenido de detergente proveniente de la comunidad de San Felipe Teotlalzingo (28).

Concentración de sulfatos

Ayers y Westcot (1989) mencionan que las aguas originadas de residuos urbanos normalmente contienen de 0.01 a $2.0 \text{ mg de SO}_4^{-2} \text{ L}^{-1}$, lo cual ha traído beneficios a los suelos donde se utiliza esta agua, por el aporte de azufre en sus diferentes formas. El ión sulfato no provoca en general daños a las plantas, sin embargo, contribuye al incremento de la salinidad en la solución del suelo (Glover, 1993). En este estudio el 96.4% de las aguas tuvieron una concentración de SO_4^{-2} entre 0.1 y 0.6 mg L^{-1} , solo el punto 19 ubicado en la Ex-hacienda de Chautla (3.57%) tuvo una concentración de 1.01 mg L^{-1} . En este punto se incorpora la descarga de agua residual de fábricas textiles y de los drenajes de las comunidades aledañas. Estas concentraciones no causan fitotoxicidad a los cultivos (Kowalska & Sady, 2003) por lo que, la concentración de sulfatos no representa peligro para el suelo y/o cultivos. Por el contrario, aportan cantidades significativas de azufre (SO_4^{-2}) a los suelos donde se riega con esta agua, por lo cual se tiene la ventaja de que el contenido de sulfatos aportados por el agua a los diferentes cultivos se puede restar a la fórmula de fertilización utilizada por los productores.

Clasificación de las aguas en relación a la CE y RAS (RASc, RASaj, RAS)

Las muestras de agua de los afluentes del río Atoyac se clasificaron de acuerdo a la RAS original, corregida y ajustada (Tabla 5). El 64.28% de las muestras correspondió a aguas de baja salinidad y bajo contenido de

sodio, las cuales son aptas para riego (C1-S1). Sin embargo, pueden presentarse problemas en suelos con baja permeabilidad y en cultivos sensibles al sodio; el 28.57% fue para aguas con salinidad media y bajo contenido de sodio, también aptas para riego (C2-S1) aunque en ciertos casos puede ser necesario emplear volúmenes de agua en exceso y utilizar cultivos tolerantes a la salinidad y, además, en algunos suelos puede presentarse problemas de permeabilidad. El restante 7.14% fue para aguas de salinidad alta (C3-S1) que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drenaje, empleando volúmenes de agua en exceso para lavar el exceso de sales del suelo y realizar un uso de cultivos muy tolerantes a la salinidad.

Tabla 5. Localización geográfica de los sitios de muestreo y valores de los índices derivados de la Relación de Adsorción de Sodio (RASo, RASaj y RASc) en los afluentes del río Atoyac.

Sitio	LN*	LO*	RASo	RASaj	RASc	Clasificación
1	19° 17' 32"	98°32' 15"	0.042	0.268	0.040	C1-S1
2	19° 17' 32"	98°32' 15"	0.059	0.398	0.056	C1-S1
3	19° 17' 32"	98°32' 15"	0.071	0.464	0.068	C1-S1
4	19° 13' 49"	98°30' 05"	0.253	0.063	0.254	C2-S1
5	19° 13' 49"	98°30' 05"	0.254	1.445	0.256	C2-S1
6	19° 16' 41"	98°31' 09"	0.092	0.562	0.088	C1-S1
7	19° 17' 31"	98°31' 50"	0.053	0.323	0.054	C1-S1
8	19° 16' 08"	98°30' 52"	0.067	0.414	0.064	C1-S1
9	19° 16' 41"	98°31' 09"	0.106	0.651	0.102	C1-S1
10	19° 16' 41"	98°31' 09"	0.147	0.920	0.139	C1-S1
11	19° 16' 41"	98°31' 09"	0.111	0.708	0.106	C1-S1
12	19° 20' 56"	98°28' 53"	0.108	0.284	0.121	C1-S1
13	19° 17' 00"	98°26' 00"	0.272	0.611	0.521	C2-S1
14	19° 17' 00"	98°26' 00"	0.273	0.613	0.523	C2-S1
15	19° 20' 56"	98°28' 53"	0.262	0.165	0.288	C2-S1
16	19° 19' 24"	98°29' 47"	0.181	0.955	0.190	C1-S1
17	19° 19' 40"	98°29' 39"	0.139	0.586	0.152	C1-S1

18	19° 18' 14"	98°28' 41"	0.090	0.465	0.047	C1-S1
19	19° 18' 14"	98°28' 41"	0.070	0.341	0.060	C1-S1
20	19° 14' 45"	98°27' 37"	0.036	0.202	0.036	C1-S1
21	19° 17' 23"	98°28' 04"	0.081	0.558	0.079	C1-S1
22	19° 15' 51"	98°28' 20"	0.071	0.374	0.076	C1-S1
23	19° 17' 23"	98°28' 04"	0.219	1.352	0.215	C2-S1
24	19° 16' 02"	098°26' 32"	0.275	0.416	0.286	C2-S1
25	19° 18' 10"	98°27' 08"	0.289	0.138	0.228	C2-S1
26	19° 18' 10"	98°27' 08"	0.085	0.073	0.061	C1-S1
27	19° 02' 36"	98°11' 50"	1.234	2.688	1.538	C3-S1
28	18° 55' 10"	98°08' 03"	1.374	2.706	1.499	C3-S1

LN= Latitud norte

LO= Longitud oeste.

C1-S1= Agua de baja salinidad y bajo contenido de sodio apta para riego.

C2-S1 = Agua con salinidad media y bajo contenido de sodio apta para riego.

C3-S1 = Agua de salinidad alta que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drenaje, empleando volúmenes de agua en exceso para lavar el suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.

Estos resultados indican que toda la región productora del Valle de Texmelucan tiene agua de adecuada calidad, apta para riego y en la que no se tienen problemas de sodicidad, solamente en los puntos donde se incorporan aguas residuales como en San Martín Texmelucan y en la Presa Manuel Ávila Camacho podrían causar problemas de salinidad en suelos con baja permeabilidad y en cultivos poco tolerantes a la salinidad. Los resultados concuerdan con Olías, Cerón & Fernández (2005) quienes mencionan que no existe problema con el uso de estas aguas debido a su baja CE ($<0.75 \text{ dS m}^{-1}$) y RAS por lo que pueden usarse en la mayoría de suelos debido a las pocas probabilidades de alcanzar concentraciones peligrosas de sodio intercambiable. Mientras que Levin, Goldstein & Mamedov (2005) mencionan que aguas con baja RAS son óptimas para uso agrícola por su mínima o nula probabilidad de causar salinidad. Los resultados de la RAS obtenidos en este estudio en

los diferentes puntos de muestreo, con valores que fluctuaron de 0.035 (punto 4: San Felipe) a 1.374 (punto 28: Presa Manuel Ávila Camacho), fueron muy similares a los de la RAS_c, cuyos valores oscilaron de 0.036 (punto 20: Teotlatzingo) a 1.538 (punto 27: Puebla de Zaragoza). Sin embargo, en todos los casos difirieron significativamente de los valores de la RAS_{aj}, (en el rango de 0.063, en el punto 4: San Felipe, hasta 2.706, en el punto 28: Presa Manuel Ávila Camacho), la cual mostró valores muy superiores a las primeras dos variantes del parámetro Relación de Adsorción de Sodio (RAS) (Tabla 5). Lo anterior coincide con lo señalado por García (2012), quien indica que esto mismo también se demostró en estudios realizados por el Laboratorio de Salinidad del USDA.

Conclusiones

De acuerdo con las normas de clasificación de la Comisión Nacional del Agua (DOF, 1989) y considerando los parámetros físico-químicos que se evaluaron en este estudio, el agua proveniente de los afluentes del río Atoyac es, en general, de buena calidad y apta para el riego de hortalizas y flores de corte que actualmente se cultivan en el Valle de Texmelucan. El uso del agua residual no representa riesgos para la calidad del suelo y su utilización para el riego podría contribuir a una producción agrícola más eficaz y a la puesta en riego de una superficie importante en la región, siempre y cuando se realice un análisis químico de metales pesados más detallado y se complemente el estudio con análisis microbiológicos. La calidad de estas aguas superficiales y su composición química de todos los elementos son el reflejo de los minerales con los que están en contacto debido a procesos como el intemperismo, sobresaliendo particularmente los altos niveles de Ca^{2+} y Mg^{2+} . A la fecha, la concentración iónica de sodio (Na^+) en el agua de los afluentes del río Atoyac no ha sido suficiente para causar problemas de sodicidad. La concentración de SO_4^{-2} se considera un aporte nutrimental significativo para los cultivos hortícolas y ornamentales. El agua de pozos profundos es apta para su uso en la agricultura, ya que las concentraciones de iones específicos (potencialmente tóxicos), como Cl^- y B, a la fecha no han afectado a los cultivos establecidos en el Valle

de Texmelucan. Respecto a la relación de adsorción de sodio (RAS), tanto la calculada RAS_c como la corregida RAS^o dieron valores más reales que la RAS_{aj} ajustada.

Referencias

- American Public Health Association APHA. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, USA: APHA-AWWA-WEF.
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1989). *La calidad del agua y su uso en la agricultura*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization.
- Bower, C. A., & Wilcox, L. V. (1965). Precipitation and solition of calcium carbonate in irrigation operations. *Soil Sci. Soc. Am.*, 29, 93-94.
- Buyatti, M., & Pilatti, R. A. (1997). Influence of irrigation with bicarbonates and low relation Ca/Mg water on the production of tomato seedling. *Revista FAVE*, 11.
- Can Chulin, A., Ramirez, C. A., Ortega-Escobar, H. M., Trejo, L. C., & Cruz, J. D. (2008). Evaluacion de la relación adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, Estado de Hidalgo, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 26, 243-252.
- Castellanos-Ramos, J. Z. (2015). La calidad del agua para fertirriego. *Intagri*, 6.
- Cortés-Jiménez, J. M., Troyo-Diéguez, E., Murillo-Amador, B., García-Hernández, J. L., Garatuza-Payán, J., & Lee, S. S. (2008). Índices de la calidad del aguadel acuífero del Valle del Yaqui, Sonora. *Terra Latinoamericana*, 27, 133-141.
- Cortés-Jiménez, J. M., Troyo-Diéguez, E., & Garatuza-Payán, J. (2009). *Correlación entre indicadores de la calidad del agua para uso agrícola*. (Vol. Folleto técnico 66). Centro de Investigación Regional del Noroeste. Campo Experimental Valle del Yaqui. Cd. Obregón, Sonora, México.: INIFAP.
- De Pascale, S., & Barbieri, G. (1995). Effects of soil salinity from long-term irrigation with saline-sodic water on yield and quality of winter vegetable crops. *Sci. Hortic.*, 64(1195), 145-157.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (13 de Diciembre de 1989). Diario Oficial de la Federación. Recuperado el 22 de Julio de 2015, de

http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989

Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E., & Franson, M. H. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, USA: American Public Health Association.

García, E. (2004). *Changes to the Köeppen climate classification system* (Vol. 5a). D.F, México: Books series.

García, O. A. (2012). *Criterios modernos para la evaluación de la calidad del agua para riego (Segunda parte)*. (Vol. Segunda parte). International Union of Soil Sciences (IUSS).

Glover, C. R. (1993). *Irrigation water classification systems*. New Mexico, USA: Cooperative Extension Service. New Mexico State University.

González-Pérez, E., Carrillo-Salazar, J. A., García de los Santos, G., Yáñez-Morales, M. J., & Juárez-Muñoz, J. (2011). A study of development, flower quality and fertilization in gladiolus (*Gladiolus grandiflorus* Hort.). *Revista Fitotecnia Mexicana*, 34, 277-283.

Greenberg, A. E., Clesceri, L. S., & Eaton, A. D. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. . Washington, USA: American Public Health Association.

Kowalska, I., & Sady, W. (2003). Effects of different sulphate levels at the root zone on the concentration of mineral compounds in the leaves of greenhouse tomato grown on NFT. *Acta Hort*, 604(2), 499-504.

Letey, J., Sojka, E. R., Upchurch, R. D., Cassel, K. D., Olson, K. R., Payne, W. A. & Triplett, G. B. (2003). Deficiencies in the soil quality concept and its application. *Journal Soil Water Conservation*, 58(4), 180-187.

Levy, G., Goldstein, D., & Mamedov, A. I. (2005). Saturated hydraulic conductivity of semiarid soils: Combined effects of salinity, sodicity and rate of wetting. *Soil Science Society American Journal*, 69, 653-662.

Olías, M., Cerón, J. C., & Fernández, E. I. (2005). Sobre la utilización de la clasificación de las aguas de riego del U.S. Laboratory Salinity (USLS). *Geogaceta*, 37, 111-113.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2013). *Reutilización del agua en la agricultura: Beneficios para todos* (Vol. 29). Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

- Page, A. L., Miller, R. H., & Keeney, D. R. (1982). *Methods of soil analysis* (Vol. No. 9). Wisconsin, USA: Agronomic.
- Paliwal, K. V., & Gandhi, A. P. (1976). Effect of salinity, SAR, Ca:Mg ratio in irrigation water and soil texture on the predictability of exchangeable sodium percentage. *Soil Science*, 122, 85-90.
- Ramírez, M., Ortega-Escobar, H. M., Rodríguez, J. L., Ramírez-Ayala, C., & Rone, J. L. (1989). Determinación experimental de la capacidad germinativa de algunos cultivos agrícolas en soluciones salinas de diferente concentración total y composición cualitativa. *Agrociencia*, 78, 249-264.
- Rhoades, J. D., Kandiah, A., & Mashali, A. M. (1992). *The use of saline waters for crop production* (Vol. Paper No. 48). Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Richards, L. A. (1982). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos* (Vol. 6ta). California, USA: Limusa.
- Rodier, J. (1978). *Análisis de las aguas*. Barcelona, España: Omega.
- Römheld, V. (2002). Boron in plant biology. *Plant Biology*, 4, 211-229.
- Suarez, D. L. (1981). Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternate method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 45, 469-475.
- Torres, H. A., & Acevedo, H. E. (2008). El problema de salinidad en los recursos suelo y agua que afectan el riego y cultivos en el Valle de Lluta y Azapa en el norte de Chile. *Idesia*, 31-44.

Sistemas de cargos y manejo de agua potable en los comités de Toluca de Lerdo

Systems of charges and management of drinking water in the committees of Toluca de Lerdo

Amaya Julieta Campuzano Salazar¹

¹Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México. Instituto Literario Núm. 100, Col. Centro, Toluca Estado de México, C.P.50000, campuzano.amaya@gmail.com

Autor para correspondencia: Amaya Julieta Campuzano Salazar, campuzano.amaya@gmail.com

Resumen

De acuerdo a lo investigado en trabajo de campo etnográfico, de enero del 2013 hasta junio del 2014, se encontró que en 18 delegaciones de Toluca de Lerdo, Estado de México, la responsabilidad de operar, manejar y distribuir el agua está a cargo de los comités de agua, conformados en su mayoría por una estructura piramidal conformada por un presidente, un secretario y un tesorero. Generalmente estos puestos son ocupados por personas que han cubierto cargos cívicos-religiosos y que sus normas de vida están regidas por el derecho consuetudinario: usos y costumbres organizadas por la asamblea general del pueblo, principal autoridad en la comunidad con derecho a voz y voto. Esta investigación muestra una intensa gestión comunitaria que las delegaciones de Toluca llevan a cabo e identifica las comunidades abiertas y cerradas (Wolf, 1981). Gracias a ello fue posible conocer y analizar las diferentes estructuras sociales de los comités de agua que se distinguen por su equidad, democracia, gobernanza y gobernabilidad.

Palabras clave: estructura social, comités de agua, estructura cívico-religiosa, usos y costumbres, gestión del agua, comunidades abiertas y cerradas.

Abstract

According to what was researched in ethnographic field work, from January 2013 to June 2014, it was found that in 18 Delegations of Toluca de Lerdo in the State of Mexico, the responsibility to operate, manage and distribute the water is at charge of the water committees, consisting mostly of a pyramidal structure where there is a president, a secretary and a treasurer, generally these positions are occupied by people who have covered civic-religious positions and whose rules of life are governed by the customary law, (uses and customs) organized by the general assembly of the people, the main authority in the community that has the right to voice and vote. This research shows a strong community management carried out by the Delegations of Toluca and identifies the open and closed communities (Wolf, 1981), which allowed to know and analyze the different social structures of the water committees highlighting their equity, democracy, governance and governability.

Keywords: Social structure, water committees, civic-religious structure, uses and customs, water management, open and closed communities.

Recibido: 28/04/2017

Aceptado: 28/06/2018

Introducción

En México (Barkin, 2006) el Estado no solo rechaza y critica la administración de los comités de agua, sino que ve la conveniencia de asumir su responsabilidad, ya que son los causantes de los conflictos actuales por el agua que se dirimen entre la aplicación de la ley o del derecho consuetudinario.

La gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) establece la necesidad de una participación social coordinada entre el Estado, los usuarios y las organizaciones que promueven medidas tendientes a lograr una autogestión. Publicada en el Diario Oficial de la Federación, 2011(DOF, 2011).

El modelo general del Sistema de cargos (Tax, 1937; Wolf, 1981) fue puesto a prueba en el Estado de México mediante el trabajo de campo basado en la entrevista-encuesta que se aplicó a los integrantes de los comités de agua. También se caracterizó etnográficamente el Sistema de cargos en las delegaciones y poblados de Toluca y se identificaron la estructura y función de los comités de agua, su contexto dentro del Sistema de cargos, y su historia.

Estos comités autogestivos eligen a sus integrantes por consenso, después de una votación popular abierta, celebrada en un sitio predeterminado: atrio de la iglesia, explanada, auditorios o en las escuelas primarias o secundarias, entre otros.

Una de las características más importantes que distinguen a los personajes electos, además de su experiencia y capacidad intelectual para resolver problemas, es su participación honesta de varios años en cargos cívicos y religiosos en su comunidad.

La aplicación del Sistema de cargos al estudio de los comités de agua de las delegaciones del municipio de Toluca sirvió para proponerlo como un modelo teórico inicial para el estudio de la gestión social con énfasis en el agua, una vez identificadas y descritas sus estructuras sociales de origen consuetudinario.

El derecho consuetudinario y la ley

El derecho consuetudinario ha existido en México desde hace centurias. A pesar de su situación desfavorable, los grupos humanos que lo aplican, en la mayoría de los casos, conservan su organización, autoridades, normas jurídicas y sanciones no obstante que, por etnocentrismo o ignorancia, son valoradas como mero folklore (Gómez, 1988).

El derecho consuetudinario es un conjunto de normas de comportamiento y convivencia que contribuye a la integración social, al mantenimiento del orden interno y a la solución de conflictos. También incluye un sistema de sanciones, al margen del Estado, para quienes violen estas normas (Stavenhagen, 1988).

La gestión de los recursos naturales, sobre todo el agua, forma parte de las atribuciones consuetudinarias que ejercen estos grupos humanos. Entre los sistemas construidos y gestionados por las poblaciones indígenas y campesinas, principalmente, existe uno de agua en particular, caracterizado por una comprensión profunda de su naturaleza consuetudinaria respecto de sus derechos para captar, usar, operar, supervisar, administrar y controlar su propiedad. Es decir, la definición, regulación y representación de los usos y usuarios del agua (Bendan-Beckmann, F , Bendan-Beckmann, K, Spiertz, 1998).

Si bien en lo referente a la regulación formal de los sistemas de agua potable, la reforma al artículo 115 constitucional de 1983 establece que los municipios tienen la responsabilidad de proveer los servicios públicos de agua potable y alcantarillado, no se hace mención acerca de la incorporación de las organizaciones de las comunidades rurales en la administración del recurso, y apenas se pondera el fortalecimiento de la vida comunitaria en los ejidos y las comunidades mediante la regulación de las aguas y otras acciones.

Sin embargo, la reforma establecida en 1999 introduce algunos lineamientos para contemplar esta participación social al enunciar que, de acuerdo con las leyes en materia municipal que deberán expedir las legislaturas de los Estados, los ayuntamientos tendrán facultades para aprobar los bandos de policía y gobierno, los reglamentos, circulares y disposiciones administrativas de observancia general dentro de sus respectivas jurisdicciones, que les permitan organizar la administración pública municipal, regular las materias, procedimientos, funciones y servicios públicos de su competencia y asegurar la participación ciudadana y vecinal. (DOF, 1993).

Estos incipientes reconocimientos a las experiencias organizativas de las comunidades para el manejo del agua se atisban, también, en la Ley de Aguas Nacionales de 1992 que en su artículo 5, fracciones II y III indica que el Ejecutivo Federal "Fomentará la participación de los usuarios del agua y de los particulares en la realización y administración de las obras y de los servicios hidráulicos, y favorecerá la descentralización de la gestión de los recursos hídricos conforme al marco jurídico vigente".

La estructura social

La estructura social, también conocida como sistema social, (Harris, 2001) ha demostrado ser el componente más importante para entender e identificar las formas de organización de las sociedades y de los grupos humanos (Radcliffe-Brown, 1972; Harris, 2001). Por lo tanto, entender la estructura social se vuelve fundamental para identificar los componentes más importantes relacionados con el agua y su gestión social.

Las estructuras sociales son tan reales como los organismos individuales (Radcliffe, 1972). En primer lugar, Radcliffe Brown las considera como parte de las relaciones sociales de persona a persona, mientras que para Wasserstrom las define por sus principios de colectividad (Wasserstrom, 1989).

Así, una estructura social, es un conjunto de individuos y sus reglas que se dedican a actividades coordinadas relativamente coherentes entre sí, respecto de los fines generales de organización social. La investigación sobre organizaciones estudia el comportamiento de los individuos en sus papeles sociales y el comportamiento de las organizaciones en cuanto a unidades colectivas (Durkheim, 1978; Weber, 1957).

En México, es muy importante este aspecto, ya que el país cuenta con cientos de comunidades que presentan una organización social tradicional con un alto porcentaje de estructura comunitaria, la cual es la encargada de manejar, usar y gestionar los recursos naturales y humanos que la integran (Wolf, 1981, Greenberg, 2002).

Cabe destacar que el análisis de organizaciones se centra en el sistema de atributos interrelacionados, donde encajan unos con otros, y donde están las relaciones e influencias mutuas. En otras palabras, cada sistema social se halla encuadrado e influido por otros sistemas más amplios. Al mismo tiempo, en la práctica, las organizaciones funcionan en el contexto local y luego regional. Estas últimas se insertan en el marco más amplio de las sociedades, las culturas y los estados (Barnard, 1962).

La elección de una estructura social y su teoría para el estudio de la gestión del agua se vuelve fundamental para la GIRH. Sin embargo, los grupos humanos antiguos existentes en el Estado de México, poseen estructuras sociales que dan por resultado formas de organización que se contraponen con la ley vigente o constitucional, lo que constituye el marco general para el estudio de estructura social, agua y GIRH.

La teoría social del Sistema de cargos

Estrada y Romero (2004), definen al Sistema de cargos y su relación con la gestión del agua como una estructura social de origen antiguo que se encarga de organizar a la comunidad para gestionar sus recursos hídricos a través del derecho consuetudinario.

Pero ¿qué es y cómo funciona el Sistema de cargos? Las investigaciones que abordan la organización social en el área cultural de Mesoamérica, consideran que la institución de mayor relevancia socio-cultural es el llamado Sistema de cargos "En el mundo mesoamericano, la organización de los cargos comunitarios se subdivide en dos sectores especializados. De un lado el conjunto de funciones públicas político - administrativas, que unen la comunidad con las instituciones estatales en el marco del municipio (ayuntamiento constitucional), del otro los cargos religiosos asignados a la celebración de los acontecimientos mayores del ciclo-ceremonial" (Galinier, 1990).

El Sistema de cargos cívico-religioso creado en la comunidad rural a lo largo de su historia es detectado en la antropología mexicana como una estructura social que permea todas las actividades comunitarias (Romero, 2009). Aparece por primera vez en 1937 en un artículo de Sol Tax donde describe el primer modelo teórico del Sistema de cargos mismo que se encontrará más tarde en la etnografía de las comunidades en México: "Los municipios (y pueblos comunitarios) se diferencian por poseer un sistema social común de mucho alcance, tanto en política como en religión, cada uno guarda unidad y relativa independencia: el Sistema de cargos" (Tax, 1937).

Los funcionarios civiles y religiosos están colocados en una secuencia jerárquica a través de la cual se supone que debe pasar todo individuo.

Los que han cumplido sus obligaciones para con la comunidad, entran a la categoría de ancianos principales y forman un consejo que ejerce el poder y controla la selección de las autoridades. Un rasgo básico del sistema político de la comunidad es la estrecha interrelación de los aspectos religiosos y seculares de la organización del pueblo, haciendo que funcionarios civiles participen en actividades religiosas o considerando ciertos cargos religiosos como prerequisites para los civiles (Wagley, 1941; Tax, 1937).

El Sistema de cargos es una institución cívico-religiosa creada en la época colonial o novohispana que actualmente es la columna vertebral de la organización comunitaria de los pueblos de origen antiguo, su objetivo principal es ordenar la vida comunitaria, social, cultural y religiosa de sus participantes.

El Sistema de cargos se basa en el derecho consuetudinario, que significa que los actos están consensuados y aprobados por la tradición y la costumbre. Los cargos o puestos públicos constituyen una jerarquía conforme a rango y línea de autoridad y se van ejerciendo de puesto cívico a puesto religioso y viceversa: Los cargos están escalafonados y, después de pasar por varios de ellos, se alcanza el grado de anciano o principal. La participación en la escala de cargos está abierta a todos los miembros de la comunidad.

El Sistema de cargos es una de las características más importantes de las comunidades mesoamericanas, con claras implicaciones políticas, económicas, sociales y religiosas con puntos de divergencia entre ellos, tales como las funciones que cumplen dentro de la comunidad o el origen de la institución, si tienen rasgos de origen prehispánico y colonial, si procede de la cofradía colonial o si su origen se remonta al siglo XIX o antes (Wolf, 1968).

Años después el etnohistoriador Pedro Carrasco en 1979 resalta el aspecto político (derecho consuetudinario) del Sistema de cargos cívico-religiosos: Se puede caracterizar como un tipo de democracia donde todos los oficios están al alcance de todos los hombres que pertenecen a la comunidad, y donde el resultado del funcionamiento del sistema de escalafón es que, casi todos, comparten las responsabilidades de gobierno y mantenimiento de la comunidad.

El antropólogo Korsbaek (1994) añade que el sistema de cargos cívico-religioso consiste en un número de cargos y responsabilidades que están definidos como tales (topil, conserje, mayordomo chiquito, jefe de padres de familia, fiscal, etc.) y que se turnan entre los miembros de la

comunidad quienes asumen un cargo por un periodo determinado. Los oficios están ordenados jerárquicamente y el Sistema de cargos comprende a casi todos los miembros de la comunidad, no sólo como individuo, sino como familia.

El Sistema de cargos comprende una jerarquía política y otra religiosa, que funcionan como un sistema, es decir, las dos jerarquías o cargos están relacionadas. Después de haber asumido los cargos más importantes del sistema comunitario (mayordomías y cargos civiles) un miembro de la comunidad es considerado como principal (Korsbaek, 1987). A él se le consulta todo lo concerniente a las acciones comunales (Iwanska, 1972).

Muchos son los antropólogos que han confirmado la existencia e importancia de este sistema cívico-religioso en la vida de las comunidades de origen antiguo de México.

“Los integrantes de una comunidad organizan su vida en torno a una serie de cargos escalonados que constituyen la jerarquía, pertinencia y organización de la comunidad, el Sistema de cargos compone la estructura en la comunidad y es básico para la existencia (funcionamiento) y continuidad de la cultura tradicional” (Aguirre, 1973).

Finalmente, el sistema de cargos cívico-religioso es ocupado por adultos varones de una localidad, aunque en los últimos años se han detectado casos de participación femenina. El tránsito por sus diversos niveles jerárquicos está determinado por una rigurosa normatividad social que asegura grados de prestigio entre sus participantes (Portal, 1996).

La estructura social a través del Sistema de cargos implica decisiones político-administrativas sobre las comunidades y su pertenencia (identidad), no sólo organiza la vida cívica-festiva de la comunidad, sino también la norma social, que califica a sus miembros y que gesta mecanismos de inclusión-exclusión. Es decir, marca fronteras de pertenencia.

Los cargos se estructuran de forma jerarquizada y piramidal, pero varía la manera en que se nombra cada cargo, las funciones centrales que cumplen y el prestigio que se le otorga a cada uno de ellos. Esto depende del grupo y comunidad de que se trate.

Para el caso de Toluca de Lerdo, se tienen pueblos y comunidades de origen antiguo donde las estructuras sociales como el Sistema de cargos

deben de ser una de las determinantes e indicadores para la gestión del agua.

Por lo tanto, la teoría del Sistema de cargos sirve como propuesta de modelo para analizar la gestión de los comités de agua en Toluca y caracterizar su efectividad (gobernabilidad, gobernanza, democracia, y equidad de género).

El primer investigador en reportar el Sistema de cargos en el Estado de México fue Iwanska (1972) alumna de Sol Tax, quien trabajó con los mazahuas en la década de 1950. Después varios antropólogos han estudiado este tema, entre los cuales destacan Sandoval (1997), González, (2009), Álvarez, (2000) y sobre todo (Korsbaek 2000), ya que organizó en la Escuela de Antropología de la UAEM, una línea de investigación en torno al Sistema de cargos en el Estado de México. Según Korsbaek, el típico Sistema de cargos tiene cinco características importantes:

1. Los cargos tienen una estructura jerárquica cívico-religiosa con graduación escalafonaria.
2. Los mayordomos, fiscales y topiles son designados por periodos determinados, es decir, son cargos no heredados ni tampoco vitalicios.
3. Los miembros de las mayordomías no reciben remuneración alguna por el préstamo del servicio comunitario.
4. Los altos costos financieros de las mayordomías son cubiertos por los que ocupan la jerarquía más alta.
5. La participación involucra a toda la población o, por lo menos, a la mayoría de ella (Sandoval, 2001; Korsbaek, 1998).

Donde se encuentra la etnorregión mazahua, son dos los cargos principales de este sistema de organización social tradicional: cargos civiles y cargos religiosos. Según Sandoval (1997), los primeros están relacionados con la administración, control y uso del agua; cuidado de bosques, autoridad ejidal, conservación y mantenimiento del panteón, así como el cuidado de las escuelas, canchas de fútbol y básquetbol.

El otro sistema de cargos es el que atañe directamente a lo religioso y tiene su mayor influencia en las fiestas patronales. En éstas se forman mayordomías encargadas de organizar, controlar la festividad y conducir al santo patrono, principalmente las imágenes, a la capilla. Estos mayordomos, junto con los fiscales, el tesorero y los secretarios se constituyen en autoridades comunitarias que hacen cumplir, por

convencimiento o coerción, todos los compromisos adquiridos en las asambleas.

Este sistema político-religioso tiende globalmente a definir a la comunidad y su forma de actuar. El modelo social de este tipo de entidades, es de la siguiente manera (Figura 1).

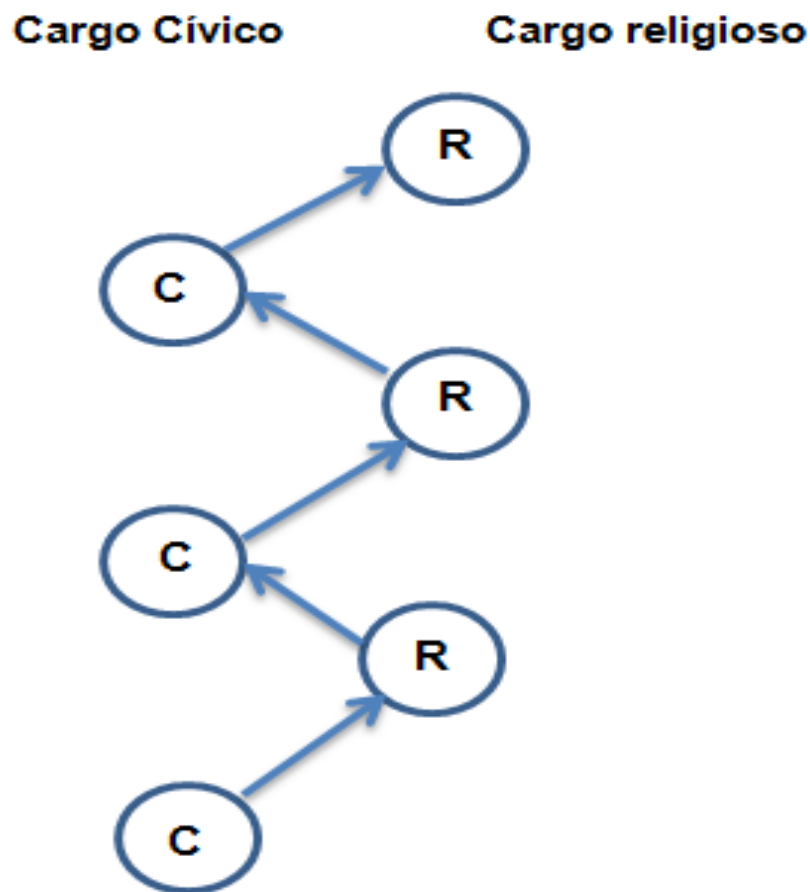


Figura 1. Estructura del sistema de cargos cívico-religioso (Tax, 1937; Wolf, 1981)

Los sistemas de cargos constituyen una ordenación unificada y piramidal, compuesta por una jerarquía religiosa y una jerarquía civil, las cuales tienen sus funciones propias al interior de las comunidades que las mantienen, los comités de agua fueron incorporados dentro de esta estructura.

Estudio de caso: Toluca de Lerdo

El Municipio de Toluca de Lerdo, uno de los 125 municipios del Estado de México, tiene 24 delegaciones que fungen como auxiliares de su autoridad.

El Municipio se abastece de agua a través de 73 pozos profundos y de una derivación de la Planta de Bombeo del Sistema Cutzamala, bajo la modalidad de "Suministro de agua en bloque", por la Comisión del Agua del Estado de México (CAEM). La infraestructura hidráulica del municipio está operada y administrada por el Organismo de Agua y Saneamiento de Toluca, a cuyo cargo se encuentra la operación de los 73 pozos profundos que surten de agua al municipio, a excepción de 18 delegaciones, donde la operación y administración del agua está a cargo de comités locales de agua potable.

Sus 24 delegaciones son: 1.- Cacalomacán, 2.- Calixtlahuaca, 3.- Capultitlán, 4.- San Antonio Buenavista, 5.- San Buenaventura, 6.- San Cristóbal Huichochitlán, 7.- San Felipe Tlalmimilolpan, 8.- San Juan Tilapa, 9.- San Lorenzo Tepaltitlán, 10.- San Marcos Yachihuacaltepec, 11.- San Martín Toltepec, 12.- San Mateo Oztacatipan, 13.- San Mateo Oxtotitlán, 14.- San Pablo Autopan, 15.- San Andrés Cuexcotitlán, 16.- San Pedro Totoltepec, 17.- Santa Ana Tlapaltitlán, 18.- Santa Cruz Atzacapotzaltongo, 19.- Santa María Totoltepec, 20.- Santiago Miltepec, 21.- Santiago Tlaxomulco, 22.- Tecaxic, 23.- Santiago Tlacotepec y 24.- Tlachaloya. Esta investigación trabajó con las 18 delegaciones que tienen comités de agua.

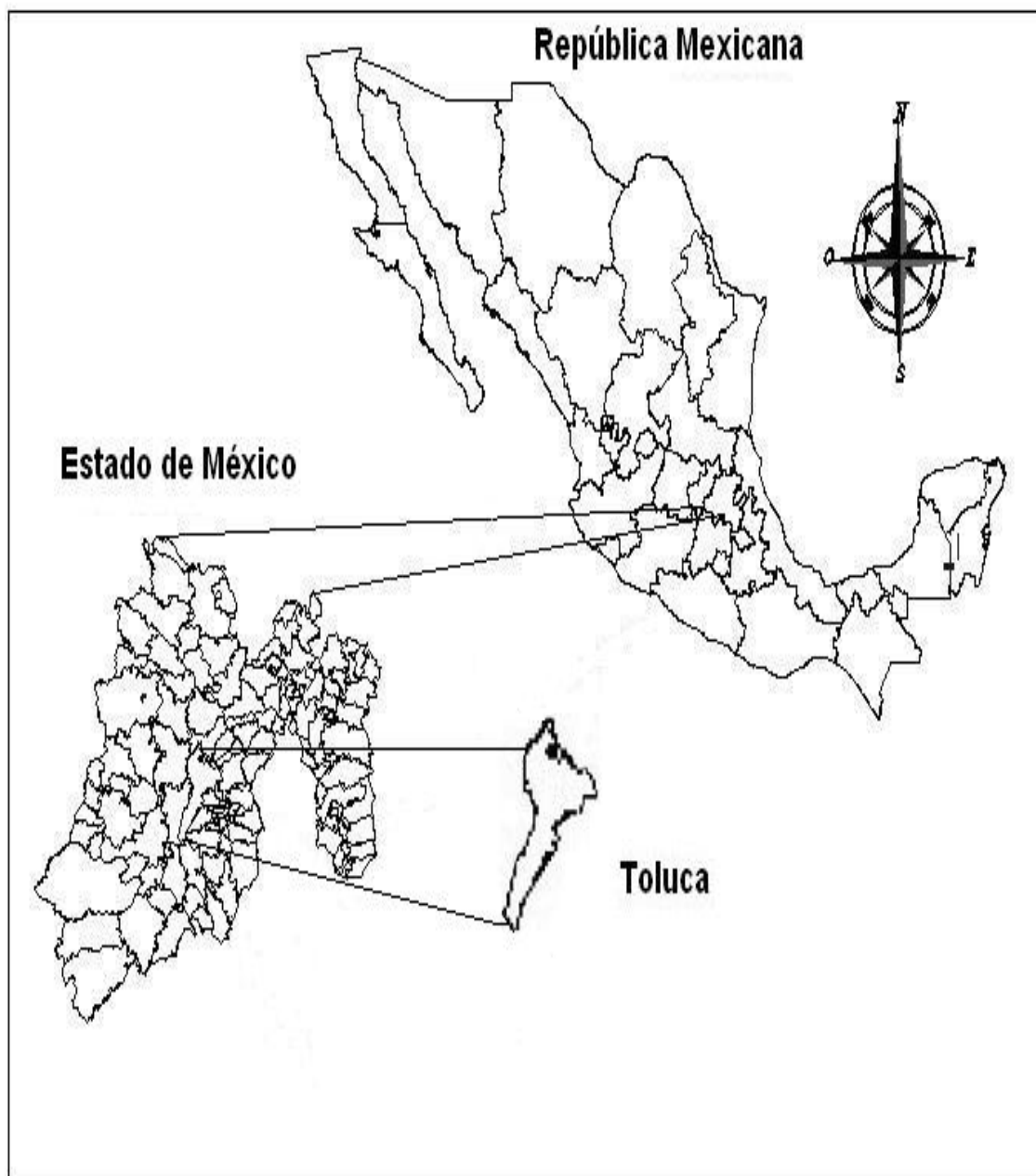


Figura 2. Localización del área de estudio

Toluca de Lerdo en el estado de México; se localiza en la zona central y limita al norte con Almoloya de Juárez, Temoaya y Otzolotepec; al sur con Metepec, Calimaya, Tenango del Valle, Villa Guerrero y Coatepec Harinas; al este con Lerma, San Mateo Atenco y Metepec y al oeste con

Zinacantepec y Almoloya de Juárez. Sus coordenadas geográficas son: 19°04'15" y 19°27'10" de latitud norte y 99°31'40' a 99°46'50" de longitud.

Comités de agua en Toluca de Lerdo, Estado de México

Los comités de agua son organizaciones autogestivas que se rigen por la asamblea general del pueblo (tanto en comunidades cerradas como abiertas), con el objeto de llevar a cabo la gestión, supervisión, elección, mantenimiento y expansión de la red hídrica (Palerm, 1989).

Los comités de agua en Toluca, cuyo origen se remonta a la década de 1950, crecieron en número en la década de 1970, por iniciativa de la presidenta municipal Yolanda Sentíes de Ballesteros, cuando se iniciaron las perforaciones de los pozos, de acuerdo al Acta de cabildo, hoja 89, Tomo II, 1970.

Para llevar a cabo esta investigación se recurrió a los 31 comités de agua registrados en Toluca (H. Ayuntamiento de Toluca, 2009-2012) y se llevó a cabo el trabajo de campo para su ubicación, durante el cual se detectó la presencia de 36 comités, es decir, cinco más de lo reportado oficialmente; además se identificó que cinco de los registrados no existen.

Un dato importante que arrojó el trabajo de campo fue que en Tlachaloya Segunda Sección, diez comités de agua están conectados al Sistema Cutzamala, por lo que su relación se vincula con dicho organismo federal en la Ciudad de México y no con el municipio de Toluca, por este motivo solo se tomó un caso para su estudio, por lo que se trabajó en 18 delegaciones con 27 comités de agua y sus informantes clave (presidentes, secretarios, tesoreros y vocales) en todos ellos se procedió a la entrevista donde se aplicó el modelo social de Wolf (1981). Cabe mencionar que no se utilizó el Plan de Desarrollo Municipal de Toluca 2013-2015, ya que aún no estaba publicado.

Los comités de agua identificados, entrevistados y encuestados en el municipio de Toluca de Lerdo son los siguientes:

Tabla 1. Trabajo de campo 2013-2014.

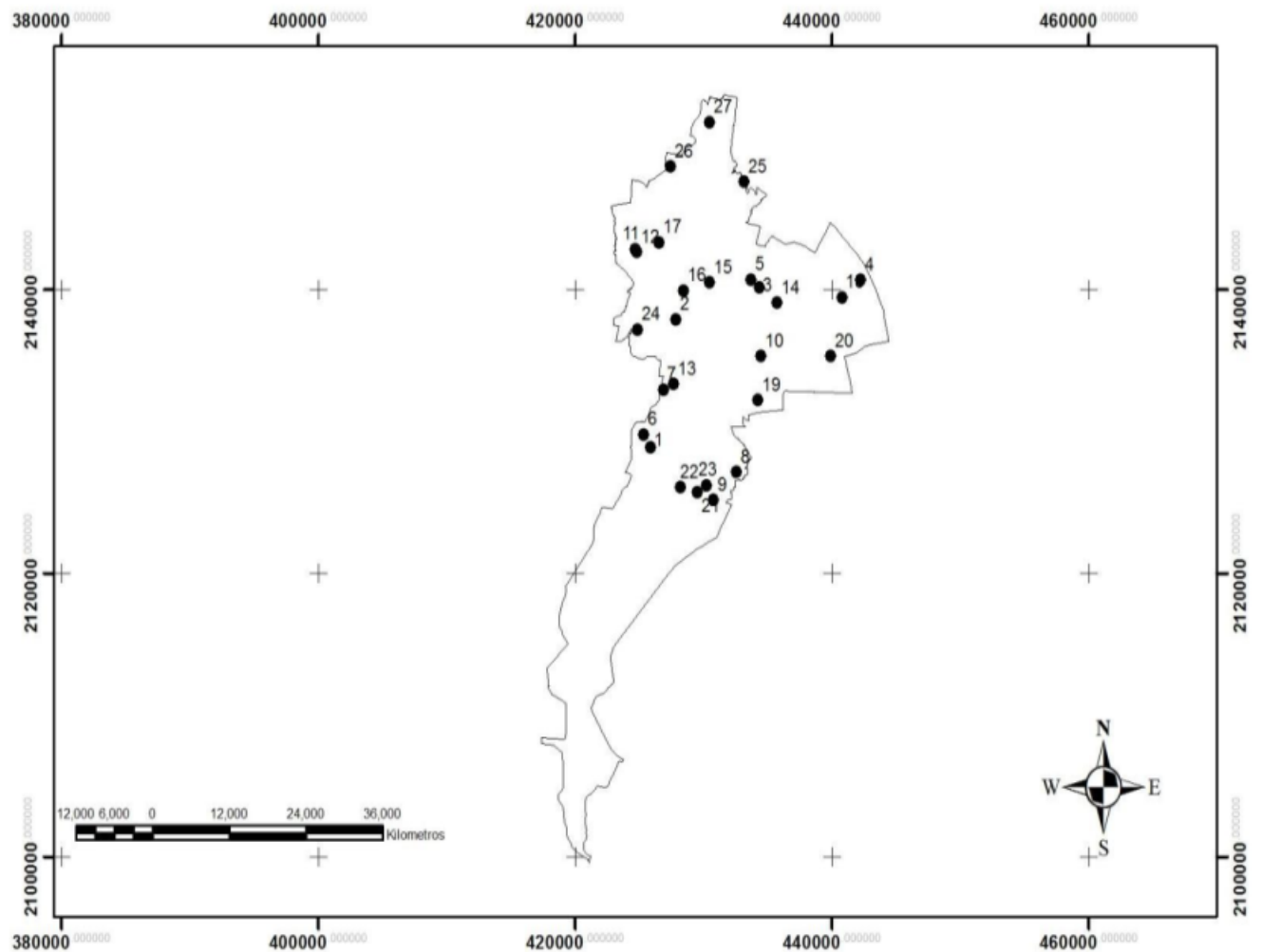
Delegaciones	Comités de agua
1.-Calixtlahuaca (1)	1 Calixtlahuaca
2.- San Andrés Cuexcotitlán (3)	1 Sección III
	2 Barrio de la Natividad sección II
	3 Barrio de la Concepción sección IV
3.- San Felipe Tlalmimilolpan (1)	1 San Felipe Tlalmimilolpan
4.- San Juan Tilapa (1)	1 San Juan Tilapa
5.-San Pablo Autopan (3)	1 San Pablo Autopan
	2 Barrio de Jesús I,II,III.
	3 Subdelegación de colonia Aviación
6.- Santiago Tlacotepec (3)	1 Santiago Tlacotepec
	2 Col. el Refugio
	3 Col. Guadalupe
7.- San Marcos Yachihuacaltepec (2)	1 San Marcos Yachihuacaltepec
	2 El ejido de San Marcos Yachihuacaltepec
8.- San Lorenzo Tepaltitlán (1)	1 San Lorenzo Tepaltitlán
9.- Cacalomacán (1)	1 Cacalomacán
10.- San Antonio Buenavista (1)	1 San Antonio Buenavista
11.- San Mateo Oxtotitlán	1 San Mateo Oxtotitlán
12.- Santa Cruz (1)	1 Santa Cruz
13.- Guadalupe Totoltepec (1)	1 Guadalupe Totoltepec

Delegaciones	Comités de agua
14.- Santa Ana (1)	1 Santa Ana
15.- San Buenaventura (1)	1 San Buenaventura
16.- Santa María Totoltepec (1)	1 Santa María Totoltepec
17.- Tecaxic	1 Tecaxic
18.- Tlachaloya (3)	1 Barrio de San José Buenavista el Chico en Tlachaloya
	1 Barrio de San Carlos en Tlachaloya
	1 Subdelegación de Tlachaloya segunda sección

De un total de 27 comités de agua identificados, como se mencionó anteriormente, se detectaron cinco comités inexistentes que estaban registrados en el Plan Municipal de Desarrollo (2009-2012):

- 1 Colonia Sebastián Lerdo de Tejada (San Martín Toltepec)
- 2 Ojo de agua (San Pablo Autopan)
- 3 Hábitat Don José
- 4 Misiones de Santa Esperanza
- 5 El campanario (San Felipe Tlalmimilolpan).

A continuación se muestra una imagen espacial donde se ubican a los comités de agua en Toluca de Lerdo entrevistados y encuestados.



Simbología

Comites de agua

- | | | |
|---|---|---|
| ● 1. CACALOMACAN | ● 9. SAN JUAN TILAPA | ● 19. SANTA ANA TLAPALTITLÁN |
| ● 2. CALIXTLAHUACA | ● 10. SAN LORENZO TEPALTITLÁN | ● 20. SANTA MARIA TOTOLTEPEC |
| ● 3. SAN ANDRES CUEXCOTITLÁN (sección III) | ● 11. SAN MARCOS YACHIHUACALTEPEC | ● 21. SANTIAGO TLACOTEPEC |
| ● 4. SAN ANDRES CUEXCOTITLÁN (B. N.-sección II) | ● 12. EJIDO SAN MARCOS YACHIHUACALTEPEC | ● 22. SANTIAGO TLACOTEPEC (Col Refugio) |
| ● 5. SAN ANDRES CUEXCOTITLÁN (B. C.-sección IV) | ● 13. SAN MATEO OXTOTITLÁN | ● 23. SANTIAGO TLACOTEPEC (Col Guadalupe) |
| ● 6. SAN ANTONIO BUENAVISTA | ● 14. SAN MATEO OTZACATIPAN (Santa Cruz) | ● 24. TECAXIC |
| ● 7. SAN BUENAVENTURA | ● 15. SAN PABLO AUTOPAN | ● 25. TLACHALOYA, Barrio de San José el chico |
| ● 8. SAN FELIPE TLALMIMILOLPAN | ● 16. SAN PABLO AUTOPAN (Barrio de Jesús) | ● 26. TLACHALOYA, Barrio de San Carlos |
| | ● 17. SAN PABLO AUTOPAN (Col. Aviación) | ● 27. TLACHALOYA, Subdelegación Segunda Sección |
| | ● 18. SAN PEDRO TOTOLTEPEC (Sub. Guadalupe) | □ Toluca |

Figura 3. Delimitación general de la ubicación de los comités de agua en Toluca de Lerdo

Metodología y desarrollo

Descripción de la metodología del trabajo que se llevó a cabo en varias etapas. En base a lo propuesto por Eric Wolf (1955, 1957, 1981), el cual distingue dos tipos de comunidades, las “abiertas” y las “cerradas”, donde las primeras se identifican por tener nuevos pobladores, ser extranjeros, tener diferente religión, y no existir una cooperación entre ellos, mientras que las segundas se identifican por ser residentes de religión católica, tener mayordomías, tener participación de los miembros de la comunidad y la cooperación en el Sistema de cargos.

1. Aunado a esto se determinaron 15 preguntas como primera prueba de la entrevista-cuestionario para identificar a las comunidades cerradas y abiertas en Toluca y que además cuentan con sistemas de cargos.

Se eligió la propuesta del “sistema de cargos cívico-religioso”, porque ha probado tener un amplio rango explicativo para entender las acciones sociales de las comunidades o habitantes de origen antiguo o mesoamericano, tal como es el caso de las Delegaciones de Toluca con comités de agua.

Dicha elección teórica permitió identificar la formación de los comités de agua en su contexto histórico y como parte de un proceso social más amplio y más antiguo. Para llevar a cabo el análisis de estas estructuras sociales, se trabajó con los comités de agua y se aplicó la entrevista-encuesta diseñada a 27 comités de agua en 18 Delegaciones de Toluca. Las preguntas se desprendieron de la lectura teórica de (Wolf, 1981). Estas preguntas fueron clasificadas en pertenencia (identidad), gobernanza, equidad, y democracia, definidas como:

Identidad: Es la imagen que se forma la comunidad de sí misma como resultado de las interacciones cotidianas, a través de las cuales los sujetos delimitan lo propio frente a lo ajeno. (Mercado y Hernández, 2010).

Gobernanza: Está basada en una serie de estructuras sociopolíticas consolidadas a través de la historia que determinan la identidad y la cultura de los pueblos y las regiones (García, 2016).

Equidad: Permite que personas vulnerables participen de manera ecuánime en las instituciones y prácticas de gobernanza. (Brody, 2009).

Democracia: Genera instancias necesarias para la participación, diálogo, consensos y negociación de conflictos entre los actores involucrados, dando legitimidad al proceso de tomas de decisiones (Aguilar, 2010).

2. Entrevista con informantes clave.

3. Las preguntas de la entrevista-cuestionario, fueron desprendidas del modelo de Wolf sobre comunidad abierta/cerrada en los sistemas de cargo. Dichas preguntas y respuestas duraban entre 20 minutos y 2 horas, según la capacidad de respuesta de cada informante y también influía si estaban haciendo otras actividades, por ejemplo, vender mercancías, lo cual aumentaba el tiempo de la entrevista.

Estas entrevistas fueron aplicadas a informantes clave (presidente, secretario, tesorero, vocales o en su caso suplentes), cabe mencionar que algunas personas entrevistadas habían trabajado en el comité o eran los cronistas del pueblo, ya que algunos comités no permitieron la entrada, tal es el caso de: Santa Ana Tlapaltitlán, San Buenaventura, Subdelegación de Guadalupe en San Pedro Totoltepec y San Juan Tilapa. Esto se llevó acabo en las 18 delegaciones de Toluca y se contó con 15 primeras preguntas:

- 1.- Primeras para identificar características de pertenencia (identidad).
- 2.- De gobernanza: identificar y describir la manera en que eligen a sus representantes del comité
- 3 - De equidad: identificar la participación de la mujer
- 4 - De democracia: Cómo toman sus decisiones

En una segunda etapa se piloteó la entrevista-cuestionario y por recomendación del comité doctoral, se agregaron seis preguntas más, lo cual dio un total de 21 preguntas finales. Estas preguntas complementarias son:

- 1.- Identificar si existen archivos históricos del Comité de Agua
- 2.- Cuál es la fecha de fundación del Comité
- 3.- Conocer si el municipio o gobierno les brinda algún apoyo

4.- Identificar si cuentan con pozo o manantial

5.- De dónde se abastecen

6.-Cuál es la forma de suministrar el recurso (agua).

Esto ayudó a tener una mejor información de la gestión del agua en los comités. Las entrevistas se hicieron de forma diádica, es decir cara a cara y sin intermediarios, para lo cual hubo que ganarse la confianza del informante clave a través de visitas continuas, claridad de las preguntas y con la entrega de copias avaladas por la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), donde se especificaban las razones de la investigación y la negativa de utilizar la información para fines políticos religiosos o militares.

Como se mencionó antes, la elaboración y aplicación de la entrevista-encuesta, se hizo de la siguiente manera: de las lecturas teóricas principales de Eric Wolf (1955; 1957; 1981), se desprendieron las preguntas referentes a las formas y funciones de las estructuras que presentaban características socioculturales de gestión del agua.

La entrevista-encuesta de 21 preguntas, realizada a los comités de agua quedo de la siguiente manera:

Preguntas de identidad

1.- ¿Dónde nació y donde ha vivido?

2.- ¿Qué cargo le dio la comunidad?

3.- ¿Es casado?

4.- ¿A qué edad ocupó su 1er. cargo?

5.- ¿Qué cargo le dio la comunidad?

6.- ¿Qué otros cargos a desempeñado en la comunidad?

7.- ¿Ha participado en mayordomías?

Preguntas de Gobernanza

8.- ¿Quiénes pueden participar en el comité de agua?

9.- ¿Tiene subcomités?

10.- Cómo está estructurado el comité de agua?

Preguntas de Democracia.

11.- ¿Cuántos años dura el cargo en el comité de agua?

12.- ¿Cómo se cambia al comité de agua?

13.- ¿Cómo se le informa al pueblo cuando se termina una administración?

Preguntas de Equidad.

14.- ¿Han trabajado mujeres en el comité de agua?

15.- ¿Actualmente hay mujeres trabajando?

Preguntas complementarias

16.- ¿Existen archivos históricos del comité de agua?

17.- ¿Cuál es la fecha de fundación del comité?

18.- ¿El municipio o gobierno les brinda algún apoyo?

19.- ¿Cuentan con pozo o manantial y cuantos?

20.- ¿De dónde se abastecen?

21.- ¿Cuál es la forma de suministrar el recurso?

A continuación se muestran los resultados de las preguntas de mayor relevancia

Resultados de la entrevista-encuesta

De los integrantes entrevistados de los 27 comités de agua, se identificó que el 96% de ellos nacieron en la delegación de la cual son representantes. El otro 4% no nació allí, pero se les considera como parte de la comunidad por estar casados con habitantes reconocidos. Se identificó que el 88% son casado y el restante 12% no. Sin embargo, a todos se les considera como personas reconocidas por la comunidad por sus actividades participativas en otros cargos cívicos y religiosos en la comunidad. Se identificó que dichos integrantes de los comités de agua, han ocupado con anterioridad cargos religiosos, algunos a partir de los 12 años. Comúnmente el primer cargo es apoyar en la limpieza de la iglesia, arreglando flores y lanzando cohetes los días de fiesta. Se detecta que a partir de los 22 a 70 años, asumen otros cargos religiosos y cívicos, pero *ser casado* el requisito para ejercerlos, ya que esa es la condición para asumir los cargos de *mayordomos chiquitos* hasta llegar a la principal fiesta patronal.

Se identificó, de acuerdo al modelo de Wolf, que el 63% de los entrevistados han participado en mayordomías. Respecto de la condición de pertenencia el 88% de los integrantes entrevistados de los comités de agua cumple con un modelo de *comunidad cerrada*. El 12% de los entrevistados tienden a una *comunidad abierta*.

En 100% de las respuestas identifica que todos los pobladores reconocidos por la asamblea general pueden participar y trabajar dentro del comité de agua.

Se identifica y se describen las estructuras de los comités de agua a través del número de integrantes y de sus puestos, identificando que el 44% de los comités están formados por 3 integrantes, el 26% por 4, otro 26% por 5 o más y finalmente el 4% está formado solo por 2 integrantes.

Se logró identificar 13 tipos de estructuras diferentes en los comités de agua de Toluca, donde el 37% posee la típica *estructura piramidal* formada por 3 integrantes: Presidente, Secretario y Tesorero.

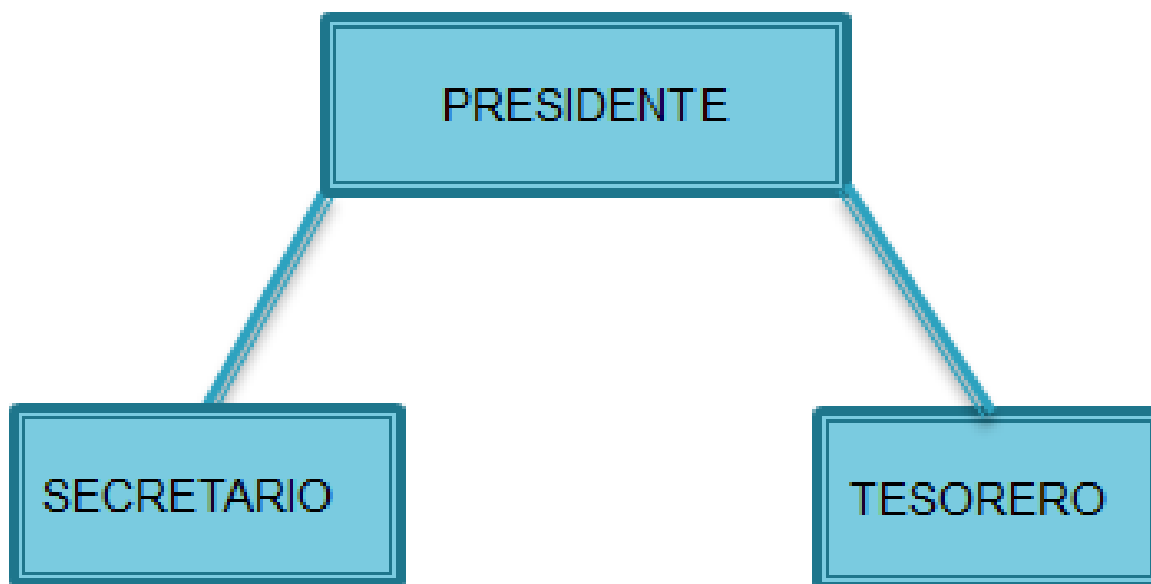


Figura 4. Estructura general del comité de agua encontrada en trabajo de campo. Estructura más común en los comités de agua, formado por 3 integrantes, el primero en la cima y los dos restantes en la base. Se registraron 9 casos.

Se identificó que el 7% de los integrantes de los comités de agua permanecen en su cargo 1 año, el 12% 2, el 70% 3, y el 4% 4. El 7% llevan en el cargo más de 20 años.

Para relevar a sus miembros el comité de agua se vale de dos modalidades: Postulación mediante campaña. 30% de ellos agrupados en 2 o más planillas, y Votación abierta en la asamblea general del pueblo. El 70% de ellos eligen esta opción. Se identificó que 37% de los comités de agua cobran mensualmente, el 4% bimestralmente, el 44% de manera mensual y el 15% no cobra nunca por el servicio (Santiago Tlacotepec y sus colonias el Refugio y Guadalupe; también Tlachaloya 2da. Sección.

El 30% de los comités de agua logra que todos sus usuarios paguen por el agua, el 7% exenta a las viudas, el 15% simplemente no logra cobrar y el 26% exenta a sus usuarios de la tercera edad a partir de los 65 años.

Se identificó que el 4% de los comités niega el agua a los nuevos colonos, el 48% la niega a los morosos y a los que nunca pagan, a pesar de que los comités saben que este servicio es un derecho humano y el 48% no niega el agua bajo ninguna circunstancia.

En el 11% de los comités de agua las mujeres han ocupado la Presidencia, en el 33% las Secretarías, en otro 33% la Tesorería, en el 11% la Vocalía 1, en el 4% la Vocalía 2 y en el 8% nunca han ocupado algún cargo.

El 100% de los comités de agua no recibe presupuesto directamente de la federación si no que, a través del municipio, obtienen un apoyo en especie para su funcionamiento: tubería, grava, arena, materiales de ampliación y mantenimiento de la red hidráulica de la Delegación.

A continuación se muestran las tablas de identidad y su relación con la democracia, la equidad y las complementarias.

Resultados de las preguntas realizadas *Identidad y democracia*

Comités de agua	Sexo		Cargo que ocupa			Originario del poblado		Quiénes pueden participar		Cuántos integrantes tienen el comité de agua							Cuántos años dura el comité de agua					Cómo se cambia al comité	
	H	M	P	S	T	Si	No	H	M	2	3	4	5	6	>6	1	2	3	4	>4	Asamblea	Votación urnas	
1.- Cacalomacán	x			x		x		x	x					x				x			x		
2.- Calixtlahuaca	x				x	x		x	x	x										x	x		
3.- San Andrés Cuexcontitlán (sección III)	x			x		x		x	x					x			x				x		
4.- Barrio de la Natividad (sección II), en San Andrés Cuexcontitlán	x				x	x		x	x			x					x				x		
5.- Barrio de la Concepción (sección IV)	x							x	x								x				x		
6.- San Antonio Buenavista	x			x			x	x	x		x							x			x		
7.- San Buenaventura		x		x		x		x	x						x			x			x		
8.- San Felipe Tlalmimilolpan		x		x		x		x	x			x						x			x		
9.- San Juan Tilapa	x				x		x	x	x						x			x			x		
10.- San Lorenzo Tepaltitlán		x		x		x		x	x				x					x			x		
11.- San Marcos Yachihualtepec	x		x			x		x	x				x			x					x		
12.- Ejido de San Marcos Yachihualtepec	x		x			x		x	x		x					x					x		
13.- San Mateo Oxtotitlán	x				x			x	x						x			x			x		
14.- Subdelegación de Santa Cruz en San Mateo Otzacatipan	x			x		x					x							x			x		
15.- San Pablo Autopan	x		x			x		x			x								x		x		
16.- Barrio de Jesús (sección I, II y III) en San Pablo Autopan	x		x			x					x							x			x		
17.- Subdelegación de la colonia Aviación, en San Pablo Autopan	x				x	x		x	x		x							x			x		

18.- Subdelegación de Guadalupe en San Pedro Totoltepec	x		x			x		x	x		x							x				x	
19.- Santa Ana Tlapaltitlán	x			x		x		x	x		x							x					x
20.-Santa María Totoltepec	x				x	x					x							x				x	
21.-Santiago Tlacotepec	x			x				x	x		x							x				x	
22.- Subdelegación de El Refugio, Santiago Tlacotepec	x				x	x		x	x			x						x				x	
23.- Col. Guadalupe en Santiago Tlacotepec	x		x			x		x	x		x							x				x	
24.- Tecaxic	x		x			x					x							x				x	
25.- Barrio de San José Buenavista el chico en Tlachaloya	x			x				x	x		x							x				x	
26.- Barrio de San Carlos en Tlachaloya	x				x	x		x	x			x						x				x	
27.- Tlachaloya 2da. Secc.	x		x			x		x	x		x							x				x	

Resultados de las preguntas realizadas *Identidad y Equidad*

Comités de agua	Ha tenido mayordomías		Cómo se informa cuando se termina una administración		Periodicidad de pago				A quién no se le cobra el agua				A quién se le niega el agua	
	Si	No	Asamblea	Volantes	Mes	Bimestre	Año	No hay pago	Viudas	Mamá soltera	+ 60 años	Todos pagan	Morosos	A nadie
1.- Cacalomacán		x	x		x						x		x	
2.- Calixtlahuaca	x		x		x							x	x	
3.- San Andrés Cuexcontitlán (sección III)	x		x		x							x	x	

4.- Barrio de la Natividad (sección II), en San Andrés Cuexcontitlán		x	x		x							x	x	
5.- Barrio de la Concepción (sección IV)	x		x		x						x			x
6.- San Antonio Buenavista		x	x		x						x			x
7.- San Buenaventura	x		x				x				x			x
8.- San Felipe Tlalmimilolpan		x	x		x							x		x
9.- San Juan Tilapa	x		x				x					x		x
10.- San Lorenzo Tepaltitlán		x	x				x				x			x
11.- San Marcos Yachihuacaltepec	x		x				x				x			x
12.- Ejido de San Marcos Yachihuacaltepec	x		x				x				x		x	
13.- San Mateo Oxtotitlán	x		x			x					x		x	
14.- Subdelegación de Santa Cruz en San Mateo Oztzacatipan	x		x			x					x		x	
15.- San Pablo Autopan	x		x			x						x	x	
16.- Barrio de Jesús (sección I, II y III) en San Pablo Autopan		x	x			x					x			x
17.- Subdelegación de la colonia Aviación, en San Pablo Autopan	x		x			x					x		x	
18.- Subdelegación de Guadalupe en San Pedro Totoltepec	x		x			x			x	x	x		x	
19.- Santa Ana Tlapaltitlán	x		x			x					x			x
20.- Santa María Totoltepec	x		x			x			x					x

21.-Santiago Tlacotepec		x	x					x						x
22.- Subdelegación de El Refugio, Santiago Tlacotepec	x		x					x						x
23.- Col. Guadalupe en Santiago Tlacotepec	x		x					x						x
24.- Tecaxic	x		x		x				x	x	x			x
25.- Barrio de San José Buenavista el chico en Tlchaloya		x	x		x						x		x	
26.- Barrio de San Carlos en Tlchaloya		x	x		x				x	x	x		x	
27.- Tlchaloya 2da. Secc.	x	x					x						x	

Resultados de las preguntas realizadas *Equidad y complementarias*

Comités de agua	Participación de mujeres en los inicios del comité			Participación de mujeres actualmente			Existen apoyos externos del gobierno		Suministro de agua que actualmente tienen			De donde se abastecen		
	-50%	+50%	0%	-50%	+50%	0%	Si	No	Tandeo	24 hrs. del día	No hay agua	Pozo	Manantial	Pipa
1.- Cacalomacán	x			x				x	x					
2.- Calixtlahuaca	x					x	x		x			x		
3.-San Andrés Cuexcontitlán (sección III)	x					x		x	x			x		

4.- Barrio de la Natividad (sección II), en San Andrés Cuéxcontitlán			x			x		x	x			x		
5.- Barrio de la Concepción (sección IV)			x			x	x		x			x		
6.- San Antonio Buenavista		x				x			x			x		
7.- San Buenaventura		x		x			x			x		x		
8.- San Felipe Tlalmimilolpan	x				x			x	x			x		
9.- San Juan Tilapa			x	x				x	x				x	
10.- San Lorenzo Tepaltitlán	x				x			x	x			x		
11.- San Marcos Yachihuacaltepec		x				x		x	x			x		
12.- Ejido de San Marcos Yachihuacaltepec		x				x	x		x			x		
13.- San Mateo Oxtotitlán			x			x		x	x			x		
14.- Subdelegación de Santa Cruz en San Mateo Oztacatipan	x			x			x		x			x		
15.- San Pablo Autopan			x			x		x	x			x		
16.- Barrio de Jesús (sección I, II y III) en San Pablo Autopan			x			x		x	x			x		
17.- Subdelegación de la colonia Aviación, en San Pablo Autopan	x					x		x	x			x		
18.- Subdelegación de Guadalupe en San Pedro Totoltepec		x				x	x		x					x

19.- Santa Ana Tlapaltitlán			x	x				x		x		x		
20.- Santa María Totoltepec	x					x		x	x			x		
21.- Santiago Tlacotepec		x				x				x			x	
22.- Subdelegación de El Refugio, Santiago Tlacotepec			x			x		x		x			x	
23.- Col. Guadalupe en Santiago Tlacotepec			x			x	x			x			x	
24.- Tecaxic		x			x			x	x			x		
25.- Barrio de San José Buenavista el chico en Tlachaloya			x		x		x		x			x		
26.- Barrio de San Carlos en Tlachaloya		x			x		x		x			x		
27.- Tlachaloya 2da. Secc.		x			x		x			x		x		

Conclusiones

Se identificó que los comités de agua de Toluca muestran una participación social que juega un papel de primer orden en la autogestión de las poblaciones donde operan, ya que son capaces de enfrentar graves reducciones de agua, tandeos, etc. Gestionar el conflicto con sus propias reglas y acatar las establecidas en la asamblea general del pueblo, nos permite apreciar que las poblaciones en que actúan presentan, de acuerdo al modelo de Wolf, gran parte de las características inherentes a las comunidades cerradas pero solamente estudiadas en su relación con el agua.

El Sistema de cargos incorpora dentro de su estructura a los comités de agua, cuyos miembros, al igual que todos aquellos que participan en

dicho sistema, no reciben pago, pero a cambio, gozan de una compensación en forma de prestigio dentro de la comunidad

Los comités de agua del municipio de Toluca estudiados, son independientes y no necesitan ninguna intervención del gobierno, ya que resuelven cualquier situación en asambleas, donde todos los ciudadanos votan y deciden democráticamente acerca de, por ejemplo, el suministro de agua, que en la gran mayoría de las comunidades es por tandeo; sin embargo al exponerlo en la asamblea general se llega a un buen resultado no obstante la escasez de agua, gracias a la gestión comunitaria que permite un buen control de los problemas sociales, en este caso, de origen hídrico. El trabajo de campo detectó la presencia de 37 comités, es decir, 6 más de los reportados oficialmente por el H Ayuntamiento de Toluca, *Plan Municipal de Desarrollo de Toluca (2009-2012)*.

El total de los comités de agua que operan en poblados de origen otomí, fundamentalmente, manejan más del 51% del agua del municipio de Toluca. En Tlachaloya 2da. Sección existen diez comités de agua conectados al Sistema Cutzamala y, por lo tanto, no tienen relación con el municipio de Toluca, sino con el organismo federal en la Ciudad de México que no les cobra por el servicio y, en consecuencia, no presentan problemas de deudas a cuenta de cambio de comité, energía eléctrica, acreedores morosos, nuevos colonos, etc. Por tal motivo solo se trabajó con un solo comité de agua en este poblado donde las personas entrevistadas han ostentado más cargos cívicos que religiosos y en algunos casos solo cívicos.

Por otra parte, se identifica un caso extremo, Guadalupe Totoltepec cuyo pozo se derrumbó hace 4 años por lo que el ayuntamiento les lleva seis pipas cada ocho días y el comité de agua se encarga de administrar el recurso. Esto demuestra que los comités de agua no necesitan agua propia para ser autogestivos.

Los comités de agua de Toluca surgen en la década de 1970 (Acta de cabildo, hoja 89, Tomo II, 1970) durante el gobierno del Profr. Carlos Hank González y la presidencia municipal de la Sra. Yolanda Sentíes de Ballesteros principal promotora de la perforación de pozos.

Sólo se trabajó con 27 comités y sus informantes clave (presidentes, secretarios, tesoreros y vocales) que proporcionaron 27 historias de vida y manifestaron que los cargos en el comité de agua ocupados por mujeres antes del 2015, son de tesoreras y secretarias debido a su integridad y honestidad.

Se identificó que actualmente en diez comités de agua hay mujeres trabajando en algún cargo y dos comités tienen presidenta (San Lorenzo Tepaltitlán y San José Buenavista).

Del caso estudiado (H. Ayuntamiento de Toluca, 2009–2012), se identifican a los siguientes comités de agua, como los mejores de acuerdo a su administración: San Felipe Tlalmimilolpan, Tecaxic, San Buenaventura, San Lorenzo Tepaltitlán, Santa Ana y San Marcos Yachihuacaltepec.

Referencias

Aguilar, L. (2010). *Gobernanza. El nuevo proceso de gobernar*. México: Fundación Friedrich Naumann para la Libertad.

Aguirre, G. (1973) *Regiones de refugio. El desarrollo de la comunidad y el proceso dominical en Meztizoamerica*, México: INI, Obra Polémica, SEP-INAH.

Álvarez, L. (2000) San Isidro y San Juan; de Huehues y Mandones. El sistema de cargos en dos comunidades de Mesoamérica. *Cuicuilco*, (19), 83-102.

Barnard, Ch. (1962) *The functions of the Executive*, Cambridge, Massachusetts, USA: Harvard University Press.

Barkin, D. (2006). *La gestión del agua urbana en México: retos, debates y bienestar*, México: ANEAS-Universidad de Guadalajara-Universidad Autónoma Metropolitana.

Bendan-Beckmann, F von., Bendan-Beckmann, K von., & Spiertz, J. (1998). Equity and legal pluralism: taking customary law into account in natural resource policies. In: Boelens, R., Davis, G., & Assen. *Searching for equity: conceptions of justice and equity in peasant irrigation* (57-69). Países Bajos: Van Gorcum.

Brody, A. (2009). Género y gobernanza. *Informe genearal-Bridge-Home*. Recuperado de www.bridge.ids.ac.uk/...rts/Governance_OR_Spanish.doc.

Carrasco, P. (1979) La jerarquía cívico-religiosa. en las comunidades de Mesoamérica: antecedentes precolombinos y desarrollo colonial. En: Liobera, J.R. *Antropología Política* (483-497). Barcelona, España: Anagrama.

Diario Oficial de la Federación, (DOF) Publicado en el año 2011.

Estrada, A., & Romero, A. (2004) Entre la ley y la costumbre el uso y manejo del agua potable en el municipio de Temoaya, Estado de México. En *Páramo del campo y la ciudad* (pp. 23-132). Toluca, Estado de México: Centro de Estudios sobre Marginación y Pobreza del Estado de México.

Galinier, J. (1990). *La mitad del mundo, cuerpo y cosmos en los rituales otomíes*. México: Centro de Estudios Mexicanos Centroamericanos, Instituto Nacional Indigenista, Universidad Nacional Autónoma de México.

García, M. (2016). Propuesta para la gestión intermunicipal de la cuenca hidrosocial presa Huapango (tesis doctorado en Ciencias del Agua). Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, México.

Greenberg, J. (2002). El capital, los rituales y las fronteras de la comunidad corporativa cerrada. *Desacatos*, 9, (primavera-verano).

Gómez, M. (1988). *La defensoría jurídica de presos indígenas. Análisis de una experiencia*. Lima, Perú: Seminario sobre derecho consuetudinario de los pueblos indígenas.

González, F. (2009) Los pueblos rurales de tradición otomí de la zona metropolitana del Valle de México. *Boletín de Antropología, Universidad de Antioquia*, volumen. 23 (40), 79-101.

Harris, M. (2001) *Introducción a la Antropología general*. Madrid: Alianza Editorial.

H. Ayuntamiento de Toluca. (2009-2012). *Plan municipal de desarrollo de Toluca (2009-2012)*. Recuperado de www.toluca.gob.mx/plan-de-desarrollo-municipal-de-toluca-2009-2012. <http://caem.edomex.gob.mx>

Iwanska, A. (1972) *Purgatorio y Utopía (Una aldea de los indígenas mazahuas)*. México: Sepsetentas.

Korsbaek, L. (1987). El desarrollo del sistema de cargos de San Juan Chamula: El modelo teórico de Gonzalo Aguirre Beltrán y los datos empíricos. *Anales de Antropología*, volumen 24, 215-242.

Korsbaek, L. (1994) Instituciones políticas y religiosas. En: *Introducción al sistema de cargos*. Toluca, México: Universidad Autónoma del Estado de México.

Korsbaek, L. (1998). El sistema de cargos en San Antonio de las Huertas como instancia integradora de la vida social. *Ciencia Ergo Sum*, volumen 5, (3), 261-270.

- Korsbaek, L. (2000). El Sistema de Cargos en las comunidades indígenas en el Estado de México. *Expresión Antropológica*, (10), 30-47.
- Mercado, A., & Hernández, A. V. (2010). El proceso de construcción de la identidad colectiva. *Convergencia, Revista de Ciencias Sociales*. (53), 229-251.
- Palerm, A. (1989). *Antropología y Marxismo*. México: Nueva Imagen.
- Portal, M. (1996). Características generales del sistema de cargos de mayordomía urbana. *Iztapalapa 39*, volumen (enero-junio), 25-42.
- Radcliffe-Brown, A.R. (1972) *Estructura y función en la sociedad primitiva*. Barcelona, España: Ediciones Península.
- Romero, A. (2009). *Agua y Sociedad en el antiguo Valle de Toluca*. (tesis de doctorado). Universidad Iberoamericana, México.
- Sandoval, A. (1997). *Población y cultura en la etnorregión mazahua (jañtjo)*. México: Universidad Autónoma del Estado de México.
- Sandoval, A. (2001). Usos y costumbres en el control del agua. En F. Sandoval (ed.). *La ley y la costumbre en los indígenas mazahuas* (pp. 107-119). Toluca: Universidad Autónoma del Estado de México.
- Stavenhagen, R. (1988). *Derecho indígena y derechos humanos en América Latina*. México: Instituto Interamericano de Derechos de Agua, El Colegio de México.
- Tax, S. (1937). The Municipios of the Midwestern Highlands of Guatemala, *American Anthropologist*. En Korsbaek, L. (ed.). *Introducción al sistema de cargos* (pp. 423-444). Toluca, México: Facultad de Antropología, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Wagley, C. (1941). Economics of a Guatemalan Village. En *Memoirs of the American Anthropological Association* (número. 58). Menasha, USA: American Anthropological Association.
- Wasserstrom, R. (1989) *Clase y sociedad en el centro de Chiapas*. México. Ed: Fondo de la Cultura Económica.
- Weber, M. (1957). *The theory of social and economic organization*. New York, USA: Free Press.
- Wolf, E. (1955). Types of Latin American Peasantries: A preliminary Discussion. *American Anthropologist*, 57, 457-471.
- Wolf, E. (1957). Closed corporated peasant communities in Mesoamerica and Central Java, *Southwestern Journal of Anthropology*, 13 (1), 1-18.
- Wolf, E. (1968). *Pueblos y culturas de Mesoamérica*. México: Era.

Wolf, E. (1981). Comunidades corporativas cerradas de campesinos en Mesoamérica y Java central. En Llobera, J.R. (ed.). *Antropología económica*. (pp. 81-98). Barcelona, España: Editorial Anagrama.

Evaluación del desempeño de los distritos de riego en México mediante análisis de eficiencia técnica

Performance assessment of irrigation districts in Mexico through technical efficiency analysis

Anabel Altamirano Aguilar¹

José Benigno Valdez Torres²

Cuitláhuac Valdez Lafarga³

Jorge Inés León Balderrama⁴

Miguel Betancourt Lozano⁵

Tomás Osuna Enciso⁶

¹Estudiante de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD). Carretera a Eldorado Km. 5.5, Col. Campo El Diez, C.P. 80110, Culiacán, Sinaloa, anabel.altamirano@estudiantes.ciad.mx

²Departamento de Estadística Aplicada, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Carretera a Eldorado Km. 5.5, Col. Campo El Diez, C.P. 80110, Culiacán, Sinaloa, jvaldez@ciad.mx

³Coordinador Académico del Doctorado en Ciencias Administrativas, Universidad de Occidente Unidad Culiacán, Dirección: Boulevard Lola Beltrán 3210, 80020 Culiacán, Sinaloa, cui.valdez@gmail.com

⁴Investigador Titular C; SNI nivel I. Coordinación de Desarrollo Regional, Departamento de Economía Regional e Integración Internacional (DERII), Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.; Edificio Desarrollo; Carretera a la Victoria Km. 0.6; Hermosillo, Sonora, C.P. 83304, Apdo. Postal 1735, jleon@ciad.mx

⁵Investigador Titular C, SNI-I, Coordinación de Acuicultura y Manejo Ambiental. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD) Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental. AP.711, Mazatlán, Sin., México 82000, mbl@ciad.mx

⁶Investigador Titular C; SNI:Nivel I, Departamento de Horticultura, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Carretera a Eldorado Km. 5.5, Col. Campo El Diez, C.P. 80110, Culiacán, Sinaloa, osuna@ciad.mx

Autor para correspondencia: José Benigno Valdez Torres, jvaldez@ciad.mx

Resumen

Los problemas del riego están estrechamente relacionados con una gestión ineficiente de infraestructura de riego, distribución del agua y diversas prácticas agrícolas. En México, los distritos de riego (DR) son organizaciones que tienen un rol relevante en la gestión del riego, de ahí la pertinencia de evaluar su desempeño, con base en una muestra de 42 distritos de riego, dentro del marco conceptual sistémico de Burton (2010), *benchmarking*, basado en eficiencia técnica DEA y rendimiento de escala. Primero, se formaron seis grupos de DR homogéneos a los que se aplicó un Análisis de Componentes Principales y un Análisis de Conglomerados con variables como número de usuarios, área regada, principales cultivos y formas de distribución del agua de riego. Enseguida, de acuerdo con la disponibilidad de registros, variables e indicadores de desempeño fueron seleccionados para los sistemas de infraestructura, finanzas, producción y medio ambiente. Finalmente, variables e indicadores determinantes de eficiencia se identificaron mediante regresión Tobit. A manera de ilustración, dos conglomerados (CS5 y CS6) fueron seleccionados para evaluar el desempeño del riego. El *benchmarking* resultó una estrategia adecuada para evaluar el desempeño de los DR a nivel de conglomerados y de sistemas dentro de cada conglomerado. Las eficiencias y rendimientos de escala calculados mostraron fortalezas y debilidades de cada uno de los distritos. Las eficiencias promedio, por distrito, permitieron hacer un ranking y determinar el distrito referente (*benchmarker*) en cada conglomerado. Finalmente, la regresión Tobit permitió identificar factores determinantes de ineficiencia por conglomerado.

Palabras clave: análisis Envolvente de Datos, *Benchmarking*, Distritos de Riego, Rendimiento de Escala.

Abstract

Problems with irrigation are closely related with an inefficient management of aspects such as: irrigation infrastructure, water distribution, and agricultural practices. In Mexico, the irrigation districts (ID) are organizations with a relevant role in irrigation management. Hence the pertinence of evaluating their performance. Following Burton's (2010) systemic conceptual framework, a benchmarking, based on DEA technical efficiency and scale efficiency, was applied to a sample of 42 irrigation districts. First, 6 groups of homogenous IDs were formed applying Principal Component Analysis, and Cluster Analysis using variables such as: number of users, irrigated area, main crops, and water distribution forms. Afterwards, in accordance to available records, performance variables and indices were selected for systems of infrastructure, finance, production, and natural environment. Finally, significant performance variables and indices were identified through Tobit regression. For illustration purposes, two clusters (CS5 and CS6) were selected to evaluate irrigation performance. Benchmarking resulted an adequate strategy to evaluate performance of IDs at a cluster level, and systems level within each cluster. The scale efficiencies and yield metrics calculated showed strengths and weaknesses within each district. Average efficiencies, by district allowed to rank the districts, and to identify the benchmarker district, in each cluster. Lastly, the Tobit regression allowed to identify significant inefficiency factors in each cluster.

Keywords: Data Envelopment Analysis, Benchmarking, Irrigation Districts, Returns to Scale.

Recibido: 16/06/2017

Aceptado: 02/07/2018

Introducción

El agua, más que la tierra, se ha convertido en la restricción limitante para el desarrollo en el mundo, con muchas cuencas cerradas o

acercándose a su clausura. El mensaje es claro y contundente, se requiere mayor atención y recursos aplicados a las fuentes finitas de agua en el planeta a fin de alimentar a su población y sostener los ecosistemas acuáticos. La agricultura de riego consume alrededor del 70% del agua utilizada para usos consuntivos, la cual es gestionada de manera deficiente. "Eficiencia" en la gestión debe ser la palabra clave para los administradores de riego. Se requiere eficiencia en todas sus operaciones para que la sustracción de agua del subsuelo se mantenga en un mínimo, se puedan mantener ríos y mantos freáticos para el ambiente y el agua se entregue donde, cuando y en la cantidad requerida. Los desperdicios deben reducirse en todos los eslabones de la cadena de suministro (Burton, 2010).

El *benchmarking* es la estrategia que ha ganado importancia en el estudio del desempeño del riego. Con ella se evalúa la gestión de una organización al contrastar su desempeño con el de otras similares y aún consideradas mejores (Malano & Burton, 2001). Al comparar las actividades y procesos de las organizaciones encargadas del riego, ha sido posible obtener información de utilidad relacionada con la forma en que estos organismos manejan recursos, generan productos y prestan servicios y elaboran tanto diagnósticos de sistemas de riego como propuestas para mejorar su gestión (Ali & Klein, 2014; Borgia *et al.*, 2013; Chebil, Frija & Abdelkafi, 2012).

En México, la infraestructura de riego comprende 6.4 millones de hectáreas y ocupa el sexto lugar mundial, de las cuales 3.4 millones de hectáreas corresponden a 85 distritos de riego (DR) (Conagua, 2014a), que utilizan 26 819 millones de m³ de agua, 31.31% del agua total concesionada para usos consuntivos (Conagua, 2016). En gran parte de los DR las parcelas reciben agua por gravedad, con altas pérdidas (30%) por mala conducción y distribución del líquido, que se atribuyen al mal estado de su infraestructura y a estructuras de control inadecuadas en su red de canales (Mejía, Palacios, Exebio & Santos, 2002; Peinado-Guevara, V. M., Camacho-Castro, Bernal-Domínguez, Delgado-Rodríguez, & Peinado-Guevara, H. J. 2012; Conagua, 2013). Otros estudios concluyen que las tarifas de riego son insuficientes para garantizar la operación y conservación de la infraestructura de riego y disminuyen la eficiencia de conducción del agua, dados los altos costos en rehabilitación y mantenimiento de la red, Exebio, Mejía, Santos & Delgadillo, 2002). En general, las fuentes de ineficiencia, su estimación

y posibles alternativas de solución constituyen un problema de estudio que no ha sido abordado a profundidad.

En un primer estudio de la gestión del riego en México, realizado de 1998 a 2001, se recopilaron datos anuales sobre 93 variables con el objetivo de evaluar comparativamente la gestión del riego en las asociaciones de usuarios. Una prueba piloto denominada Programa de Evaluación Basada en Indicadores de Calidad (PEBIC) y realizada de 2001 a 2002, incluyó 34 módulos de riego en 8 distritos y se analizaron 21 indicadores de desempeño sobre aspectos de operación, mantenimiento, modernización, administración financiera y transparencia de gestión. A través del PEBIC se pretendía comparar distritos y módulos con el propósito de diagnosticar las causas de las diferencias en el desempeño. En 2002, un consultor independiente aplicó *benchmarking* mediante los indicadores de Malano & Burton (2001) para evaluar el desempeño de cinco módulos del distrito de riego Río Yaqui (Cornish, 2005).

En general, los alcances de estos trabajos fueron limitados por la validez y calidad de los datos recolectados y la falta de un análisis estadístico de los mismos. Un estudio de mayor impacto, mediante *benchmarking* llevado a cabo en módulos de riego del distrito de riego Río Mayo, analizó indicadores de operación, productividad y administración financiera en el periodo 1998 – 2003. Se diagnosticaron las causas de las variaciones de desempeño entre módulos, pero no se recomendaron prácticas ni acciones específicas para mejorar el desempeño (Cornish, 2005).

Dada la importancia del riego en la producción de alimentos, el alto porcentaje de agua utilizado en la agricultura y los problemas relacionados con su gestión, resulta pertinente estudiar el riego en México desde un marco integral, con un enfoque en la eficiencia de sus sistemas operadores como entes ya sean productivos o de servicio.

Como primer paso para abordar la problemática del riego, es recomendable identificar los factores que inciden sobre el desempeño de las organizaciones encargadas de esta actividad. El análisis envoltente de datos (DEA, por sus siglas en inglés) es una herramienta ampliamente utilizada para estudiar y evaluar el desempeño de las organizaciones a través de los insumos que utiliza y los productos que genera

Partiendo de lo anterior, el objetivo del presente estudio es llevar a cabo un estudio de *benchmarking* de los DR utilizando DEA, con el fin de evaluar el desempeño del riego, detectar ineficiencias en su gestión e identificar áreas de oportunidad que permitan a los tomadores de decisiones delinear alternativas y/o medidas que busquen mejoras en la gestión del agua en los DR en México.

Antecedentes

La evaluación del desempeño de las actividades y operaciones del riego es un proceso complejo, dada la gran cantidad de factores que influyen en el riego y la gran diversidad de esquemas en que éstas se llevan a cabo. Un enfoque que ha recibido gran atención es la estrategia de *benchmarking*, basada en el análisis de eficiencia técnica, mediante el uso de indicadores de desempeño, análisis de la frontera estocástica y análisis envolvente de datos. A partir de estas herramientas, la literatura muestra una serie de estudios que buscan comparar los distritos de riego en función de sus niveles de eficiencia, identificar rendimientos de escala y factores externos que inciden sobre los índices de eficiencia observados.

El DEA se ha aplicado a nivel de productores individuales (granjas). Un estudio de productores de café en Vietnam mostró que los pequeños eran menos eficientes que los grandes. Las ineficiencias observadas se atribuyen, en parte, a la escala de las inversiones realizadas en infraestructura de riego (Rios & Shively, 2005). Los impactos del tipo de sistema de irrigación, junto con otras variables, sobre la eficiencia en el uso del agua de riego se estudió en el oeste de Kansas, USA; determinándose la relación entre la magnitud del exceso de agua de riego, el tipo de sistema de irrigación y un número de características del productor (Lilienfeld & Asmild, 2007). DEA y regresión Tobit fueron utilizados para determinar la eficiencia y los factores causales de baja eficiencia de agricultores de riego en Túnez. La eficiencia promedio fue menor a 65%, la cual se atribuyó a los costos de operación, el nivel educativo de los agricultores y su falta de acceso al crédito y los servicios de extensión agrícola. Sin embargo, algunos productores

podrían reducir su consumo de agua sin afectar su producción Chebil, Fria, & Abdelkafi, 2012).

En un estudio bajo el Programa de Investigación de Verificación en Trigo, implementado en la Universidad de Arkansas, el análisis DEA reveló que la mayoría de los campos participantes tenían altas eficiencias técnicas y de escala toda vez que los insumos se usaban en los niveles mínimos necesarios para alcanzar las producciones logradas. Sin embargo, la mayoría de los campos exhibían ineficiencia económica y de distribución y no usaban sus recursos en las combinaciones necesarias para alcanzar costos mínimos.

El análisis Tobit indicó que las ineficiencias económicas y de distribución podían evitarse en buena medida con una mejor selección de variedades y una irrigación más eficiente (Watkins, Hristovska, Mazzanti, Wilson Jr. & Schmidt, 2014). En su búsqueda por mejorar la producción de caña de azúcar y hacer un uso eficiente de los recursos naturales, un estudio realizado en Pakistán al estimar, mediante DEA, la eficiencia en el agua de riego encontró ineficiencias substanciales en las formas de aplicación del riego, tanto de los propietarios de los sistemas de agua entubada como de los compradores de agua.

Educar a los agricultores, crear mejores condiciones de crédito y oportunidades de ingresos fuera de la agricultura y proveer mejores servicios de extensión que incluyan tecnologías de producción ayudaría a las eficiencias técnica y de riego en la producción de caña de azúcar. Un hallazgo clave del estudio fue que el acceso a la tecnología no es una restricción mayor en la producción de caña de azúcar; más bien, los productores pueden incrementar rendimientos con la tecnología disponible.

En el largo plazo, las mejoras requeridas en eficiencia y productividad en la industria de la azúcar en Pakistán, deben ir en curso con las mejoras en eficiencia técnica en la producción de azúcar dentro del uso eficiente de los recursos de agua limitados (Watto & Muger, 2015).

Al estudiar asociaciones de usuarios bajo varios modelos DEA, SE encontró que asociaciones aparentemente eficientes mostraron rendimientos de escala decrecientes, lo cual se atribuyó a una saturación en los servicios del riego. Los resultados ayudaron a delinear e implementar estrategias y políticas para administradores, gerentes e ingenieros, a fin de que comprendieran las operaciones de las

asociaciones eficientes y emularan sus mejores prácticas para alcanzar la eficiencia.

A nivel de distritos de riego, se han determinado rankings consistentes basados en la eficiencia de la irrigación y se han propuesto mejoras operacionales y administrativas para los distritos menos eficientes, mediante su orientación a cultivos más rentables (Ntontos & Karpouzou, 2010). Evaluaciones comparativas (*benchmarks*) en productividad y desempeño, basadas en DEA, han permitido identificar esquemas de riego eficientes y deficientes, agrupándolos de acuerdo con su desempeño productivo y económico (Borgia *et al.* (2013). Naceur & Mongi (2013) determinaron que el nivel educativo y el entrenamiento agrícola tienen un impacto significativo en la eficiencia del uso del agua, lo que puede resultar de importancia para extensionistas y administradores en la elaboración de guías para incrementar la eficacia en el aprovechamiento del agua. Otras aplicaciones del DEA han ayudado a estimar cuánta agua pueden ahorrar los distritos de riego sin reducir la cobertura de área irrigada, con técnicas de riego avanzadas, pero que han declinado en su eficiencia técnica (Ali & Klein, 2014).

A nivel regional, el DEA se aplicó para evaluar y comparar el desempeño productivo de trigo cultivado en varias regiones de Pakistán y la India. Tres insumos fueron utilizados para el análisis: agua de riego (m^3/ha), semilla (kg/ha) y fertilizantes (kg/ha). Los resultados mostraron que las unidades ineficientes podían ahorrar recursos considerables adoptando las mejores prácticas de las unidades de alto desempeño. El sobreuso de riego y fertilizantes se identificó como la fuente principal de ineficiencia entre las unidades regionales e interregionales. Un análisis detallado es necesario para identificar otras causas subyacentes de ineficiencias, incluyendo factores ambientales y prácticas agrícolas (Malana & Malano, 2006). En la Unión Europea se implementó un estudio basado en DEA con la finalidad de contribuir al desarrollo de un enfoque metodológico que pueda simplificar la evaluación del desempeño de sistemas agrícolas sustentables, mientras se considera una perspectiva multidimensional.

Algunos de los escenarios elegidos reflejaron preferencias con respecto a la importancia de las tres dimensiones de sustentabilidad. Fue determinante el impacto de la elección de modelos tales como retornos de escala constante y variable, modelos orientados a entradas contra orientados a salidas y balance de restricciones. La aplicación del DEA a nivel regional permitió disminuir la heterogeneidad y evaluar los desempeños dentro de cada estado miembro de la UE y entre ellos. Esta

heterogeneidad es un tópico de investigación fundamental en el dominio de evaluación de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Gerdessen & Pascucci, 2013).

Otra aplicación del DEA, a nivel regional, usó varias entradas y salidas para medir el desempeño de áreas agrícolas en valles, planicies y montañas de Rumania. Existieron claras diferencias de desempeño entre áreas con características geográficas similares en términos de asignación de factores de producción (mano de obra, tierra y mecanización) y productos. En la mayoría de las áreas, la eficiencia global de la agricultura no es alcanzada, estas regiones necesitan decrecer sus niveles de insumos o incrementar sus niveles de productos a través de uso de capital fijo y altos rendimientos (Toma, Dobre, Dona & Cofas, 2015).

Marco conceptual

Riego, sistema de riego y esquema de riego

El riego agrícola es una mezcla compleja de procesos técnicos, institucionales, económicos, sociales y ambientales que ha sido conceptualizada de diversas maneras. Chambers (1988) identifica el riego como un esquema constituido por dominios físicos, humanos y bioeconómicos que intercambian bienes y servicios entre sí. Observado a través de un enfoque sistémico, Small & Svendsen (1990) consideran el riego como un sistema —con entradas, salidas e impactos— ubicado dentro de un contexto de sistemas económicos anidados. A partir de lo anterior, y bajo el mismo enfoque, Burton (2010) propone estudiar el riego como un sistema constituido por cinco dominios (Tabla 1).

Tabla 1. Dominios y componentes de un esquema de riego (Burton, 2010).

Dominio	Componentes
---------	-------------

Técnico	- Condiciones físicas relacionadas a diseño y operación. - Infraestructura física
Institucional	- Sistema político - Marco legal - Organizaciones y estructuras y funciones organizacionales
Económico	- Mercados - Precio de Mercado - Desarrollo y costos operacionales - Oportunidades de empleo
Social	- Población - Comunidades y estructuras sociales
Ambiental	- Impacto sobre el ambiente acuático - Inundación y salinidad - Asuntos de salud

Sistema de riego y esquema de riego

Para el estudio de la gestión del riego, desde una perspectiva administrativa, es importante tener claros dos conceptos; *sistema de riego* y *esquema de riego*. Un sistema de riego se refiere a la red de canales de irrigación y drenaje, estructuras incluidas; mientras que un esquema de riego se refiere al complejo total de irrigación y drenaje: el sistema de riego y drenaje, la tierra irrigada, los pueblos, los caminos, etc. (Burton, 2010).

Evaluación del desempeño en un esquema de riego: marco general

El marco general, propuesto por Burton (2010), para la elaboración de un programa de evaluación del desempeño en un esquema de riego consta, operativamente, de cuatro etapas: propósito y alcance, diseño, implementación, y acción.

Propósito y alcance

Plantea responder las preguntas: ¿Para quién es la evaluación? ¿Desde el punto de vista de quién se llevará a cabo? ¿Quién la efectuará? y ¿Cuál es su tipo y extensión? La evaluación del desempeño puede efectuarse en nombre de una variedad de interesados: el gobierno, agencias de fondeo, proveedores de servicio de riego, gerentes de sistemas de riego, agricultores e instituciones de investigación. La evaluación del desempeño se puede efectuar desde la perspectiva de los productores agrícolas, inversionistas del sector y/o el gobierno; y ésta puede llevarse a cabo por diferentes organizaciones o individuos con distintas capacidades y habilidades en relación a la evaluación del desempeño.

En relación al tipo de evaluación, Small & Svendsen (1990) identifican cuatro tipos diferentes de evaluación del desempeño: *operacional*, *de responsabilidad*, *de intervención* y *de sustentabilidad*; a los cuales Burton (2010) añadió un quinto tipo – *análisis diagnóstico*. La evaluación *operacional* se relaciona con el monitoreo día a día, temporada a temporada y con la evaluación del desempeño por esquema. La evaluación *de responsabilidad* se efectúa para medir el desempeño de los responsables de la administración de un esquema de riego.

La evaluación *de intervención* se efectúa para estudiar el desempeño de un esquema de riego, y generalmente busca formas para mejorar su gestión. La evaluación *de sustentabilidad* se enfoca en el uso a largo plazo de los recursos y sus impactos. La evaluación *de diagnóstico* usa la evaluación del desempeño para identificar las causas del desempeño con el fin de poder hacer mejoras sobre los niveles de desempeño obtenidos.

El alcance de una evaluación de desempeño necesita ser identificado y sus fronteras definidas. Dos fronteras primarias se relacionan con las dimensiones espaciales y temporales. La espacial se refiere al área o número de esquemas cubiertos; la temporal se refiere a la duración del ejercicio de evaluación y la extensión temporal. El uso del enfoque sistémico propuesto por (Burton, 2010) puede ayudar a la definición y comprensión de las fronteras y el alcance del programa de evaluación. La perspectiva sistémica se enfoca en entradas, procesos, salidas e impactos. La medición de salidas provee información sobre la efectividad del uso de recursos, mientras que la comparación de salidas contra entradas provee información sobre la eficiencia del proceso para convertir entradas en salidas.

La parte final de esta etapa consiste en elaborar los objetivos del programa de evaluación. Estos objetivos deben plantearse a tres niveles: *racional*, *general* y *específicos*. Al nivel *racional* se delinea por qué el programa es requerido, el *objetivo general* detalla el propósito general del programa, mientras que los *objetivos específicos* pueden ser requeridos para proveer mayor detalle de cómo el objetivo global será alcanzado. La elaboración de los objetivos se presenta con mayor detalle en la siguiente etapa del programa de evaluación.

Diseño del programa

Una vez especificado el enfoque de la evaluación del desempeño en términos de propósito y alcance, se procede al diseño del programa. En esta etapa, las siguientes preguntas claves deben ser consideradas: ¿Cuáles criterios se deben usar? ¿Qué indicadores de desempeño se deben usar? ¿Cuáles datos se requieren? ¿Quién recolectará los datos? ¿Cómo, dónde y cuándo se recolectarán los datos? y ¿Cuál es el formato requerido de los resultados? Las definiciones siguientes ayudan a clarificar las respuestas a las preguntas anteriores:

Propósito (meta): El propósito es útil para identificar claramente un nivel de logro hacia el que hay que luchar. Las metas se relacionan con resultados de desempeño deseados a futuro.

Criterio: Los criterios son resultados más específicos y medibles que el propósito. Un criterio generalmente indica la dirección hacia la cual se debe dirigir una organización para hacer lo mejor.

Indicador: Los indicadores de desempeño son la herramienta principal en un programa de evaluación del desempeño. Un indicador de desempeño es una razón que relaciona dos o más variables (i. e. área regada, volumen de agua de riego aplicada o productividad) en forma tal que una gran cantidad de información puede ser reducida a un solo número. Los indicadores permiten identificar las variables sobre las cuales se deben recolectar datos.

Objetivo: Un objetivo es algo que se debe perseguir hasta su nivel más completo y que puede indicar generalmente la dirección del cambio o efecto deseado. Los objetivos están hechos de criterios, por ejemplo, maximizar la producción agrícola, asegurar la equidad en el suministro de agua u optimizar la eficiencia en la distribución del agua. Los criterios se pueden medir usando indicadores de desempeño, los cuales identifican los requerimientos de datos que deben ser recolectados, procesados y analizados.

Implementación

Se aplican metodologías para la recolección, procesamiento y análisis de datos. Dependiendo de la naturaleza del programa de evaluación del desempeño, la implementación puede cubrir un periodo corto (semanas) o un periodo largo (años).

Aplicación de resultados

El uso de los resultados de la evaluación del desempeño dependerá de la razón para llevarla a cabo. Posibles acciones después de la conclusión de la evaluación del desempeño son: (1) Redefinición de objetivos

estratégicos, (2) Redefinición operacional de objetivos, y (3) Implementación de medidas correctivas. Donde la evaluación del desempeño identifica la causa raíz de un problema, estudios adicionales pueden ser requeridos para implementar medidas que alivien el problema.

Niveles de evaluación

La evaluación del desempeño puede efectuarse a distintos niveles. Al *nivel sector* cuando se evalúa cómo el riego se desempeña en comparación con objetivos establecidos para el sector y en comparación con otros usos del agua. Al *nivel sistema principal* donde el desempeño del servicio de entrega del agua es medido. Al *nivel de la granja* donde el desempeño del envío de agua a la granja, el uso del agua y la aplicación del agua es medido.

Al *nivel esquema de riego*, cuando se mide cómo esquemas individuales se desempeñan contra sus objetivos establecidos implícitamente o explícitamente, o cuando se mide el desempeño de diferentes esquemas contra ellos mismos. Es importante definir desde un inicio si la evaluación del desempeño es para un esquema (*análisis interno*) o para comparar entre esquemas (*análisis externo*).

Un problema significativo con el análisis del desempeño de esquemas de riego es la complejidad y gran variedad de tipos de esquemas existentes, lo cual hace muy problemática la comparación entre ellos. Por ejemplo, los esquemas de riego pueden presentar diferentes formas de administración, de tecnología de riego, etc. Todavía no existe una metodología definitiva para categorizar los esquemas de riego, por lo que siempre habrá discusión de si se está comparando entre iguales. Se pueden utilizar descriptores clave para esquemas de riego como un punto de inicio para seleccionar esquemas con características similares clave para la comparación. En este punto es importante reconocer, sin embargo, que la comparación entre tipos diferentes de esquemas puede ser igualmente valiosa.

Benchmarking

El *benchmarking* de esquemas de riego es una forma comparativa (externa) de evaluación del desempeño que ha sido frecuentemente utilizada. De manera general, el *benchmarking* busca comparar el desempeño de los esquemas con las 'mejores prácticas' contra esquemas de menor desempeño, e identificar cuáles son las diferencias en desempeño (Burton, 2010). Una manera de llevar a cabo el *benchmarking* es a través de estudiar la eficiencia técnica con la que los diferentes organismos comparados realizan sus actividades.

Análisis de eficiencia técnica

El análisis de eficiencia técnica puede efectuarse a través de diversas herramientas estadísticas y matemáticas. El DEA es una técnica de programación lineal, que se ha utilizado con éxito para evaluar el desempeño relativo de un conjunto de unidades organizacionales que utilizan los mismos recursos (entradas) y obtienen los mismos resultados (salidas) (Ramanathan, 2003; Zhu, 2010).

Las unidades organizacionales de interés se denominan Unidades de Toma de Decisiones (DMU, por sus siglas en inglés). El propósito principal del DEA es medir la eficiencia del uso de los recursos disponibles en las DMU para generar un conjunto de productos (Charnes, Cooper & Rhode, 1979). El desempeño de las DMU, evaluado a través del DEA, en términos de *eficiencia técnica*, cual corresponde a un valor relativo que relaciona las salidas con respecto a las entradas de las DMU (Ramanathan, 2003). A continuación, se presenta una breve descripción de los modelos DEA más utilizados para estudios de *benchmarking*.

Modelo CCR

En general, el modelo CCR puede construirse con dos objetivos diferentes: maximizar las salidas, manteniendo la cantidad de entradas (modelo orientado a salidas) o minimizar las entradas, manteniendo los niveles de salidas (modelo orientado a entradas) (Cooper, Seiford, & Tone, 2007). La forma lineal del modelo CCR, orientado a salidas, para DMU_k, se muestra a continuación:

$$\max z_k = \sum_{r=1}^s \mu_r y_{rk}$$

Sujeto a

$$\sum_{r=1}^s \mu_r y_{rj} - \sum_{i=1}^m v_i x_{ij} \leq 0 \quad j = 1, 2, \dots, n \quad (1)$$

$$\sum_{i=1}^m v_i x_{ik} = 1$$

$$\mu_r, v_i \geq 0$$

Donde x_{ij} y y_{rk} son las entradas y salidas de la DMU_j, respectivamente. Similarmente, μ_r y v_i representan las ponderaciones de las entradas y salidas, respectivamente. En este caso, se dice que una DMU_k es eficiente cuando $z_k = 1$. En el modelo CCR orientado a salidas, a diferencia del modelo orientado a entradas, se busca maximizar la función objetivo. En la práctica es más conveniente resolver la *forma dual* del Modelo (1), la cual se muestra a continuación:

$$\min \theta$$

Sujeto a

$$\sum_{j=1}^n x_{ij} \lambda_j \leq \theta x_{ik} \quad i = 1, 2, \dots, m; \quad (2)$$

$$\sum_{j=1}^n y_{rj} \lambda_j \geq y_{rk} \quad r = 1, 2, \dots, s;$$

$$\lambda_j \geq 0 \quad j = 1, 2, \dots, n.$$

En el Modelo (2), la variable θ representa la eficiencia de la DMU_k y λ_j es una variable dual asociada con la DMU_j.

Modelo BCC

Banker, Cooper, Seiford & Zhu (2011) propusieron otro modelo, denominado modelo BCC, y agregaron la restricción de convexidad $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$ al Modelo (2). Este modelo alternativo, con orientación a salidas, también conocido como *Modelo DEA Envolvente*, se muestra a continuación.

$$\min \theta$$

Sujeto a

$$\sum_{j=1}^n x_{ij} \lambda_j \leq \theta x_{ik} \quad i = 1, 2, \dots, m; \quad (3)$$

$$\sum_{j=1}^n y_{rj} \lambda_j \geq y_{rk} \quad r = 1, 2, \dots, s;$$

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$$

$$\lambda_j \geq 0 \quad j = 1, 2, \dots, n.$$

Al resolver el Modelo (3) se obtiene un valor de eficiencia óptimo (θ^*) para la DMU_k. El proceso se repite para cada DMU_j. Las DMUs con $\theta^* < 1$ se dice que son *ineficientes*, mientras que DMUs con $\theta^* = 1$ son *puntos en la frontera*.

Rendimiento de escala

Para una mejor comprensión del desempeño de una DMU, además de la eficiencia DEA, es importante determinar su rendimiento de escala. En general una DMU puede tener rendimiento de escala *decreciente*, *constante* o *creciente*. Es decreciente cuando una proporción de incrementos en entradas produce una proporción menor de incrementos en salidas; es constante, cuando las proporciones son iguales; y es creciente, cuando una proporción de incrementos en las entradas produce una proporción mayor de incrementos en las salidas. La Figura 1 muestra la eficiencia técnica, la eficiencia de escala y tres tipos de rendimiento de escala para DMU con una entrada y una salida.

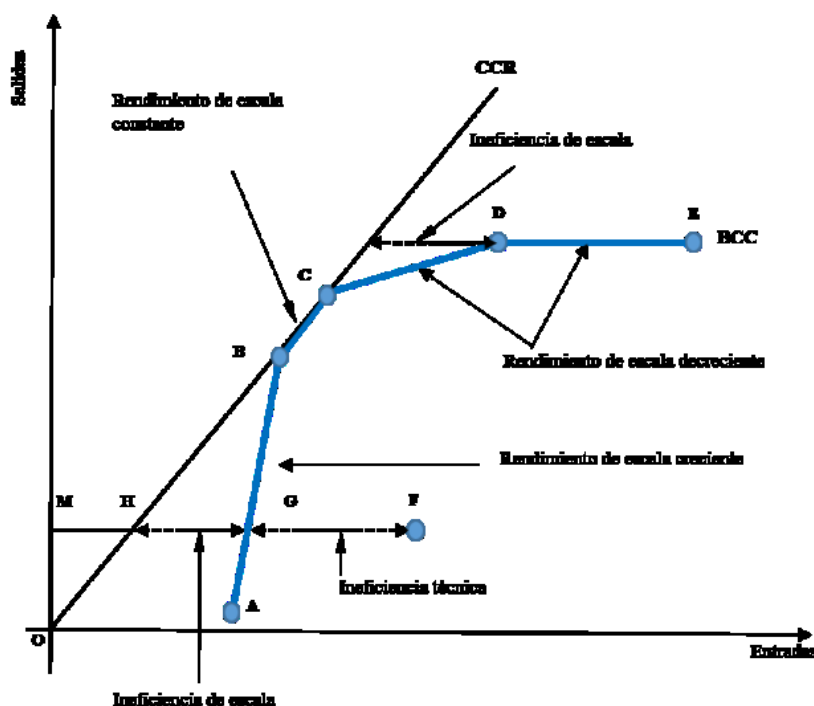


Figura 1. Rendimiento de escala. Adaptada de Malana & Malano (2006).

Bajo el modelo CCR, si (u^*, v^*) son soluciones óptimas, entonces (cu^*, cv^*) son también óptimas, para toda constante $c > 0$, por lo tanto, bajo un modelo CCR una DMU óptima opera bajo un rendimiento de escala constante. En la práctica esta es una condición muy restrictiva, ya que la mayoría de las DMUs operan bajo un rendimiento de escala variable. El modelo BCC es una mejora sobre el modelo CCR, ya que incorpora el rendimiento de escala variable mediante la restricción $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$ al modelo CCR, la cual corresponde a una frontera de eficiencia convexa, permitiendo identificar si una DMU tiene un rendimiento de escala creciente, constante o decreciente (Cooper, Seiford & Tone, 2007).

Regresión Tobit

Una vez que las DMU eficientes e ineficientes han sido determinadas mediante el DEA, el siguiente paso es identificar los factores causales de estas ineficiencias. Una forma de hacer lo anterior consiste en relacionar los valores de eficiencia con variables que inciden sobre la operación de las DMU. La naturaleza relativa de la eficiencia técnica calculada la convierte en una variable dependiente censada, por lo que se recomienda utilizar un modelo de regresión Tobit. Un modelo Tobit con dos límites es adecuado para estimar el impacto de variables e indicadores de eficiencia, ya que los valores de eficiencia pueden estar censados en 0 o en 1 (Maddala, 1986). La expresión del modelo Tobit es la siguiente:

$$y_i^* = \beta_0 + \sum_{m=1}^M \beta_m x_{im} + \varepsilon_i, \varepsilon_i \sim IN(0, \sigma^2).$$

Donde, y_i^* es una variable latente que representa el valor de eficiencia para el distrito de riego i ; β_0 y β_m son parámetros desconocidos que se deben estimar; $x_{im} = 1, 2, \dots, M$ son variables explicativas (independientes) asociadas con el distrito de riego i ; y ε_i = un término de error que es normal e independientemente distribuido con media cero y varianza constante σ^2 . La variable latente y_i^* está expresada en términos de la variable observada y_i (el resultado de eficiencia calculado usando análisis DEA) en la forma siguiente:

$$y_i = 0 \quad \text{si } y_i^* \geq 1$$

$$y_i = y_i^* \quad \text{si } 0 \leq y_i^* \leq 1$$

$$y_i = 0 \quad \text{si } y_i^* \leq 0$$

Metodología

Inicialmente, se analizaron los 42 distritos de riego que conforman el Grupo Climático Seco obtenido por Altamirano-Aguilar *et al.* (2017). Para reducir la heterogeneidad entre los distritos, primero se realizó un Análisis de Componentes Principales usando las variables mostradas en el Tabla 2 (Conagua, 2015a). Luego se efectuó un Análisis de Conglomerados con los valores de los componentes para cada distrito para obtener grupos de distritos homogéneos (comparables). Una vez obtenidos los grupos comparables, dos de ellos fueron seleccionados arbitrariamente para evaluar el desempeño de sus distritos de riego, siguiendo el programa de evaluación del desempeño para esquemas de riego propuesto por Burton (2010) y aplicando el DEA para el análisis de eficiencia y *benchmarking*.

Tabla 2. Variables empleadas en la conformación de grupos homogéneos.

Variable	Unidad
Número de usuarios	-
Área Regada	ha
Superficie Sembrada de Alfalfa Verde	%
Superficie Sembrada de Frijol	%
Superficie Sembrada de Maíz Grano	%
Superficie Sembrada de Sorgo Grano	%
Superficie Sembrada de Trigo Grano	%
Agua Distribuida por Bombeo de Corrientes	%
Agua Distribuida por Bombeo de Pozos	%
Agua distribuida por Gravedad de Derivación	%
Agua Distribuida por Gravedad de Presas	%

A continuación, se detallan cada una de las etapas del programa de evaluación del desempeño desarrollado.

Etapa 1: propósito y alcance

Los resultados de este trabajo serán de utilidad a administradores de jefatura y gerencia de los distritos de riego, así como a investigadores relacionados con el tema de la gestión del agua de riego en general. La evaluación, realizada por un grupo investigadores y alumnos de posgrado del CIAD, A.C., se abordó desde el punto de vista de los productores agrícolas y de los administradores del riego.

El tipo de evaluación es operacional por esquemas (distritos de riego), definida espacialmente por las fronteras físicas y geográficas de cada distrito de riego y temporalmente por los ciclos agrícolas 2011-2012, 2012-2013 y 2013-2014. El alcance de la evaluación de desempeño, tomando como referencia de conjunto de sistemas anidados de Small & Svendsen (1990), comprende el sistema de riego, el sistema agrícola de riego y el sistema económico agrícola.

El propósito de este trabajo es contribuir a la mejora en la gestión de los distritos de riego. Como objetivo general se plantea incrementar las productividades agrícola y económica del agua, a través de los objetivos específicos siguientes: (1) maximizar la cantidad de agua distribuida, (2) maximizar la recaudación de cuotas por servicio de riego, (3) maximizar la productividad agrícola y económica del agua de riego, y (4) disminuir el impacto de la actividad agrícola de riego sobre la degradación del suelo.

Etapa 2: diseño

A partir de los objetivos de la evaluación del desempeño se definieron los criterios e indicadores de desempeño mostrados en la Tabla 3. Para el cálculo de los indicadores de desempeño se utilizaron registros, por distrito de riego, de las variables siguientes: longitud total de canales (km), costos de rehabilitación (\$), costos de tecnificación (\$), eficiencia de conducción de agua, volumen de agua total anual entregada a usuarios (miles de m³), área regada total (ha), producción agrícola (miles de ton), costo de administración (miles de \$), costo de operación (miles de \$), costo de conservación (miles de \$) y el índice de degradación del suelo.

Tabla 3. Criterios e indicadores para la evaluación del desempeño.

Objetivos	Criterio	Indicador de desempeño
Maximizar la cantidad de agua entregada a los usuarios	Eficiencia	Volumen de agua entregada (miles de m ³)/ha
Maximizar la recaudación de cuotas por servicio de riego	Eficiencia	Cuotas por servicio de riego (\$)/ha
Maximizar la productividad agrícola del agua	Productividad	Producción (ton)/ha
Maximizar el valor económico de la producción agrícola	Productividad	Valor de la producción (miles de \$)/ha
Minimizar la degradación de suelo	Eficiencia	Índice de degradación del suelo

Para el análisis de eficiencia y productividad se utilizaron los modelos DEA, CCR y BCC orientados a entradas usando variables e indicadores de desempeño considerando el modelo sistémico propuesto por (Malano & Burton, 2001) para un esquema de riego, el cual incluye tres *dominios*: (1) *servicio de entrega* (con las áreas de operación del sistema y de desempeño financiero), *eficiencia productiva* y *desempeño ambiental*.

Para la aplicación del análisis del DEA se consideraron los sistemas siguientes: *infraestructura* (I), en el área de operación del sistema, *finanzas generales* (FG) en el área de desempeño financiero, *producción General* (PG) en la eficiencia productiva y *ambiental* (A) en el desempeño ambiental. A partir de los resultados del DEA se determinaron las eficiencias relativas, los rendimientos de escala y los distritos con los mejores desempeños (distritos eficientes) y se efectuaron las comparaciones con los distritos de bajos desempeños (distritos ineficientes).

Etapas 3: implementación

La recolección de datos dependió de su disponibilidad en instancias oficiales. Los registros agrícolas e hidrométricos se obtuvieron de Estadísticas Agrícolas de Distritos de Riego para los ciclos agrícolas: 2011-2012, 2012-2013 y 2013-2014 (Conagua, 2015a). Los Registros de los Estados Financieros de Infraestructura Hidroagrícola se obtuvieron (Conagua, 2014b, 2015b; Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola, 2013). La validación de los datos se realizó mediante técnicas estadísticas descriptivas. El análisis de eficiencia relativa se llevó a cabo para los modelos mostrados en el Tabla 4, mediante el software OSDEA-GUI, versión 0.2.

El Rendimiento de Escala se obtuvo a través del método propuesto en (Banker, Cooper, Seiford & Zhu, 2011) que utiliza los valores de eficiencia de los modelos CCR y BCC, además de los valores de los valores de $\sum_j^n \lambda_j^*$ obtenidos con el modelo CCR. Primero, se seleccionan todos los distritos de riego que tienen la misma eficiencia CCR y BCC, independientemente de los valores de $\sum_j^n \lambda_j^*$ obtenidos con el modelo CCR. *Estos distritos tienen rendimiento de escala constante (CRS)*. Enseguida, para cualquier resultado de eficiencia CCR, se determinan las tasas de rendimiento para cada uno de los distritos restantes. Si $\sum_j^n \lambda_j^* < 1$, la DMU presenta rendimiento de *escala creciente*. Si $\sum_j^n \lambda_j^* > 1$, la DMU presenta rendimiento de *escala decreciente*.

La Regresión Tobit, con dos límites, se aplicó con la eficiencia como variable dependiente y como variables exploratorias se usaron: área regada (AR) (ha), número de usuarios (NU), canales revestidos (CR) (%), canales sin revestir (CSR) (%), Producción total anual /Área regada (P/AR) (toneladas/ha), Valor de la Producción/Área Regada (VP/AR) (miles de \$/ha), Costo de mantenimiento/Área Regada (CM/AR) (miles de \$/ha) e Índice de degradación de suelo (DS). Para el análisis estadístico se usó Stata 14.

Resultados y discusión

El análisis de componentes principales arrojó cuatro más con una varianza acumulada de 65%. A partir de ellos se obtuvieron seis conglomerados (CS1 - CS6) mediante análisis clúster con enlace Ward y

distancia euclidiana cuadrada, con una similitud mayor a 52% (Figura 2).

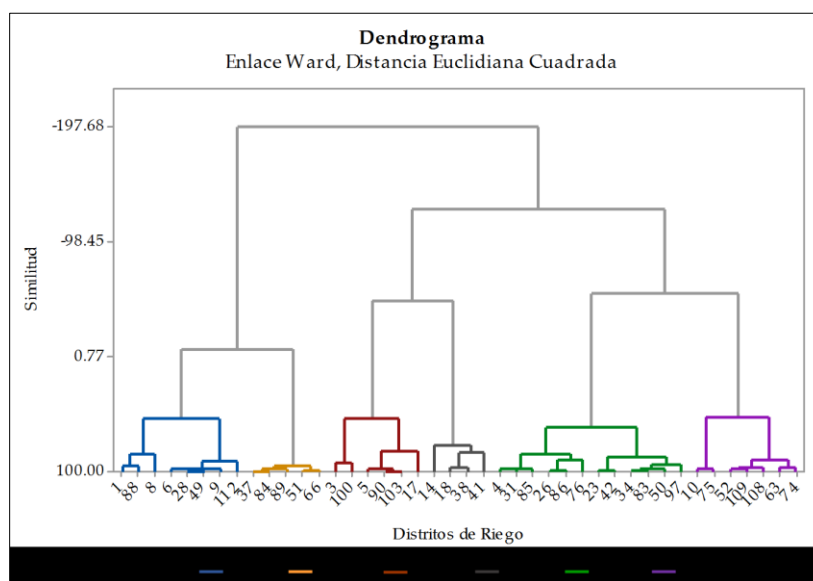


Figura 2. Dendrograma de los conglomerados del Grupo Climático Seco.

Benchmarking

Por razones de espacio, solamente se presentan el análisis de *benchmarking* para el conglomerado CS5 (distritos 50, 23, 31, 85, 76, 4, 83, 86, 26, 42, 97 y 34) y para el conglomerado CS6 (distritos 52, 108, 74, 10, 109, 75 y 63).

Benchmarking del conglomerado CS5. Presenta alta variabilidad en el área regada y el número de usuarios, si bien sus estadísticas indican que sus distritos son de tamaño mediano y, por otro lado, son homogéneos en infraestructura, volumen y valor de la producción, costo de mantenimiento, degradación del suelo y fuente de abastecimiento y conducción. Por los volúmenes de sus principales cultivos, este

conglomerado está constituido por distritos de riego productores de forraje (Tabla 4).

Tabla 4. Características generales de los distritos de riego del Conglomerado CS5.

Variable	Media	Desviación estándar	Valor mínimo	Mediana	Valor máximo
Área Regada (ha)	22081	27893	1808	7011	73215
Número de Usuarios	2913	3401	68	1822	10243
Canales Revestidos (%)	54.44	31.29	11.14	47.73	98.80
Canales sin Revestir (%)	39.84	30.69	1.20	36.24	88.86
Producción total anual /Área regada (toneladas/ha)	14.08	6.92	4.86	14.34	26.38
Valor de la Producción/Área Regada (miles de \$/ha)	31.19	12.69	12.55	30.53	52.63
Costo de mantenimiento/Área Regada (miles de \$/ha)	0.31	0.25	0.00	0.26	0.89
Índice de degradación de suelo	1.56	0.50	0.49	1.79	2.00
Fuente y conducción	Gravedad de presas				
Cultivos principales	Sorgo grano y Forraje				

Las estadísticas de área regada y el número de usuarios indican que el Conglomerado CS6 está constituido por distritos de riego grandes. Los distritos son homogéneos en infraestructura, volumen y valor de la producción, costo de mantenimiento, degradación del suelo y fuente de abastecimiento y conducción. Por los volúmenes de producción de sus principales cultivos, este conglomerado está constituido por distritos de riego productores de maíz y hortaliza (Tabla 5).

Tabla 5. Características generales de los distritos de riego del Conglomerado CS6.

Variable	Media	Desviación estándar	Valor mínimo	Mediana	Valor máximo
Área Regada (ha)	92511	83205	12023	59404	220007

Número de Usuarios	10637	7542	2432	8775	20791
Canales Revestidos (%)	52.30	34.20	8.90	50.10	100.00
Canales sin Revestir (%)	47.50	34.40	0.00	49.40	91.00
Producción total anual /Área regada (toneladas/ha)	13.20	6.34	4.43	13.40	23.56
Valor de la Producción/Área Regada (miles de \$/ha)	39.44	14.79	19.46	39.25	54.93
Costo de mantenimiento/Área Regada (miles de \$/ha)	0.78	0.32	0.41	0.74	1.40
Índice de degradación de suelo	1.67	0.31	1.15	1.81	1.97
Fuente y conducción	Gravedad de presas y Bombeo de pozos				
Cultivos principales	Maíz grano, Sorgo grano, hortalizas.				

El análisis de eficiencia del DEA se realizó con los modelos y las variables e indicadores de entradas y salidas mostrados en la Tabla 6, desde un enfoque orientado a entradas.

Tabla 6. Modelos del DEA para la evaluación del desempeño.

Sistemas	Modelo DEA	Entradas	Salidas
Infraestructura	BCC orientado a entradas	Longitud total de canales (km) Costos de rehabilitación /área regada (miles de \$/ha) Costos de tecnificación/área regada (miles de \$/ha)	Eficiencia de conducción
Finanzas generales	BCC orientado a entradas	Costo de administración (miles de \$/Área regada) Costo de operación (miles de \$)/Área regada) Costo de conservación/ Área regada (miles de \$/ha)	Recaudación por cuota por servicio de riego/ Área regada (miles de \$/ha)
Producción general	BCC orientado a entradas	Volumen de agua total anual entregada a usuarios/Área regada (miles de m ³ /ha) Área regada (ha)	Valor total anual de la producción/Área regada (miles de \$/ha) Producción total anual /Área regada (toneladas/ha)
Ambiental	BCC orientado a	Índice de degradación del suelo	Producción total anual /Área regada (miles de

entradas

toneladas/ha)

El Conglomerado CS5 tuvo una eficiencia promedio de $e = 0.73$, predominando un RDE creciente. Para alcanzar la frontera de eficiencia BCC, manteniendo el nivel de salidas dados, los distritos deben reducir sus niveles de entradas. Además, los DR presentaron RDE creciente, pudiendo incrementar su productividad y/o alcanzar un RDE constante, aumentando su capacidad productiva (Tabla 7).

Tabla 7. Eficiencia técnica y rendimiento de escala de los distritos de riego del CS5 por subsistema.

Clave	Distritos de riego	Sistemas							
		Infraestructura		Finanzas generales		Producción general		Ambiental	
		e	RDE	e	RDE	e	RDE	e	RDE
50	Acuña-Falcón	1.00	CTE	1.00	CRE	1.00	CTE	1.00	CTE
23	San Juan del Río	1.00	DEC	1.00	CTE	1.00	DEC	0.59	CRE
31	Las Lajas	1.00	CTE	1.00	CTE	1.00	CRE	0.50	CRE
4	Don Martín	1.00	CTE	0.82	CRE	0.54	CRE	1.00	CRE
85	La Begoña	1.00	CTE	0.93	CRE	0.57	CRE	0.85	CRE
86	Río Soto La Marina	0.29	CRE	1.00	CTE	0.87	CRE	0.90	CRE
26	Bajo Río San Juan	0.21	CRE	0.89	CRE	0.92	CRE	0.64	CRE
83	Papigochic	0.33	CRE	1.00	CTE	0.78	CRE	0.49	CRE
42	Buenaventura	0.37	CRE	1.00	DEC	0.64	CRE	0.50	CRE
97	Lázaro Cárdenas	0.12	CRE	1.00	CRE	0.42	CRE	0.87	CRE
76	Valle del Carrizo	0.14	CRE	1.00	DEC	0.59	CRE	0.54	CRE
34	Edo. de Zacatecas	0.07	CRE	0.82	CRE	0.39	CRE	0.54	CRE
Promedio		0.54		0.95		0.73		0.70	
Eficiencia promedio global		0.73							

e = eficiencia, RDE = Rendimiento de Escala, CTE = Constante, DEC = Decreciente.

En Infraestructura, la eficiencia promedio del grupo fue baja ($e = 0.54$). En particular, los distritos 50, 23, 31, 85 y 4 usaron total y eficientemente sus recursos; mientras que los distritos 76, 83, 86, 26,

42, 97 y 34 usaron excesivamente los recursos y mostraron altos costos de rehabilitación y tecnificación, para el nivel de eficiencia de conducción dado., la eficiencia promedio en finanzas generales fue alta (0.95) y se observaron rendimientos de escala constante y/o creciente.

En general, la recaudación de cuotas por servicio de riego, para solventar los costos de administración, operación y conservación de los distritos, es adecuada. En producción general, la eficiencia promedio del grupo fue regular ($e = 0.73$) y predominó el rendimiento de escala creciente. El volumen de agua entregada y el área regada son altos para el volumen y el valor de la producción. El Distrito 50 usa total y eficientemente el agua entregada y el área regada para su volumen y valor de producción.

Los distritos 23 y 31 deben cambiar a un rendimiento de escala constante e incrementar el volumen y valor de su producción a través de mejores prácticas agrícolas o introducir cultivos de alto rendimiento y valor. Los distritos restantes deben reducir sus pérdidas de agua, mejorar sus prácticas agrícolas o buscar productos de mayor rendimiento y valor. En el sistema ambiental la eficiencia promedio fue regular (0.70) y predominó el rendimiento de escala creciente. Con excepción de los distritos 50 y 4, en general, el resto de ellos mostró niveles altos de degradación del suelo, lo cual afecta su producción agrícola (Tabla 7).

Comparativamente, el Distrito 50 es el más eficiente y sus prácticas pueden considerarse criterios de referencia para todo el conglomerado. El Distrito 31 resultó referente en infraestructura y finanzas generales para los distritos 85, 76, 4, 83, 86, 26, 42, 97 y 34. En términos de la eficiencia general promedio, el Distrito 50 fue el mejor evaluado ($e = 1.0$) y el Distrito 34 ($e = 0.454$) el peor. Los distritos de este grupo pudieron ser ordenados de acuerdo a su eficiencia promedio (Tabla 8).

Tabla 8. Distritos pares (peers) del Conglomerado CS5 y *ranking*.

Clave	Distritos de Riego	Infraestructura	Finanzas generales	Producción general	Ambiental	Eficiencias promedio	Ranking
50	Acuña-Falcón	-	-	-	-	1.000	1
23	San Juan del Río	-	-	-	4, 50	0.897	2
31	Las Lajas	-	-	-	4	0.875	3

4	Don Martín	-	23, 31, 50, 83	50	-	0.839	4
85	La Begoña	-	31, 50, 83, 86	50	4, 50	0.838	5
86	Río Soto La Marina	4, 31, 85	-	50	4, 50	0.764	6
26	Bajo Río San Juan	4, 31, 85	31, 50, 83, 86	50	4	0.667	7
83	Papigochic	31, 50	-	50	4, 50	0.651	8
42	Buenaventura	31	-	31, 50	4, 50	0.627	9
97	Lázaro Cárdenas	4, 31, 85	-	50	4, 50	0.603	10
76	Valle del Carrizo	31, 50, 85	-	50	4	0.566	11
34	Edo. de Zacatecas	31, 50.	31, 50, 83, 86	50	4, 50	0.454	12

El análisis de regresión Tobit mostró que el área regada ($p = 0.010$), el porcentaje de canales revestidos ($p = 0.001$), el porcentaje de canales sin revestir ($p = 0.001$), la producción total anual /área regada ($p = 0.010$), el valor de la producción/área regada ($p = 0.003$), y el costo de mantenimiento/área regada ($p = 0.002$) son factores determinantes del nivel de eficiencia promedio de los distritos de riego que conforman el Conglomerado CS5 (Tabla 9).

Tabla 9. Regresión Tobit del CS5.

Factores	Coeficientes	Error estándar.	t	$p > t $	IC 95%	
AR	-3.82E-06	8.38E-07	-4.55	0.010	-6.14E-06	-1.49E-06
CR	0.006564	0.000769	8.53	0.001	0.004428	0.008700
CSR	0.008143	0.000792	10.28	0.001	0.005944	0.010342
P/AR	-0.020465	0.004496	-4.55	0.010	-0.03295	-0.007982
VP/AR	0.016285	0.002595	6.28	0.003	0.009081	0.023490
CM/AR	-0.371364	0.050175	-7.40	0.002	-0.510671	-0.232056
Constante	0.152989	0.098403	1.55	0.195	-0.120220	0.4261988

AR= Área regada, CR = Canales revestidos, CSR = Canales sin revestir,
P/AR= Producción total anual /Área regada,

VP/AR= Valor de la Producción/Área Regada, CM/AR= Costo de
mantenimiento/Área Regada, IC = Intervalo de confianza

Benchmarking *del Conglomerado CS6*. Presenta una eficiencia promedio global $e = 0.88$, lo que implica uso inadecuado de recursos. Sin embargo, dado que ningún rendimiento de escala resultó predominante, no es posible establecer orientaciones generales para el Conglomerado, en términos del uso de sus recursos o cambios en economía de escala (Tabla 10).

Tabla 10. Eficiencia técnica y rendimiento de escala de distritos de riego del CS6 por subsistema.

Clave	Distritos de Riego	Sistemas							
		Infraestructura		Finanzas generales		Producción general		Ambiental	
		e	RDE	e	RDE	e	RDE	e	RDE
52	Estado de Durango	1.00	CTE	1.00	CRE	1.00	CTE	1.00	CRE
108	Elota-Piaxtla	1.00	CTE	0.96	CRE	1.00	CTE	0.90	CRE
74	Mocorito	1.00	CTE	1.00	CTE	1.00	CRE	0.59	CRE
10	Culiacán-Humaya	1.00	DEC	0.79	CRE	1.00	CTE	0.62	CRE
109	Río San Lorenzo	0.41	CRE	1.00	DEC	1.00	CTE	1.00	CTE
75	Río Fuerte	0.43	DEC	1.00	CTE	0.82	DEC	0.71	CRE
63	Guasave	0.39	DEC	0.99	CRE	0.79	CRE	0.59	CRE
Eficiencia promedio		0.75		0.96		0.94		0.85	
Eficiencia promedio global		0.88							

e = eficiencia, RDE = Rendimiento de Escala, CTE = RDE Constante, DEC = RDE Decreciente CRE = RDE Creciente.

En Infraestructura, la eficiencia promedio del grupo fue regular ($e = 0.75$). En particular, los distritos 52, 108 y 74 usaron total y eficientemente sus recursos. Los distritos 109, 75 y 63 tienen excesivos costos de rehabilitación y tecnificación para la eficiencia de conducción. El Distrito 10 es eficiente en el BCC, pero con RDE decreciente por lo que debe revisar sus estrategias de tecnificación y rehabilitación, además de sus prácticas de operación en la conducción del agua. En Finanzas Generales, la eficiencia promedio fue alta ($e = 0.96$).

En general, la recaudación de cuotas por servicio de riego para solventar los costos de administración, operación y conservación de los distritos es adecuada. Sólo el Distrito 10 resultó ineficiente, con rendimiento de

escala creciente, debiendo disminuir sus costos de administración, operación y conservación. En producción general, la eficiencia promedio del grupo fue alta ($e = 0.94$) y predominó el rendimiento de escala constante. Los distritos 52, 108, 10 y 109 obtuvieron volumen y valor de la producción óptimos para el volumen de agua entregada y área regada. El Distrito 75 resultó ineficiente, con rendimiento de escala decreciente, lo cual se puede resolver si se incrementa el volumen y valor de su producción mediante mejores prácticas agrícolas y la introducción de cultivos de alto valor económico. El Distrito 63 resultó ineficiente, con rendimiento de escala creciente por lo que debe disminuir sus pérdidas en agua entregada. En el sistema ambiental la eficiencia promedio fue buena ($e = 0.85$), con distintos rendimientos de escala. El Distrito 109 resultó eficiente con nulo efecto adverso de la degradación del suelo en su producción agrícola. El Distrito 52 resultó eficiente, pero puede alcanzar una escala más eficiente si evita el deterioro de suelo mediante mejores prácticas agrícolas (Tabla 10).

Comparativamente, el Distrito 52 es el más eficiente y sus prácticas pueden ser criterios de referencia en los subsistemas de finanzas generales y ambiental para los distritos 108, 10, 63, 52 y 75; en infraestructura, los distritos 74 y 108 pueden ser referencia para los distritos 109, 75 y 63; y en producción general, el Distrito 10 es referente para los distritos 75 y 63. En términos de la eficiencia general promedio, el Distrito 51 resultó el mejor evaluado ($e = 1.0$) y el Distrito 63 ($e = 0.69$) el peor. Al utilizar las eficiencias promedio para cada distrito fue posible determinar un *ranking* de los DR que conforman este Conglomerado (Tabla 11).

De acuerdo con los resultados de la regresión Tobit, sólo el Índice de degradación del suelo resultó un factor significativo ($p = 0.054$) de ineficiencia en este Conglomerado (Tabla 12).

Tabla 11. Distritos eficientes (pares) del conglomerado CS6 y *ranking*.

Clave	Distritos de Riego	Infraestructura	Finanzas generales	Producción general	Ambiental	Eficiencias promedio	<i>Ranking</i>
52	Estado de Durango	-	-	-	-	1.00	1
108	Elota-Piactla	-	52, 75	-	52, 109.	0.96	2
74	Mocorito	-	-	-	52	0.90	3
10	Culiacán-Humaya	-	52, 74, 75	-	52	0.86	4

109	Río San Lorenzo	74, 108	-	-	-	0.85	5
75	Río Fuerte	74, 108	-	10, 108	52	0.74	6
63	Guasave	74, 108	52, 75	10, 109	52	0.69	7

Tabla 12. Regresión Tobit del CS6.

Factores	Coeficientes	Error estándar	t	p > t	IC 95%	
DS	-0.307	0.128	-2.39	0.054	-0.620	0.007
Constante	1.380	0.221	6.24	0.001	0.839	1.922

DS = Índice de degradación del suelo, IC = Intervalo de confianza

Conclusiones y recomendaciones

(1) El *benchmarking*, aplicando el DEA, resultó una estrategia adecuada para evaluar el desempeño de los distritos de riego en México.

(2) El análisis de componentes principales y el análisis de conglomerados permitieron crear seis grupos homogéneos de distritos de riego en términos de infraestructura, volumen y valor de la producción, costo de mantenimiento, degradación del suelo y fuente de abastecimiento y conducción.

(3) En términos generales, el Conglomerado CS5 tuvo una eficiencia promedio general baja y rendimiento de escala creciente e indicó un uso inadecuado de recursos. Los factores determinantes de su eficiencia global son la red de canales (revestidos y sin revestir) y el índice de degradación del suelo. En cuanto a la eficiencia promedio general del Conglomerado, el Distrito 50 es el mejor referente (*benchmarker*) para el resto de los distritos del Conglomerado.

(4) En el análisis de eficiencias por sistemas, el Conglomerado CS5, mostró comportamientos muy variados. Un grupo fue altamente eficiente en la distribución del agua; mientras que otro presentó altos costos de rehabilitación y tecnificación. Es adecuada la recaudación de cuotas por servicio de riego, para solventar los costos de administración, operación y conservación de todos los distritos. Con excepción del

Distrito 50, los demás usan grandes cantidades de agua para el volumen y el valor de sus producciones. A diferencia del Distrito 50, los otros mostraron excesiva degradación del suelo lo cual afecta su producción agrícola.

(5) El Conglomerado CS6 tuvo una eficiencia promedio general buena, y presentó problemas en los sistemas ambiental y de infraestructura, principalmente. El factor que más afecta su eficiencia global es el índice de degradación del suelo. En cuanto a la eficiencia promedio general del Conglomerado, el Distrito 52 puede ser referente (*benchmarker*) para el resto de sus miembros.

(6) En el Conglomerado CS6 los Distritos 109, 75 y 63 mostraron deficiencias en la conducción del agua de riego debido a los altos costos de rehabilitación y tecnificación. Todos los distritos son capaces de solventar sus costos de administración, operación y conservación. El volumen de producción y valor de los productos son buenos en relación con las cantidades de agua recibidas. Finalmente, con excepción de los Distritos 52 y 109, la degradación del suelo afecta significativamente la producción agrícola del resto de los distritos del Conglomerado.

(7) Se recomienda continuar con esta temática de investigación y recopilar más variables e indicadores de desempeño.

(8) Una estrategia importante es seguir la metodología propuesta en estudios con datos panel y en estudios con otras unidades de decisión (por ejemplo, módulos de riego), donde se puedan incorporar otros aspectos del riego como tecnologías de riego, medición del agua, calidad del agua y suelo y del drenaje.

Agradecimientos

Los autores agradecen al personal de la Comisión Nacional de Agua de México por proporcionar generosamente los datos utilizados en este estudio.

Referencias

Ali, M. K. & Klein, K. K. (2014). Water Use Efficiency and Productivity of the Irrigation Districts in Southern Alberta. *Water Resources Management*, 28(10), 2751-2766. DOI:10.1007/s11269-014-0634-y.

Altamirano-Aguilar, A., Valdez-Torres, J. B., Valdez-Lafarga, C., León-Balderrama, J. I., Betancourt-Lozano, M., & Osuna-Enciso, T. (2017).

Clasificación y evaluación de los distritos de riego en México con base en indicadores de desempeño. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(4), 79-89. DOI: 10.24850/j-tyca-2017-04-05

Banker, R. D., Cooper, W. W., Seiford, L. M., & Zhu, J. (2011). Returns to Scale in DEA. En *Handbook on Data Envelopment Analysis* (pp. 497) New York, USA: Springer

Borgia, C., García-Bolaños, M., Li, T., Gómez-Macpherson, H., Comas, J., Connor, D., & Mateos, L. (2013). Benchmarking for performance assessment of small and large irrigation schemes along the Senegal Valley in Mauritania. *Agricultural Water Management*, 121, 19-26. DOI: /10.1016/j.agwat.2013.01.002

Burton, M. (2010). *Irrigation management: principles and practices*. Connecticut, USA: CABI.

Conagua. (2013). *Programa Nacional Hídrico 2014-2018*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014a). *Estadísticas del Agua en México*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014b). *Resultados de los estados financieros 2013 de las ACU y SRL de los Distritos de Riego*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015a). *Estadísticas Agrícolas de los Distritos de Riego*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional del Agua..

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015b). *Resultados finales de los estados financieros 2014 de las Asociaciones Civiles de Usuarios (ACU) y de las Sociedades de Responsabilidad Limitada (SRL) de los Distritos de Riego*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Estadísticas del Agua en México*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional del Agua.

Cooper, W. W., Seiford, L. M., & Tone, K. (2007). *Data Envelopment Analysis: A Comprehensive Text with Models, Applications, References, and DEA-Solver Software*. New York, USA: Springer US.

Cornish, G. A. (2005). Performance bechmarking in the Irrigation and Drainage Sector: Experiences to date and conclusions. Reporte no . OD115. Recuperado de <http://eprints.hrwallingford.co.uk/69/1/OD155>.

Chambers, R. (1988). *Managing canal irrigation: Practical analysis from South Asia*. New Delhi, Bombay, Calcutta: Oxford and IBH Publishing Co Pvt Ltd.

Charnes, A., Cooper, W. W., & Rhodes, E. (1979). Measuring the Efficiency of Decision Making Units, short communication. *European Journal of Operational Research*, 3, 339-339. Recuperado de :[http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217\(78\)90138-8](http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8)

Chebil, A., Frija, A., & Abdelkafi, B. (2012). Irrigation water use efficiency in collective irrigated schemes of Tunisia: determinants and potential irrigation cost reduction. *Agricultural Economics Review*, 13(1), 39.

Gerdessen, J. C., & Pascucci, S. (2013). Data Envelopment Analysis of sustainability indicators of European agricultural systems at regional level. *Agricultural Systems*, 118, 78-90. DOI:/10.1016/j.agsy.2013.03.004

Lilienfeld, A. & Asmild, M. (2007). Estimation of excess water use in irrigated agriculture: A Data Envelopment Analysis approach. *Agricultural Water Management*, 94(1-3), 73-82. DOI: /10.1016/j.agwat.2007.08.005

Maddala, G. S. (1986). *Limited-dependent and qualitative variables in econometrics*. United Kindom: Cambridge University Press.

Malana, N. M. & Malano, H. M. (2006). Benchmarking productive efficiency of selected wheat areas in Pakistan and India using data envelopment analysis. *Irrigation and Drainage*, 55(4), 383-394. DOI:10.1002/ird.264

Malano, H. M., & Burton, M. (2001). *Guidelines for benchmarking performance in the irrigation and drainage sector*. Roma: Food and Agriculture Organization (FAO).

Mejía, E., Palacios, E., Exebio, A. E., & Santos, A. L. (2002). Problemas operativos en el manejo del agua en distritos de riego. *Terra*, 20(2), 217-225.

Naceur, M., & Mongi, S. (2013). The technical efficiency of collective irrigation schemes in south-eastern of Tunisia. *International Journal of Sustainable Development and World Policy*, 2(7), 87-103.

Ntontos, P., & Karpouzou, D. (2010). Application of data envelopment analysis and performance indicators to irrigation systems in Thessaloniki Plain (Greece). *Agricultural and Biosystems Engineering*, 87(10), 7273.

- Palacios, E., Exebio, A., Mejía, E., Santos, A. L., & Delgadillo, M. E. (2002). Problemas financieros de las asociaciones de usuarios y su efecto en la conservación y operación de distritos de riego. *Terra*, 20(4), 505-513.
- Peinado-Guevara, V. M., Camacho-Castro, C., Bernal-Domínguez, D., Delgado-Rodríguez, O., & Peinado-Guevara, H. J. (2012). Programas de conservación de obras en distritos de riego como alternativa sustentable en la administración del agua de uso agrícola. *Ra Ximhai*, 8(2).
- Ramanathan, R. (2003). *An Introduction to Data Envelopment Analysis: A tool for performance measurement* (First ed.). New Delhi: SAGE Publications.
- Ríos, A. R. & Shively, G. E. (julio, 2005). Farm size and nonparametric efficiency measurements for coffee farms in Vietnam. *American Agricultural Economics Association Annual Meeting*. Reunión llevada a cabo en Providence, Rhode Island, United Estates of America.
- Small, L. E. & Svendsen, M. (1990). A framework for assessing irrigation performance. *Irrigation and drainage systems*, 4(4), 283-312.
- Subdirección General de Infraestructura Hidráulica. (2013). *Resultados de los estados financieros 2012 de las ACU y SRL de los Distritos de Riego*. Distrito Federal, México: Comisión Nacional del Agua.
- Toma, E., Dobre, C., Dona, I., & Cofas, E. (2015). DEA Applicability in Assessment of Agriculture Efficiency on Areas with Similar Geographically Patterns. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 6, 704-711. DOI:/10.1016/j.aaspro.2015.08.127
- Watkins, K. B., Hristovska, T., Mazzanti, R., Wilson Jr, C. E., & Schmidt, L. (2014). Measurement of technical, allocative, economic, and scale efficiency of rice production in Arkansas using data envelopment analysis. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 46(1), 89.
- Watto, M. A., & Muger, A. W. (2015). Efficiency of irrigation water application in sugarcane cultivation in Pakistan. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95(9), 1860-1867. DOI:10.1002/jsfa.6887
- Zhu, J. (2010). *Quantitative Models for Performance Evaluation and Benchmarking* (vol. 213). London, United Kindom: Springer.

Evaluación de sistemas aislados de tratamiento de aguas residuales en Nicaragua

Evaluation of isolated sewage treatment systems in Nicaragua

Araceli Lozano¹

María J. Rodríguez²

José A. Mancebo³

Daniel Leante⁴

¹Grupo de Cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento para el Desarrollo, Universidad Politécnica de Madrid, España, araceli.lozano.pulido@gmail.com

²Grupo de Cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento para el Desarrollo, Universidad Politécnica de Madrid, mariajo240677@yahoo.es

³Departamento de Ingeniería Mecánica, Química y Diseño Industrial, Universidad Politécnica de Madrid, ja.mancebo@upm.es

⁴Grupo de Cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento para el Desarrollo, Universidad Politécnica de Madrid, dleante@hotmail.com

Autor para correspondencia: María J. Rodríguez, mariajo240677@yahoo.es

Resumen

Desde hace ya algún tiempo se están acometiendo proyectos interesantes para el tratamiento de aguas residuales en ámbitos rurales aislados mediante instalaciones de bajo coste, que permiten un acceso mejorado de calidad al servicio para la mayoría de la población sin recursos económicos. El presente trabajo aborda la problemática del acceso a saneamiento familiar desde una perspectiva tecnológica de

bajo coste con la integración de actores: beneficiarios, operadores locales, Instituciones Nacionales, Universidad, y los Organismos Internacionales de Cooperación para el Desarrollo. Este artículo presenta el análisis desde las tecnologías implementadas, integradas y socialmente aceptadas tanto en Proyectos Locales como Programas Internacionales en Nicaragua: la Taza Rural y el Inodoro Ecológico Popular. Tras la evaluación de su funcionamiento desde un enfoque aplicado, se plantean propuestas de análisis, visibilizando cuestiones recurrentes en la implementación de las tecnologías de bajo coste como son la necesidad de implementar procesos de divulgación, transferencia tecnológica y democratización de conocimiento.

Palabras clave: tecnología de bajo coste, saneamiento, inodoro ecológico, taza rural.

Abstract

For some time, interesting projects have been undertaken to treat wastewater in isolated rural areas through low-cost facilities, which allow improved quality access to service for most of the population without economic resources. The present work addresses the problem of access to family sanitation from a low cost technological perspective with the integration of actors: beneficiaries, local operators, National Institutions, University, and International Development Cooperation Organizations. This article presents the analysis of the technologies implemented, integrated and socially accepted in Local Projects and International Programs in Nicaragua: The Rural Cup and the Popular Ecological Toilet. After evaluating its operation from an applied approach, proposals for analysis are presented, highlighting recurrent issues in the implementation of low cost technologies such as the need to implement processes of dissemination, technology transfer and knowledge democratization.

Keywords: Low cost technology, sanitation, ecological toilet, rural cup.

Recibido: 22/06/2017

Aceptado: 21/02/2018

Introducción

El transporte de aguas residuales por arrastre hidráulico es la forma más generalizada para conducir los residuos de las viviendas familiares, tanto en zonas urbanas como rurales. Estos procesos pueden suponer entre el 60 y el 80 % del gasto familiar de agua (Metcalf, & Eddy, 2002). Los residuos sólidos están compuestos casi en su totalidad por materia orgánica y contienen, también, microorganismos presentes en nuestro organismo como son virus, helmintos, bacterias y parásitos. El contacto o ingestión de estos residuos es causante de 4 000 millones de casos de diarrea anuales en el mundo, siendo la segunda causa de muerte con 1.8 millones de fallecimientos al año, el 90 % de ellos niños menores de cinco años (OMS, 2013).

Por ello es imprescindible la implantación de sistemas de saneamiento, individuales o colectivos, diseñados para la recogida de las aguas grises y negras y su posterior tratamiento para la eliminación de la carga orgánica y elementos contaminantes. El cierre del ciclo de tratamiento se realiza con la depuración de las aguas residuales para la eliminación de la carga orgánica contaminante y los sólidos en suspensión, asegurando la calidad ambiental y sanitaria tanto del entorno donde viven como de los ríos y mares, devolviendo estas aguas al cauce en un estado "adecuado" (Corcoran *et al.*, 2010).

Dada la tipología de residuo, la instalación es diseñada para el transporte por gravedad, y como cualquier instalación, el sistema ha de ser convenientemente mantenido para su correcto funcionamiento. La realidad geográfica y demográfica condiciona cómo solucionar el problema generado por las aguas residuales (García, 2007). Las características geográficas de los núcleos rurales, con viviendas dispersas y alejadas, hace que los sistemas colectivos convencionales de recogida y transporte de aguas residuales resulten inviables en muchas poblaciones debido a la importante inversión en ejecución como en mantenimiento que suponen (Sato, Qadir, & Yamamoto, 2013). El alejamiento de estos núcleos rurales de los centros de toma de decisión y los problemas de acceso tanto físico como a la información convierte a estas zonas en olvidadas, siendo en ellas donde se concentra mayormente la pobreza. No solo se trata de un problema de salud, lo es también de la dignidad de las personas (PNUD, 2006). La Observación

General nº 15 del Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales concluyen que el agua y el saneamiento son indispensables para una vida digna, y reconocidos por la Asamblea General de las Naciones Unidas en la Resolución 64/292 en 2010 como Derecho Humano.

Específicamente, en los Objetivos para el Desarrollo Sostenible, la garantía para el saneamiento supone la búsqueda de soluciones viables a las problemáticas en cada zona. Las tecnologías apropiadas son infraestructuras que tanto en su diseño como en su mantenimiento demandan menos recursos, siendo su procedencia prioritariamente local, lo que abarata su coste y facilita su mantenimiento (Cardoso, Fernández, & Gualdani, 2014). Además, se adaptan a las características propias de cada intervención, lo que da lugar a una rica tipología de propuestas con un alto impacto social y un bajo impacto ambiental.

La evaluación y análisis de las infraestructuras es incipiente en el campo de la ingeniería para el desarrollo, donde los fallos de una infraestructura superan la simple elección tecnológica. La evaluación de una propuesta tecnológica, además de determinar el cumplimiento de los objetivos del proyecto, es una herramienta para el conocimiento y la mejora tanto de la intervención, así como proyectos futuros, además de indagar en las consecuencias imprevistas debido a las actividades del proyecto (Lobera, Martínez, López, & Narros, 2014).

Este artículo procede al análisis de dos casos particulares de tecnologías individuales de amplia extensión: el Inodoro Ecológico Popular (IEP) y la taza rural (TR) en Nicaragua, donde el 42 % de la población vive en zonas rurales. El interés de las propuestas es que parten del trabajo colaborativo local entre usuarios, actores sociales, expertos e Instituciones Nacionales como el Centro de intervención educativa en medio ambiente (CIEMA), la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI) y consultores como Ensome- PIENSA. A la propuesta se han ido integrando ONGDs (ONGAWA), la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) a través del Grupo de Cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento para el Desarrollo y los Organismos nacionales e internacionales de cooperación para el desarrollo como el Banco Mundial, la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (Cosude) y la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID).

El objetivo es evaluar la propuesta tecnológica en el cumplimiento de sus objetivos, así como sus riesgos. A partir del trabajo de campo y encuestas a sus usuarios se pretende realizar un análisis integrador,

tanto técnico como social y ambiental, de los procesos que tienen lugar en la instalación y alrededor de esta, donde se analizaron los puntos más débiles y problemáticos, así como propuestas de mejora para su óptimo funcionamiento.

El interés de este estudio radica tanto en verificar la idoneidad de la instalación, así como crear la base para el conocimiento y posterior extrapolación a otras experiencias y tecnologías que contribuyan a la sistematización de las evaluaciones de saneamiento. La finalidad es constituir una base para el establecimiento de procedimientos de análisis de la implementación de propuestas tecnológicas en el campo del saneamiento y depuración adaptadas a los contextos demandantes con el objetivo es minimizar los problemas recurrentes observados en la elección e implantación de tecnologías de bajo coste.

Este trabajo pretende la divulgación de los conocimientos y la transferencia de la tecnología como herramientas para universalizar el acceso como democratizar el conocimiento.

Descripción de las tecnologías propuestas

El *Inodoro Ecológico Popular* (IEP), diseñado y validado por el Centro para la Promoción la Investigación y el Desarrollo Rural y Social (CIPRES) es un sistema de saneamiento unitario (on-site), también conocido como Letrina Horizontal Ecológica, con flujo de arrastre horizontal a partir de la descarga de 1 a 1.5 litros de agua, como se puede observar en la Figura 1.

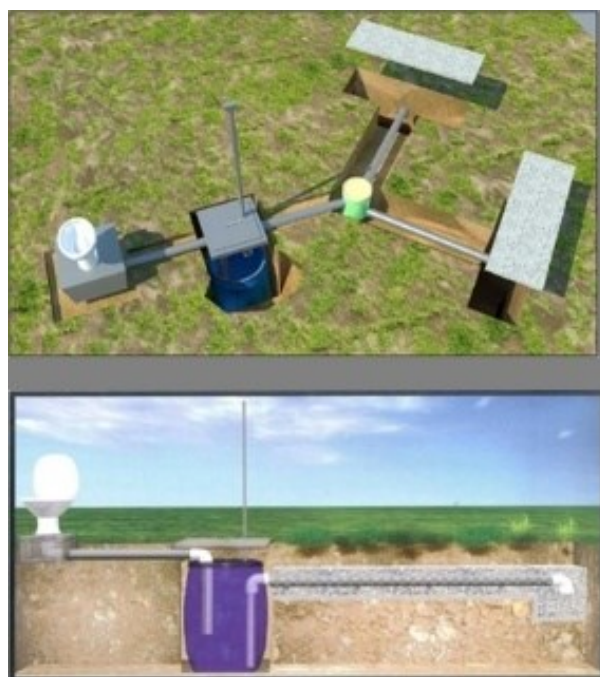


Figura 1: Esquema general (planta y perfil) del Inodoro Ecológico Popular (ENSOME – PIENSA UNI, 2012).

Las distintas partes que conforman la instalación presentada en la Figura 1 se diseñaron y dimensionaron con el objetivo de simplificar y asegurar la funcionalidad para los usuarios (Núñez, 2010), describiéndose a continuación:

1. Inodoro común al que se le ha inhabilitado el sifón, de forma que el material pasa directamente al tubo de descarga.
2. Tubería de descarga de PVC de 75 mm de diámetro que transporta el material por gravedad hasta el depósito.
3. Depósito formado por un bidón, de al menos 200 litros dependiendo la amplitud de la unidad familiar, donde los residuos se depositan y son almacenados. El bidón ha de estar convenientemente cerrado para el confinamiento de los residuos y protección del contacto humano, además de facilitar los procesos de digestión en su interior. Por las características de uso del sistema, el tiempo de retención hidráulico en el interior es muy variable dependiendo de los caudales utilizados para el arrastre, estando comprendido entre los 2.2 y los 32.4 días. En este tiempo

tienen lugar distintos procesos bioquímicos por la actividad química y microbiana, que descompone la materia y metaboliza los residuos. Se trata de un proceso principalmente anaerobio con poca aportación de oxígeno.

4. Tubo de aireación de 1.9 cm (3/4 pulgadas) de diámetro para la salida de los gases producidos en los procesos de descomposición del barril. Se instala un mallazo en el extremo de salida para evitar la entrada de vectores en el barril.
5. Tubería de infiltración, que desaloja la materia procesada en el bidón por diferencia de cota hacia el terreno, distribuyéndose la carga a lo largo de esta. Es una tubería de PVC con distintas ranuras en la parte media de unos 0.6 cm de ancho por 7.5 cm de largo, y donde se finaliza con el procesamiento aerobio de los residuos.
6. Zanja de infiltración de 3-4 metros de largo, 40 cm de ancho y 40cm de profundidad donde la tubería es dispuesta sobre grava, que facilita la entrada del material procesado en el terreno donde finaliza el proceso de descomposición.
7. Área de raíces en la superficie y a ambos lados de la zanja de infiltración para terminar de depurar los efluentes. No se define características ni dimensiones.

Existe una modificación significativa del sistema (Núñez, 2010), con la disposición de dos tuberías de infiltración, de forma que estas funcionan alternadamente aumentando la capacidad y rendimiento del sistema, además de facilitar su mantenimiento. Esta tipología de instalación no se ha localizado en la zona de estudio.

La *Taza Rural* (TR) combina elementos de la letrina tradicional con flujo de arrastre vertical y elementos del Inodoro Ecológico Popular, conforme se representa en la Figura 2 a continuación (Cosude, 2011).

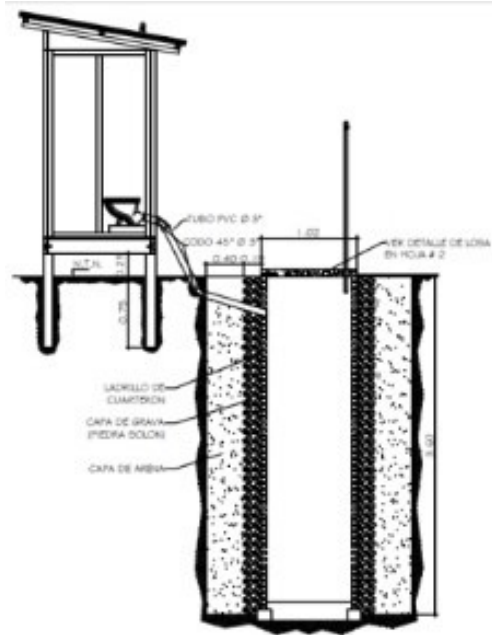


Figura 2: Sección de Taza Rural con pozo (ENSOME – PIENSA UNI, 2012).

La TR es un sistema más sencillo con menos elementos:

- La taza o inodoro común con sello hidráulico para impedir la salida de olores, en ocasiones se dispone una losa tipo "baño turco".
- La tubería de descarga hacia el pozo mediante un sistema de arrastre hidráulico.
- Pozo de infiltración, de mayor profundidad, donde el material es infiltrado al terreno.

En ambas instalaciones (IEP y TR) se utiliza el terreno como sustrato depurador a nivel subsuperficial, aprovechando los procesos físicos, químicos y biológicos naturales que se desarrollan en el ecosistema suelo-agua-cultivo, que permiten eliminar la mayor parte de los contaminantes aún presentes en los efluentes depurados (Machado *et al.*, 2007). Ambas propuestas presuponen un efluente inocuo tras su paso por la instalación de infiltración. La propuesta del IEP, con infiltración más superficial, minimiza las probabilidades de contaminar acuíferos subterráneos.

Metodología

Con el objetivo de la evaluación de ambas propuestas tecnológicas, y como punto de partida, se ha analizado el estado del arte de las tecnologías. La recopilación previa de la información respecto a las tecnologías apropiadas en general y a las propuestas en particular, como de la zona donde se han implementado, favoreció el análisis teórico. Como complemento, se realizaron entrevistas con los distintos organismos que han implementado o planificaban la utilización de esta tecnología en sus proyectos, como son el Banco Mundial, Cosude, FISE, Save the Children, CIPRES, ONGAWA y CARE.

Adicionalmente, se diseñaron los modelos para las encuestas a realizar en terreno para definir las relaciones existentes entre la dimensión social, ambiental, económica y técnica del proyecto. Se realizaron un total de 300 encuestas, en 16 municipios y 30 comunidades, en unidades familiares donde el 55% eran mujeres. Las comunidades se seleccionaron en función de la geografía, representando al menos a 2 grupos focales en occidente, 2 en la zona norte y uno en la RAAN. Las entrevistas se complementaron con inspecciones visuales a las instalaciones existentes. La representatividad de la muestra es del 8% del total de unidades instaladas en los territorios seleccionados para realizar el estudio, como se indica en la Tabla 1.

De forma complementaria a las entrevistas se fueron inspeccionando las instalaciones como una fórmula para su evaluación que recoja todos los aspectos de la propuesta tecnológica.

Tabla 1. Distribución y representatividad de muestra por territorio (ENSOME – PIENSA UNI, 2012).

Departamento	Cantidad IEP/TR instalados por los ejecutores	Tiempo de instalación	Propuesta Viviendas	Representatividad

Chinandega	1161	4-1 años	115	10%
León	350	3-1 año	13	4%
Estelí	167	5-3 años	32	19%
Jinotega	753	1-1.5 años	52	7%
Matagalpa	1315	1 año	68	5%
RAAN W	244	> 1 año	20	8%
Total	3990		300	8%

Evaluación de las tecnologías

La evaluación de las tecnologías se realizó en los ámbitos en los que esta incide directamente, estructurándose en la evaluación funcional, la evaluación hidráulica, la evaluación social, la evaluación estructural y la evaluación ambiental.

La evaluación funcional está centrada en el diseño y funcionamiento de las infraestructuras. En ambas (IEP y TR) se ha eliminado el sifón, manteniendo la pendiente de la tubería de desagüe para facilitar el arrastre hidráulico y reducción de la cantidad de agua necesaria por descarga. Pese a que el olor no se elimina, se reduce en gran medida pudiendo disponer el sistema muy cerca de la casa o incluso en su interior, lo que facilita el uso y mejora la seguridad, principalmente para las mujeres. Ambas propuestas trabajan con importantes variaciones de carga hidráulica y contaminante debido al uso ocasional por parte de la familia y a los productos utilizados que son vertidos por el inodoro.

La evaluación hidráulica se realiza con el objetivo de analizar el funcionamiento de los distintos componentes del sistema mediante su modelización en laboratorio. Se realizó el modelaje en laboratorio de la tubería de descarga, similar en ambas propuestas, en la que se vertieron entre 1 y 1.5 litros de agua, con pendientes de tubería de entre 0.5% y 5%, verificándose velocidades de flujo en torno a 1 m/s, muy por encima de las velocidades de entre 0.3 y 0.5 m/s recomendadas por diferentes normativas.

El material plástico de la tubería minimiza la erosión provocada por sobrevelocidad, además de evitar la sedimentación en la tubería, mejorando el funcionamiento hidráulico. No fue posible modelar en laboratorio el resto de componentes del IEP y TR a partir de la realización de una instalación piloto, debido al alto número de posibles condiciones de operación en la instalación y la dificultad y riesgo biológico asociado al pilotaje de un decantador-digestor por la especificidad de instalaciones y procedimientos. La concepción como digestor de del barril del IEP precisa de la definición de parámetros de diseño como son el tiempo de retención de lodos, la temperatura, pH alcanzado y reducción de DQO y DBO, que superan el alcance de la evaluación.

Complementando el análisis de laboratorio, se procedió a la evaluación hidráulica a partir de estudios en campo de unidades seleccionadas, un total de 40 IEP y 15 TR. Los criterios de selección de estas unidades se resumen en: similitud en el tamaño de las familias usuarias y diferentes volúmenes de agua usados para la limpieza, representación de los diferentes instaladores, distribución entre las diferentes comunidades, y tiempo de uso de al menos siete meses. Se observó que, de las 40 instalaciones inspeccionadas, únicamente el 17.5%, están en pleno uso en su configuración original, y el 25 % las instalaciones no son utilizadas de forma habitual por los usuarios, lo que amplió las cuestiones acerca del sistema.

La infraestructura está diseñada para volúmenes de descarga entre 1 y 1.5 litros de agua, cantidad que, además de condicionar el arrastre, es la responsable del funcionamiento del digestor (en el caso del IEP). En la visita de inspección se observó que se utilizan cantidades que incluso triplican la cantidad de agua recomendada, como se presenta en la Figura 3.

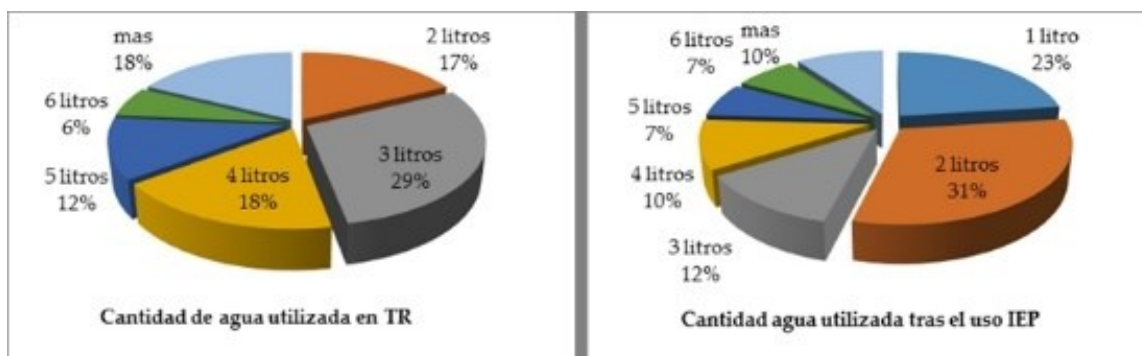


Figura 3. Cantidad de agua utilizada tras el uso del IEP y la TR.

La evaluación social se basa en el análisis de la aceptabilidad social, las actividades de operación y mantenimiento, aspectos de higiene, aspectos de conveniencia y preferencia relacionados con el uso del inodoro ecológico y la taza rural. Desde el punto de vista sanitario se analiza la capacidad de los dispositivos para ser una barrera ante el riesgo de transmisión de enfermedades, lo que garantiza la calidad de la instalación, de su uso y estado de limpieza (Mancebo, 2010). Además de la barrera física que supone la instalación, los usuarios presentaron como principal ventaja la disposición de la taza: cómoda, higiénica y fácil de limpiar, además de segura al minimizar los peligros en la deposición sobre todo para menores.

La aceptación por parte de la población también está relacionada con el imaginario de desarrollo, lo que favorece el aumento en la autoestima a la población. El 88% de las familias prefieren y usan el IEP/TR, lo cual indica un significativo nivel de aceptación de estas tecnologías. Las razones de preferencia de más frecuencia son higiene, comodidad y seguridad. Analizando esta variable por separado para IEP y TR, la tendencia es exactamente la misma. A pesar de la aceptación de la tecnología, hay aspectos importantes que deben ser objeto de revisión, tal es el caso de la educación sobre los materiales de limpieza que son vaciados en la taza y fluyen al digestor del IEP, mantenimiento de la zanja de infiltración y método de medición de lodos en el digestor; entre otros. En conclusión, todos referidos a capacitación y educación sobre el uso y mantenimiento del sistema en general.

El 90 % de los usuarios han sido capacitados en prácticas higiénicas y, esto se refleja en la inspección visual de las instalaciones, realizada durante la encuesta de estado de la higiene de la taza del IEP y TR. En dicha encuesta, se observó que solamente en el 18% de los casos, la taza presentaba mal olor, en el 21% se encontraron restos de heces, solamente en el 2% se encontraron vectores (cucarachas) y en el 4% se encontró agua sucia acumulada.

Pese a que el 100% de las familias recibieron capacitación para el mantenimiento y las operaciones de reparación del Inodoro Ecológico Popular, el 80% de las familias desconocen cómo y cuándo se llena el digestor, así como qué hacer cuando se obstruye la tubería de descarga y de infiltración, sintiéndose incapaces de actuar. En el diseño original de ambas instalaciones, no existe dispositivo o accesorio que permita

realizar la extracción de los lodos del barril, ni el vaciado. En el 91% de las instalaciones no se había realizado mantenimiento desde que se recibieron y apenas 16% de los usuarios manifestó disponer de instrucciones por escrito. En el cuadro 2 se resume la situación, siendo estos datos los que confirmaron la necesidad de un estudio estructural por partes de la infraestructura IEP, que presentaba mayor problemática que la TR.

En las encuestas realizadas, como se observa en la Tabla 2, son los mismos usuarios quienes reclaman la necesidad de más información y capacitación para reparación y mantenimiento. Siendo esta la mayor dificultad encontrada desde el punto de vista social para la implementación exitosa y sostenible de las instalaciones.

Tabla 2. Encuesta de uso y mantenimiento de las instalaciones de IEP y TR (ENSOME – PIENSA UNI, 2012).

	Uso IEP/TR	Mantenimiento o reparaciones IEP/TR			
		Si		No	
Uso cotidiano desde su instalación	299	24	8 %	275	91%
Uso temporal	9	4	45%	5	65 %
Total	308	28	9 %	279	91 %

La evaluación estructural se basa en el análisis del estado físico en que se encuentran las instalaciones y su uso seguro, analizando primero su ubicación en la vivienda y la construcción como el funcionamiento estructural en conjunto, para después proceder a analizar cada una de sus partes.

Normativas y guías de diseño, respaldadas por organismos como OPS/CEPIS y Cosude, recomiendan la instalación de la caseta de la letrina con arrastre hidráulico en el interior de la vivienda, o a una distancia a la vivienda no mayor de cinco metros para facilitar la comodidad del usuario, especialmente de las mujeres, dadas sus necesidades de higiene por la menstruación, además de minimizar el

riesgo de sufrir agresiones. Estos parámetros se cumplen para el IEP, pero no para la TR, conforme se presenta en la Figura 4.

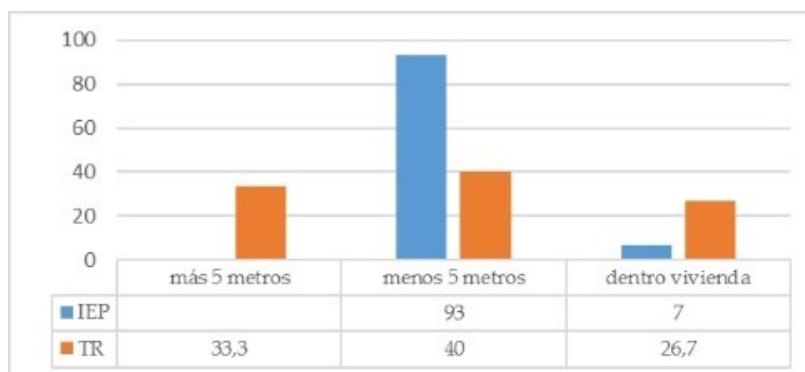


Figura 4. Comparativa % de distancia de la caseta a la instalación en la vivienda.

Durante la inspección, en el conjunto de la instalación se observan defectos en la construcción además de deficiencias en la calidad de los materiales. A partir de las entrevistas y encuestas, se concluye que no se realizó un seguimiento sistemático de la ejecución y la finalización de los trabajos por personal ajeno a la construcción.

Algunas de las deficiencias observadas tanto en el IEP como en la TR, no son visibles una vez ejecutadas las unidades, lo que facilita el cobro por unidad instalada a la empresa contratista. La certificación y pago a partir de unidades sanitarias instaladas promueve la rapidez en la finalización de los trabajos en lugar de la calidad. El objetivo de menor costo, considerando que la opción va dirigida a comunidades rurales y periurbanas con alto nivel de pobreza, no debería contradecirse con la adecuada calidad de los trabajos.

En el análisis por partes, tanto para el conjunto inodoro-barril digestor en el IEP como para el pozo de infiltración en la TR, señalar principalmente que los tubos de aireación estaban sobreelevados con respecto al diseño inicial, además de estar fisurados. Ninguno de los tubos tenía instalado una malla o cedazo para evitar la entrada de vectores en el barril. Las pendientes de la zanja-tubería de infiltración del IEP, varían notablemente respecto a las recomendaciones técnicas que recomiendan valores de 1.5 por mil y un máximo de 3 por mil y sin exceder nunca el 4.5 por mil (OPS, & Cepis, 2003).

La Figura 5, confirma la diferencia de las instalaciones ejecutadas con respecto a la recomendación, así como el amplio rango de pendientes inventariados.

El material de relleno de la zanja, además de garantizar la infiltración, debe cumplir la función de soporte y estabilizar la tubería de infiltración (OPS/CEPIS, 2003). El manual recomienda la instalación de piedra bolón, cascajo o trozos de ladrillo cuarterón; sin embargo, en la totalidad de las zanjas se observa la instalación de grava fina mezclada con suelo, o directamente el propio suelo.

A partir de las encuestas se concluye que no se realizaron pruebas de infiltración que confirmaran la adecuación de la instalación proyectada a los suelos existentes. El resultado, conforme se resume en la Figura 5, fue que el conjunto de la tubería de infiltración y zanja no funciona adecuadamente.

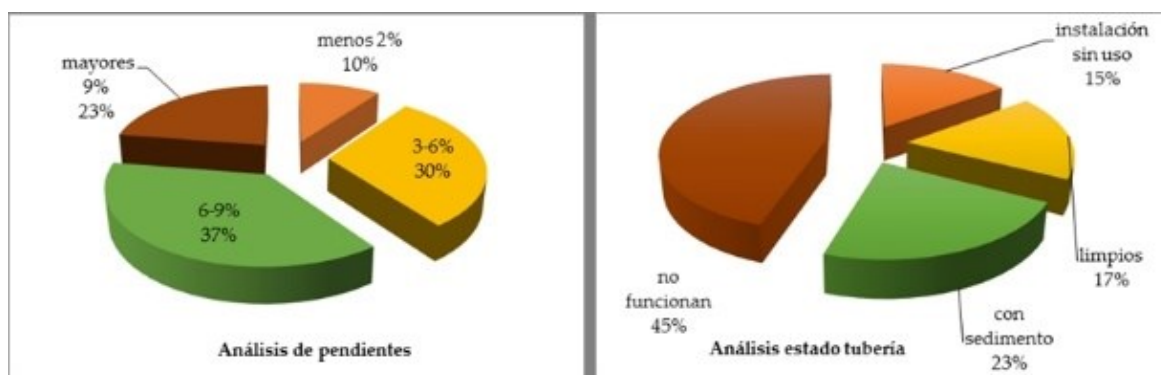


Figura 5. Resumen análisis de las pendientes y del estado de la tubería de infiltración.

La evaluación ambiental pretende confirmar la adecuación de la instalación al entorno y la sostenibilidad tanto en la ejecución como en su funcionamiento. La característica de la propuesta es el diseño unido a la utilización de materiales locales y de proximidad, facilitando la ejecución de instalaciones con un bajo impacto ambiental en su ejecución. El funcionamiento tiene importantes impactos para el medio humano y natural como consecuencia de la calidad de los efluentes resultantes.

Los parámetros seleccionados como la adecuada planificación de la toma de muestras se reflejan en los resultados finales, evitando trasladar los

fallos en las distintas etapas a errores en las conclusiones (Cedex, 2010). Para ello, en el IEP, fue preciso desarrollar un sistema de toma de muestras para su análisis cuantitativo y cualitativo en el barril digestor y en la tubería de infiltración para no alterar en lo posible las propiedades físico-químicas. Dada las características y dimensiones de la TR, no fue posible realizar la toma de muestras.

El rango de valores resultante es amplio para todos los parámetros analizados, siendo los valores inferiores los correspondientes a instalaciones infrautilizadas. Los valores de sólidos totales (ST) varían entre 12 741 mg/l y 63 200 mg/l, rango similar a los parámetros de sólidos totales volátiles: 6 871 mg/l y 56 566 mg/l. Parámetros como la DQO presenta valores entre 13 478 mg/l y 75 769 mg/l, mientras que DBO5 varía entre 1 300 mg/l y 18 000 mg/l. No se observan en el proceso reducciones considerables de estos valores que permitan concluir que se realiza digestión aerobia.

Como indicativo de digestión de los lodos se puede utilizar la relación de sólidos volátiles con respecto a sólidos totales (STV/ST), considerando que, para lodos digeridos, valores de 0.53 representan un alto grado de digestión (Méndez, Gijón, Quintal, & Osorio, 2007). Los valores obtenidos varían entre 0.76 y 0.89, y en ninguna muestra extraída de los barriles se encontró lodo mineralizado.

Se procedió al vaciado y análisis de los sedimentos en cuatro barriles instalados sin encontrarse lodo mineralizado, característico de un digestor anaerobio. Se puede concluir que en dicho barril no se realiza este tipo de digestión. Donde se pudo captar efluente del IEP, el laboratorio reportó valores, como NMP/100 ml, de hasta 5.4×10^6 de coliformes fecales, valores muy elevados para garantizar las condiciones aptas para el vertido.

La capacidad del terreno como complemento depurador tras el paso por la zanja de infiltración está físicamente relacionado con la capacidad de filtración del suelo, en concreto, la granulometría y textura, mientras que en las acciones químicas juegan un papel muy destacado la capacidad de cambio iónico del suelo y su pH, y las condiciones de aireación/encharcamiento que afectan a los procesos de oxidación-reducción. Estos procesos determinan la movilidad de los contaminantes en suelo y su disponibilidad por parte de las plantas.

La actividad radicular de las plantas depura biológicamente, pero los principales agentes son los microorganismos del suelo, que operan tanto

en condiciones aerobias (en los estratos superiores del terreno), como anaerobias (en los estratos más profundos) (Centa, 2012).

La hidrogeología del terreno y la pluviometría caracterizan el nivel freático del terreno, debiéndose adecuar el diseño de la zanja de infiltración a estas características. Dado que las zanjas de infiltración analizadas no se han ejecutado según condiciones normalizadas de diseño, no se ha procedido a planificar la toma de muestras dada.

Resultados

En este apartado se procederá a resumir los resultados concluyentes con respecto a ambas propuestas tecnológicas. Las posibilidades de esta evaluación nos han permitido realizar una fotografía de la tecnología, además de realizar una aproximación a otros ámbitos relacionados con la propuesta tecnológica, como el social y ambiental. Como complemento, hubiera sido deseable realizar una monitorización continuada de la que se podría obtener un conocimiento más detallado de la infraestructura y de otros aspectos relacionados con el uso y mantenimiento.

Dicha situación presenta el siguiente análisis:

Para las Tazas Rurales (TR):

- En las TR no se encontraron problemas de taponamiento ni sedimentación en el tubo de descarga, lo cual indica que se desarrollan condiciones de auto limpieza en esta tubería.
- No se encontró registro para confirmar si la prueba de infiltración, en los sitios en que se realizó, influyó en el dimensionamiento del sumidero, aunque éstos al momento de las inspecciones no presentaban problemas de rebose.
- La supervisión técnica capacitada, incluyendo una guía para el diseño, instalación, operación y mantenimiento, es de suma importancia para la correcta instalación y buen funcionamiento de la taza rural y de sus componentes esenciales.

Para los Inodoros Ecológicos Populares (IEP):

- Respecto al tubo que comunica el inodoro con el barril de digestión, la descarga de agua recomendada combinada con la pendiente del tubo, es suficiente para provocar el arrastre de todo el material fecal al barril. Tanto la utilización de agua insuficiente para lavar la taza del IEP, que ocasiona el menor arrastre de lodos hacia el tubo de infiltración, como de volúmenes excesivos de agua, donde los lodos son arrastrados al tubo de infiltración sin degradarse en el barril, suponen el colapso del sistema.
- No se realiza digestión ni mineralización completa de la materia orgánica que se deposita en el barril, generando demasiada biomasa para colmatar el barril en un tiempo inferior a un año, perdiendo su capacidad de almacenamiento.
- Confirmado el funcionamiento del barril como acumulador más que como digestor, se recomienda la extracción de lodos y flotantes antes de 1 año.
- Pese a las condiciones físicas y biológicas en el barril, no se observa una reducción apreciable de coliformes totales y fecales.
- Las obstrucciones del sistema se presentan tanto en el barril como en la zanja de infiltración.
- Dada la poca mineralización resultante, el efluente que recibe el tubo de infiltración tiene un alto contenido de sólidos lo que dificulta el funcionamiento. No se observa que el efluente del barril sea conducido y distribuido uniformemente en el lecho filtrante en el cual se desarrolla una biomasa, observándose un elevado porcentaje de obstrucciones.
- Se observan deficiencias menores en la instalación al no realizarse la adecuada supervisión técnica capacitada y la realización de los controles necesarios durante la ejecución de la obra a cargo de personal responsable que confirme la correcta ejecución de la instalación.
- Para el correcto mantenimiento de las instalaciones, es preciso capacitar adecuadamente a los usuarios para poder actuar frente a los problemas que se pueden presentar.

La principal debilidad del IEP es que no está prevista la extracción de los lodos que se acumulan en el sistema. Conforme lo observado en la

inspección técnica, se identificaron varias opciones de mejora del diseño para realizar la extracción y manejo de los lodos en el IEP:

- Opción 1. Extracción de lodos fluidos en el barril: Confinar los lodos en el barril colocando un dispositivo que impida el paso de sólidos a la tubería de infiltración. La extracción de los lodos fecales, en estado fluido por el contenido de agua, se realizaría en el barril.
- Opción 2. Extracción de lodos secos en el tubo de infiltración: Colocar dos tubos de infiltración en lugar de uno y permitir el arrastre de lodos desde el barril hacia estos tubos que recibirían los lodos de manera alternada.
- Opción 3. Cambiar la función de los tubos de infiltración a tubos de conducción del efluente del barril para que lo descarguen, cada uno, en un foso o sumidero donde se acumularía material y se realizaría la infiltración.
- Opción 4. Aumentar el volumen del barril. Esta opción implicaría extraer lodos fecales en el barril sin evitar que sólidos pasen también al tubo de infiltración. Se espera que la cantidad de sólidos que pasen y se acumulen en el tubo de infiltración sea mucho menor.

A partir de un funcionamiento real de la instalación conforme las características del diseño y sin las interferencias de la ejecución, es imprescindible el análisis de posibles problemáticas asociadas a la puesta en marcha que permitirán la previsión de soluciones que garanticen la sostenibilidad y rentabilidad a largo plazo, tanto de la instalación como de los resultados del proyecto en evaluaciones posteriores. Es vital el análisis social en detalle acerca de la idoneidad de los hábitos con respecto a la tecnología, las necesidades reales que ésta no cubre, etc. y las propuestas de adaptación para satisfacer así sus demandas y garantizar la aceptación plena por parte de los usuarios que además serán gestores para la previsión y resolución de los problemas asociados con la tecnología. Es por tanto imprescindible que los beneficiarios se apropien de la propuesta, la conozcan bien y se capaciten convenientemente para su mantenimiento.

La problemática técnica del sistema, su obstrucción y pérdida de funcionalidad en un período de tiempo aproximado de un año no es aceptable para un sistema de saneamiento. El desconocimiento del funcionamiento de la instalación, problemas en la ejecución, así como la

falta de previsión de un mantenimiento programado ha llevado a fallos en el funcionamiento de las instalaciones analizadas.

Respecto a las unidades instaladas del IEP, es necesario el vaciado programado en la vida útil para lo que es preciso en su diseño disponer de un dispositivo o accesorio que permita realizar la extracción de los lodos del barril y su vaciado. Una óptima implantación de la tecnología requiere de la sistematización de los procedimientos durante el ciclo de vida del proyecto, así como la implantación de herramientas para el seguimiento que confirmen la adaptación a una realidad, una cultura y unas prácticas propias en la comunidad.

La manipulación de los lodos resultantes durante el vaciado es caracterizada de peligrosa, dada la carga orgánica y de contaminantes biológicos, por lo que esta etapa ha de realizarse garantizando la protección de la persona a la exposición de la contaminación. Pero la problemática de la gestión de lodos tiene un alcance mayor y no solo atañe a la extracción del sistema, sino la posterior estabilización de los residuos extraídos para evitar ampliar la problemática y contaminar el entorno y las personas, por lo que ha de planificarse adecuadamente la gestión de lodos de una forma integral.

Sin embargo, el análisis de los resultados que se recoge presenta interesantes aportaciones acerca de la importancia de la sostenibilidad en el tiempo de un proyecto a partir de la visión conjunta de la problemática y la implicación efectiva de la comunidad y las instituciones democráticas presentes en la zona. Este proceso se plantea vital desde el momento de la identificación para minimizar errores futuros, o incluso el abandono de la tecnología.

Áreas a mejorar se han localizado en todo el ciclo de vida de la instalación, desde su planificación hasta su posterior gestión. Por ello es preciso la inversión de mayores esfuerzos desde las múltiples ópticas para la implantación de sistemas prototipo con especial cuidado en la ejecución, funcionando conforme los hábitos reales de la población y con un plan de vigilancia continua en el que se incluyan ensayos periódicos que permitan la confirmación y aclaración de las diversas hipótesis presentadas y así valorar realmente la tecnología, los roles y las responsabilidades de las instituciones y personas implicadas.

Adicionalmente al análisis, se plantearon propuestas para la mejora de las instalaciones de IEP que conllevan la necesidad de un rediseño del sistema. Estos diseños precisan de un estudio más en detalle, en todos los campos expuestos, incluidos los aspectos más sociales, dado que los

beneficiarios van a ser los usuarios-gestores de la tecnología. Estas mejoras deberían ir acompañadas, además, de instalaciones piloto que justifiquen el aumento de la inversión con respecto a los resultados.

Para el caso de la TR, no se observó tanto en su conceptualización como en sus componentes algún mal funcionamiento, cuando ésta fue correctamente instalada. Por lo tanto, no se propusieron mejoras de diseño, pero si se propuso la necesidad de una guía de diseño e instalación para esta opción de saneamiento. Debido a que esta tecnología conlleva un riesgo de contaminación de los acuíferos subterráneos, se priorizó el análisis del IEP.

Conclusiones

El IEP como la TR son una tecnología incluida en el catálogo de los sistemas de saneamiento de grandes organizaciones como la Organización Panamericana de Salud (OPS) o Cosude con un alto número de usuarios y un alto impacto potencial. Sin embargo, no se ha realizado una evaluación previa de la tecnología que confirme la idoneidad de la tecnología y su validez como alternativa para futuros proyectos.

Tras el análisis centrado en el IEP, por la innovación tecnológica que supone y la minimización de las probabilidades de contaminar acuíferos subterráneos, los resultados del estudio muestran que la propuesta no ha alcanzado los objetivos esperados, presentando carencias tanto estructurales como de instalación y aceptación social asociadas a su mantenimiento. El estudio en sí, es una buena ilustración de la problemática asociada al saneamiento recopilando aprendizajes.

Las fórmulas pueden ser múltiples y variadas para la consecución de financiación para asumir los costos que implican una instalación de este tipo. La capacidad económica de las familias es una variable importante que afecta tanto a la inversión inicial como el futuro de la instalación, por ello el sistema elegido ha de garantizar su eficacia al menor coste y mantenimiento asequible.

Por ello, desde el punto de vista técnico, lo primero es asegurarse de que los posibles sistemas de saneamiento a implementar sean plenamente funcionales incluyendo la adaptación a las circunstancias locales y culturales, además de económicas y ambientales (nivel freático, inundaciones estacionales, etc.). El ciclo de vida del funcionamiento de una instalación sobrepasa el tiempo del proyecto, por lo que requiere procesos toma de decisiones, de supervisión, controles de calidad durante la ejecución, mantenimiento además de revisión y corrección permanentes durante toda la vida útil de la instalación.

Es vital para asegurar la funcionalidad de la tecnología en el tiempo que los usuarios se conviertan en gestores de la instalación. Por ello, han de poseer la información y la capacitación suficiente para enfrentarse a los retos que el mantenimiento supone, actuando con la mayor previsión a los problemas para garantizar el continuo funcionamiento, asegurando la sostenibilidad y rentabilidad de la infraestructura a largo plazo. Esto es sólo posible con la plena y efectiva participación de las comunidades en toda la vida del proyecto, especialmente implicándoles en la toma de decisiones inicial.

Se confirma imprescindible el conocimiento e integración de la comunidad en todo el ámbito de la actuación, así como la aceptación e implicación para la consecución del objetivo último de los proyectos, que es la mejora de las condiciones de vida de la población a partir de mejorar la cobertura de acceso al saneamiento. Para ello, entre otras acciones, la propuesta ha de ir acompañada de una adecuada capacitación de los usuarios en hábitos higiénico-sanitarios.

Este trabajo permite incorporar las lecciones aprendidas a futuros proyectos de saneamiento, además de conformar las bases para la integración de esta metodología en procesos sistematizados para la evaluación continua de las intervenciones en el campo de saneamiento.

Referencias

- Cardoso, A., Fernández, L., & Gualdani, C. (2014). A importancia das tecnologias sociais para enfrentar a escassez hídrica e para o desenvolvimento. Los límites de la cooperación al desarrollo, Lecciones aprendidas en proyectos de agua y saneamiento. DisTecD, Diseño y Tecnología para el Desarrollo, 1(1), 5-19. Recuperado de <http://polired.upm.es/index.php/distecd/article/view/2497>.

- Cedex, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. (2010). *XXVIII Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras*. Madrid, España.
- Centa, Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua. (2012). *Manual para la implantación de sistemas de depuración para pequeñas poblaciones*. Sevilla, España: Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua.
- Corcoran, E., Nellemann, C., Baker, E., Bos R., Osborn, D., & Savelli, H. (2010). *Sick water? The central role of wastewater management in sustainable development. A rapid response assessment*. UNEP, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, UN-HABITAT, Programa de Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos, GRID-Arendal, Base de Datos de Información Sobre Recursos Globales.
- Cosude, Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (2011). *Saneamiento*. División Infraestructura Escolar. Managua, Nicaragua: Ensome, Alternativas Sociales y Ambientales, PIENSA UNI, Centro de Investigación y Estudios del Medio Ambiente de la Universidad de Ingeniería.
- Ensome, Alternativas Sociales y Ambientales. (2012). *Evaluación de las tecnologías de saneamiento conocidas como inodoro ecológico popular o letrina horizontal ecológica y taza rural*. Managua, Nicaragua: PIENSA UNI, Centro de Investigación y Estudios del Medio Ambiente de la Universidad de Ingeniería.
- García, J. (2007). Integrated approach to design and operate low capacity sewage treatment works. *2nd International Congress Wastewater Treatment in Small Communitie*. Sevilla, España.
- Lobera, J., Martínez, A., López, T., & Narros, A. (2014). Los límites de la cooperación al desarrollo. Lecciones aprendidas en proyectos de agua y saneamiento. *DisTecD, Diseño y Tecnología para el Desarrollo*, 1(1), 31-47. Recuperado de <http://polired.upm.es/index.php/distecd/article/view/2499>
- Machado, A. P., Urbano, L., Brito, A. G., Janknecht, P., Salas, J. J., & Nogueira, R. (2007). Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. *Water Science & Technology*, 56(3), 15-22. DOI: 10.2166/wst.2007.497

- Mancebo, J, A. (2010). Construcción de comunidades saludables con enfoque de género en Quispicanchi, Cusco, Perú. Informe técnico de visita de campo. GCSASD, Grupo de Cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento para el Desarrollo.
- Méndez, R., Gijón, A., Quintal, C., & Osorio, H. (2007). Determinación de la tasa de acumulación de lodos en fosas sépticas de la ciudad de Mérida, Yucatán. *Ingeniería*, 11(3), 55-64.
- Metcalf & Eddy Inc. (2002). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. New York, USA: McGraw Hill Education.
- Núñez, O. (2010). *Inodoro ecológico popular*. Managua, Nicaragua: Cipres, Centro para la Promoción, la Investigación y el Desarrollo Rural y Social.
- OPS, Organización Panamericana de la Salud, & Cepis, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (2003). *Especificaciones técnicas para el diseño de zanjas de filtro y filtros subsuperficiales de arena*. DOI: OPS/Cepis/03.84/UNATSABAR.
- Sato, T., Qadir, M., & Yamamoto, S. (2013). Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1-13.

Procedimiento metodológico para la elaboración de un monitor de la persistencia de la sequía en México

Methodological procedure for a persistence drought monitor in Mexico

René Lobato Sánchez¹

Miguel Ángel Altamirano del Carmen²

Claudio Hoyos Reyes³

Mario López Pérez⁴

Marco Antonio Salas Salinas⁵

José Guadalupe Rosario de la Cruz⁶

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos, CP 62550. rene_lobato@tlaloc.imta.mx

²Consultor en variabilidad, cambio climático y gestión del riesgo. Primera poniente 101, Isidro Fabela, Del. Tlalpan, Ciudad de México, CP 14030. mgaac@yahoo.com

³Facultad de Instrumentación, Electrónica y Ciencias Atmosféricas de la Universidad Veracruzana. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n, Zona Universitaria, CP 91000. choyos@uv.mx

⁴Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos, CP 62550. mario_lopezperez@tlaloc.imta.mx

⁵Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos, CP 62550. marco_salas@tlaloc.imta.mx

⁶Consultor independiente. jgperosario@gmail.com

Autor para correspondencia: René Lobato Sánchez,
rene_lobato@tlaloc.imta.mx

Resumen

Se presenta una metodología cuantitativa y replicable para el monitoreo (detección y seguimiento) de las sequías. Se demuestra que el monitoreo de las sequías se puede realizar, ya sea de una forma conjunta o independiente, mediante un número de índices que dependen fundamentalmente de variables meteorológicas (precipitación y temperatura superficial), hidrológicas (humedad del suelo) y de condición de la vegetación (NDVI y evapotranspiración). La presente propuesta metodológica considera información de cada una de estas variables, además de una estimación conjunta de precipitación y evapotranspiración. Con lo anterior, el seguimiento de la persistencia de la sequía se puede realizar con cinco índices fundamentales, dándoles una ponderación diferente en función de la importancia espacio-temporal. Estos índices son estandarizados de tal manera que sea fácil su combinación, derivando de ello un índice de persistencia de la sequía (IPS) a través de una integración algebraica ponderada. Se determinó el valor de la ponderación de cada índice en función de la importancia obtenida mediante un análisis de componentes principales. Así, se obtiene un solo mapa para cada período de tiempo considerado que va desde un mes hasta cuatro años (48 meses). El análisis comparativo con el actual Monitor de Sequías de México (MSM) elaborado por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) indica que el IPS por lo regular se aproxima en una categoría la intensidad de sequía aunque es complejo determinar la precisión del MSM debido a que su metodología contiene apreciaciones no cuantitativas. Los resultados del IPS demuestran su utilidad para los sectores hídrico y agrícola pero, por su flexibilidad, esta metodología se puede adaptar a otros sectores y, debido a su versatilidad, a estudios y proyección de escenarios de cambio climático.

Palabras clave: sequía, índice ponderado de sequía, precipitación, humedad del suelo, componentes principales, persistencia de la sequía.

Abstract

An objective methodology for the detection and monitoring of droughts at a regional scale is presented. It is also shown how the drought

monitoring can be detected and followed through the independent and joint index combination of the main hydrological (soil moisture), meteorological (precipitation and surface temperature), and vegetation (NDVI and evapotranspiration) indicators. The present methodology considers the information of each one of these variables, and additionally a joint estimation for precipitation and evapotranspiration is considered. Under this principle, it is proposed that the monitoring of droughts can be conducted through five indexes mainly, giving a different weight to each one depending of their spatio-temporal relevance. These indexes are standardized for an easy and practical combination following a weighted algebraic combination, derived from that an Index of Drought Persistence (IPS by its initials in Spanish) is obtained. The value of each one of the weights was determined in function of the relevance obtained through the principal components analysis; thus, it is obtained a single map, named persistence map, for each period considered ranging from one to 48 months. A comparative analysis with the actual and official Mexican Drought Monitor (MSM by its initials in Spanish) shows that the IPS is systematic, though it is complex to precisely determining how much due to the subjectivity that MSM is elaborated. Results from the IPS may be used as primary input for the water and agriculture sectors, but due to its nature and versatility, it is also possible to adapt the methodology to other users or sectors, including for climate change scenarios studies.

Key words: Drought, Drought Weighted Index, precipitation, soil moisture, principal components, drought persistence.

Recibido: 09/10/2017

Aceptado: 26/06/2018

Introducción

La sequía es un fenómeno natural recurrente, con implicaciones socio-ambientales, que forma parte de la variabilidad climática; con intensidad, extensión espacial y temporal variable y que ocurre en prácticamente todos los regímenes climáticos. De acuerdo con Wilhite & Glantz (1987), el término “sequía” tiene más de 150 definiciones distribuidas en cuatro categorías: meteorológica, agrícola, hidrológica y socioeconómica, en función del sector que se ve afectado y de su temporalidad, magnitud e impacto.

La presencia de las sequías en México es recurrente e irregularmente espaciada, como producto del entorno climático modulado por el forzamiento de patrones atmosféricos de tipo hemisférico como son: el Niño Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), la Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO, por sus siglas en inglés), entre otros (Florescano, 2000; Stahle *et al.*, 2016).

El primer registro de sequía en México se remonta al año 1400 “año uno conejo” (Stahle *et al.*, 2016) de acuerdo a resultados cuantitativos observados en diversos cortes transversales, anillos, de árboles que manifiestan grandes estragos y una hambruna extendida que provocó muerte y numerosas migraciones (Castorena, Sánchez, Florescano, Padillo & Rodríguez, 1980)

Otras fuentes de información obtenidas de códices y transmisión oral, describen que en el Valle de México ocurrieron sequías durante los años 1004, 1064, 1286 y 1328, aunque es muy probable que un número mayor de sequías se hayan presentado en otras regiones del país pero desafortunadamente no existe información alguna al respecto; Florescano (2000) menciona que las sequías han estado presentes en el país desde épocas tan tempranas como 1500 A.C.

Las evidencias sugieren que la frecuencia, duración e intensidad de sequías se han incrementado en, especialmente, los trópicos y subtrópicos a partir de la última mitad del siglo XX en respuesta al cambio climático global (Zhang *et al.*, 2007; Lynch, Nicholls, Alexander, & Griggs 2008; IPCC, 2012). En 2009, por ejemplo, se experimentó la que se considera la segunda peor sequía en sesenta años en México después de la ocurrida en 2011 que cubrió aproximadamente un 80% del territorio nacional (Figura 1), lo que ocasionó pérdidas por 7 751 millones de pesos (aproximadamente 700 USD millones a precios de 2011) (Cenapred, 2012) en los sectores agrícola y ganadero, afectados principalmente por la escasez de agua (Méndez, 2013).

Los impactos causados por la sequía representan un enorme riesgo para la sociedad (Jenkins & Warren, 2015), mismo que se magnifica con la posibilidad de un incremento en su frecuencia, severidad y/o duración bajo condiciones de cambio climático. Por ello, es urgente entender la situaciones actual y futura de las sequías (Wang, Rogers & Munroe, 2015) y prever los significativos impactos en la disponibilidad de agua aún ante pequeñas alteraciones en el promedio climático (Bouma, Pearman. & Manning, 1996).

Monitor de Sequía de América del Norte

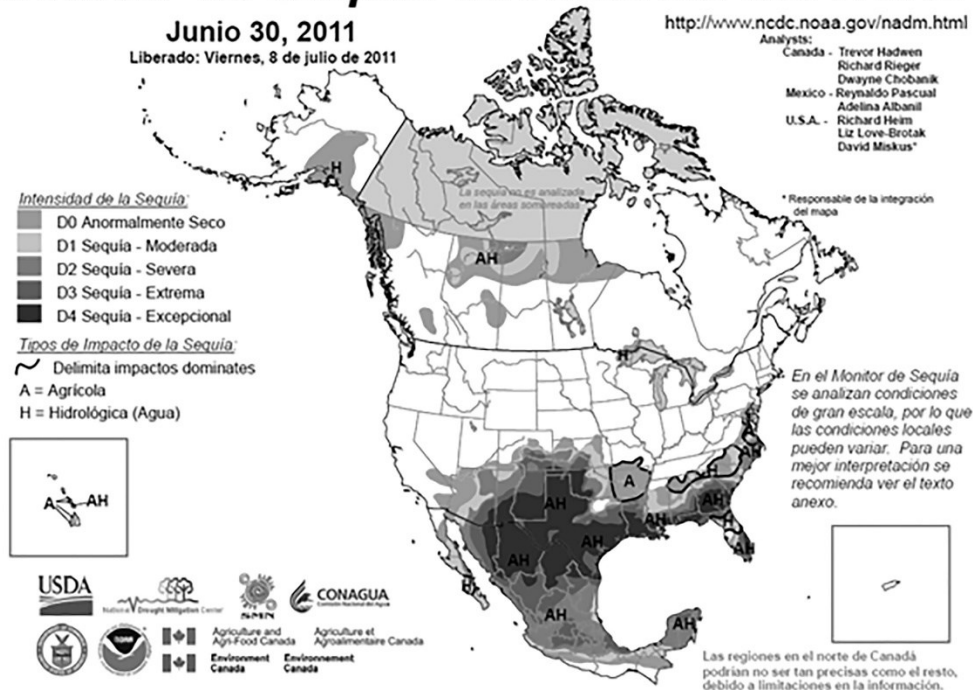


Figura 1. Disponible en:

<http://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-de-america-del-norte>.

Como parte de los esfuerzos para entender, diagnosticar y monitorear sistemática y objetivamente la sequía se han desarrollado una serie de índices entendidos como una medida cuantitativa derivada de una o diversas variables (indicadores) meteorológicas, hidrológicas u otras, que simplifican las relaciones complejas entre algunos parámetros

climáticos, hidrológicos, humedad del suelo, condición de la vegetación y otros combinados mediante diversas técnicas (Tsakiris *et al.*, 2007) que facilitan comunicar la información acerca de las anomalías climáticas a todo tipo de audiencia, y además permiten a los científicos evaluar de manera cuantitativa las anomalías del clima en términos de su intensidad, duración, frecuencia y extensión espacial (Méndez, 2013).

Existe un número de índices actualmente aceptados y descritos por la Organización Meteorológica Mundial y el Global Water Partnership (WMO & GWP, por sus siglas en inglés) (2016) donde se encuentran agrupados por el tipo de indicador: meteorológico (23), hidrológico (4), humedad del suelo (8), vegetación (10), combinados o modelados (5).

Básicamente hay dos categorías de índices de sequía (Wang, Rogers & Munroe, 2015). La primera contiene índices multiescalares basados en caracterizar la humedad y sequedad por probabilidad estadística, por ejemplo, el índice estandarizado de sequía (SPI; Mc McKee, Doeskin & Kleist, 1993), el índice estandarizado de precipitación y evapotranspiración, SPEI, (Vicente-Serrano, Beguería & López-Moreno, 2010), el índice estandarizado de humedad del suelo (SSI; Hao & AghaKouchak, 2013; Mo y Lettenmaier, 2014), o el índice estandarizado de escurrimiento (SRI; Shukla y Wood, 2008; Mo & Lettenmaier, 2014). La segunda categoría incluye los índices de sequía generados con modelos de caja ("*bucket*" de una o más capas, por ejemplo el índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI; Palmer, 1965), el índice de anomalía de humedad de Palmer (índice Z; Palmer, 1965) o el índice autocalibrado de severidad de sequía de Palmer (sc-PDSI); (Wells, N., Goddard & Hayes, 2004).

Algunos otros índices, por ejemplo los derivados de sensores remotos (Zargar, Sadiq, Naser & Khan, 2011; Choi, Jacobs, Anderson & Bosch, 2013), han demostrado buen desempeño en varios países, por ejemplo el *normalized difference vegetation index* (NDVI, por sus siglas en inglés) que proporciona buenas correlaciones, excepto bajo condiciones de balance energético limitado durante el crecimiento de la vegetación en la estación fría y a altas latitudes (Anderson *et al.*, 2013).

No obstante, recurrentemente los estudios de sequía se enfocan en cambios de una o dos de sus características, tal como la frecuencia o duración (Weiß, Flörke, Menzel, & Alcamo); Lehner, Döll, Alcamo, Henrichs & Kaspar, 2006; Burke, Brown & Christidis, 2006; Hirabayashi, Kanae, Emori, Oki & Kimoto, 2008; Blenkinsop & Fowler, 2007) mientras que se omiten otras características que en paralelo podrían contribuir a

una evaluación global robusta de las tendencias de las sequías y ser útiles para evaluar las consecuencias económicas y sociales. Por ejemplo Steila (1987) señala que diversos estudios han mostrado que la situación de humedad en una región está constituida por más que sólo la precipitación recibida, en tanto que McEvoy, Huntington, Abatzoglou & Edwards (2012) demostraron que la inclusión de un término adicional (temperatura) de demanda de agua, a través del SPEI, puede mejorar la información para representar la variabilidad de la sequía hidrológica en regiones áridas. De esta forma, y debido a que aspectos multifactoriales inciden en la sequía, no es recomendable utilizar un solo índice para monitorear todos sus atributos (Keyantash & Dracup, 2002).

Visto lo anterior dentro de un modelo conceptual de balance hídrico, es cierto que la presión atmosférica (convergencia y divergencia de flujo) y la temperatura condicionan la disponibilidad en la humedad del suelo; esto es, que no solo la precipitación es un factor determinante para medir la magnitud de las sequías, es la interacción océano-atmósfera-suelo-vegetación y por último la intervención humana que cierra el ciclo del agua y por ende el balance del mismo.

Considerando entonces a la precipitación, temperatura, humedad del suelo, condición de vegetación (NDVI y evapotranspiración) como indicadores base para el monitoreo más preciso de las sequías se propone utilizar la información de cada uno de estos a manera de índices estandarizados.

Una componente importante en la presente investigación es la de ponderar objetivamente, mediante la aplicación y análisis de componentes principales, índices convencionales de sequía ya establecidos, como el SPI, SPEI, aunado a índices de sensores remotos como el NDVI e índices complementarios de temperatura y humedad del suelo, para monitorear la persistencia de la sequía en México en plazos de tiempo que van de 1, a 3, 6, 9, 12, 24 y 48 meses.

El índice de persistencia de sequía (IPS) propuesto permite dar seguimiento a la sequía del tipo meteorológico, agrícola e hidrológica, al diagnosticar el fenómeno en diferentes escalas temporales. Así, las autoridades del agua y de la agricultura, como la comunidad científica y usuarios en general pueden contar con una herramienta complementaria para monitorear la sequía.

Datos y métodos

Área de estudio

La República Mexicana, situada en el Continente Americano en el hemisferio norte, entre los océanos Atlántico y Pacífico (INEGI, 2014), tiene un clima variado (Figura 2.a) al encontrarse en la transición entre los climas secos subtropicales y tropicales; es de tipo seco en la región del norte del país y del altiplano hacia el centro, pero aquí se vuelve mucho más frío debido a la altitud. Es templado del centro hacia las costas para pasar a climas tropicales hacia el sur y es cálido húmedo y sub-húmedo desde la zona de las costas del golfo de México y del océano Pacífico hasta la frontera sur y la península de Yucatán. El régimen de precipitación es monzónico con lluvias predominantemente en el verano. En tanto que la distribución de la precipitación media anual (Figura 2.b) es máxima en el sur del país, con valores superiores a los 2 000 mm, y en la parte noroeste y centro al norte del país la precipitación puede incluso ser menor a los 400 mm.

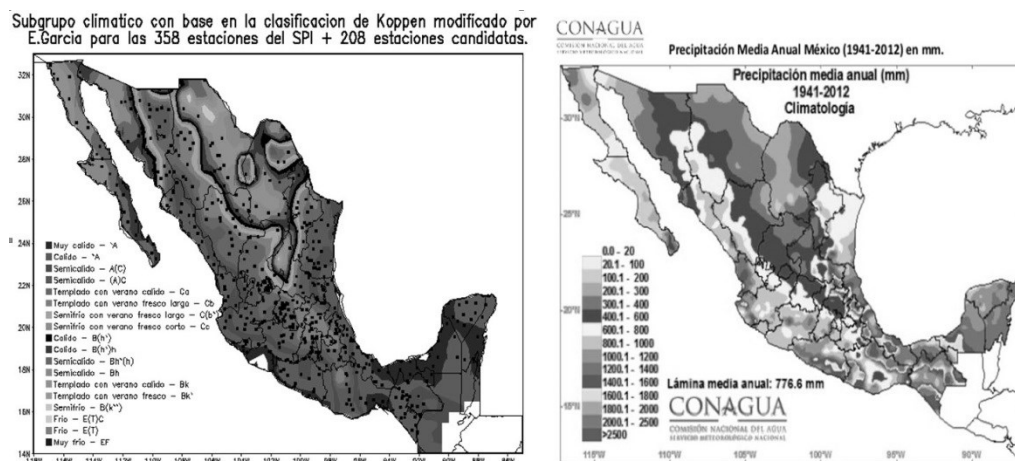


Figura 2. a) Clima de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García (1964). Fuente: IMTA; b) Precipitación media anual, fuente: SMN.

Bases de datos y metodología

Para calcular un índice de persistencia de la sequía (IPS), se consideró incluir a las variables de precipitación, temperatura, humedad del suelo y un índice obtenido por teledetección, el NDVI, con base en la importancia de su señal en relación con la sequía y la recurrencia en su uso en investigaciones sobre índices de sequía.

En la selección de las bases de datos de los parámetros se consideraron los criterios: 1) que los datos sean agregados mensualmente, 2) la resolución espacial de los datos sea de 0.5° o más fina, 3) la extensión temporal de los datos sea mayor o igual a 15 años, 4) la temporalidad y disponibilidad de los datos sea por lo menos con un mes de desfase con respecto a la fecha actual más reciente para la que se calcule el IPS. El detalle de la disponibilidad de la base de datos se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Fuentes y características de las bases de datos.

Parámetro	Periodo	Resolución		Fuente	Formato
		Espacial	Temporal		
Precipitación	1961-actual	Puntual	Diaria	SMN/CLICOM	ASCII
Temperatura	1961-actual	Puntual	Diaria	SMN/CLICOM	ASCII
NDVI	2002-actual	0.05°	Mensual	<i>Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC)</i> https://lpdaac.usgs.gov/datas	HDF-EOS

				et_discovery/modis/modis_products_table/mod13c2_v006	
Humedad del suelo	1961-actual	0.5°	Mensual	NIDIS/Climatic Prediction Center (CPC)	NetCDF

Los datos del NDVI se promediaron aritméticamente en celdas de 0.5° de resolución, con la misma ubicación geográfica que el resto de las bases de datos. Se consideraron 354 puntos de estaciones climáticas distribuidas en todo el territorio nacional, para el caso de la temperatura, la cual se interpoló a una malla de 0.5° de resolución con el método de Cressman (1959) contenido en el Grid Analysis and Display System (GrADS).

Las bases de datos referidas se analizaron bajo un enfoque probabilístico para obtener índices por parámetro a través del ajuste de funciones de distribución de probabilidad (FDP) a las series de cada uno de los 12 meses del año. Las FDP se ajustaron al acumulado mensual de la precipitación, humedad del suelo o precipitación-evapotranspiración y para la temperatura y NDVI se ajustaron al valor promedio mensual, en los lapsos de análisis de 1, 3, 6, 9, 12, 24 y 48 meses.

La probabilidad de las FDP se transforma en un índice adimensional normal estandarizado, con media cero ($\mu = 0$) y desviación estándar unitaria ($\sigma = 1$); valores positivos corresponden a condiciones húmedas y negativos a secas, con el fin de que sean comparables y se realicen ponderaciones y combinaciones objetivas con los mismos.

Precipitación

Se utilizó el SPI multi-temporal basado en la precipitación (McKee, Doeskin & Kleist, 1993). A la serie de precipitación se le ajusta la FDP Gamma de dos parámetros.

$$G(x) = \frac{1}{\beta^{\alpha} \Gamma(\alpha)} \cdot x^{\alpha-1} \cdot e^{-x/\beta} \text{ para } x > 0 \quad (1)$$

Donde $\alpha > 0$, parámetro de forma; $\beta > 0$, parámetro de escala; $x > 0$, precipitación de un cierto lapso (ej., 1, 3, 6, 9, 12, 24 y 48 meses); $\Gamma(\alpha)$, función matemática factorial o función Gamma (originalmente conocida como Pearson tipo III). La Figura 3 muestra un mapa donde representa espacialmente al SPI a una escala de 1 mes.

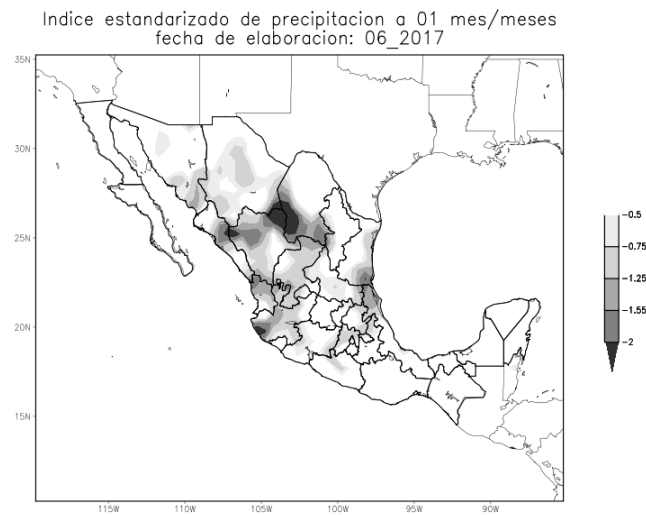


Figura 3. Índice Estandarizado de Precipitación para el mes de junio de 2017 a una escala de un mes.

Temperatura

Se ajustó en un análisis probabilístico la FDP Normal, con base en los resultados de la prueba de bondad de Kolmogórov-Smirnov y de la Chi-

cuadrada con respecto a otras FDP como Log-Normal, Weibull, Generalizada de Valores Extremos y Gaussian Mixture. La función Normal se define como

$$f(x) = \frac{e^{-(x-\mu)^2/2\sigma^2}}{\sigma\sqrt{2\pi}} \dots \dots \dots -\infty < x < \infty \quad (2)$$

Con dos parámetros de distribución: μ el valor medio y σ es la desviación estándar ($\sigma > 0$), así como una constante matemática π con valor de 3.14159... La Figura 4 muestra un mapa donde representa espacialmente al Índice Estandarizado de Temperatura a una escala de 1 mes.

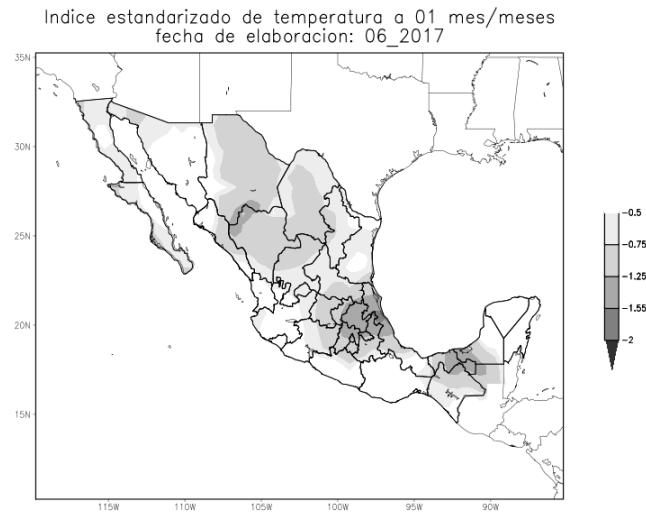


Figura 4. Índice Estandarizado de Temperatura para el mes de junio de 2017 a una escala de un mes.

Humedad del suelo y NDVI

Se ajustó en un análisis probabilístico la FDP Log-Normal, con base en los resultados de la prueba de bondad de Kolmogórov-Smirnov y de la

Chi-cuadrada con respecto a otras FDP como Normal, Generalizada de Valores Extremos y Weibull. Esta distribución se encuentra frecuentemente referenciada en investigaciones sobre el medio ambiente (Castañeda, Gil, Jacky & Pérez, 2002). La distribución Log-Normal tiende a la FDP

$$f(x) = \frac{1}{x\sigma_y\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln(x)-\mu_y^2)}{2\sigma_y^2}}, \dots x > 0, -\infty < x < \infty, y \sigma > 0 \quad (3)$$

donde μ_y y σ_y son la media y la desviación estándar, respectivamente, de la transformada de la variable $Y = \ln(x)$, siendo μ_y el parámetro de locación y σ_y el parámetro de escala (Figura 5).

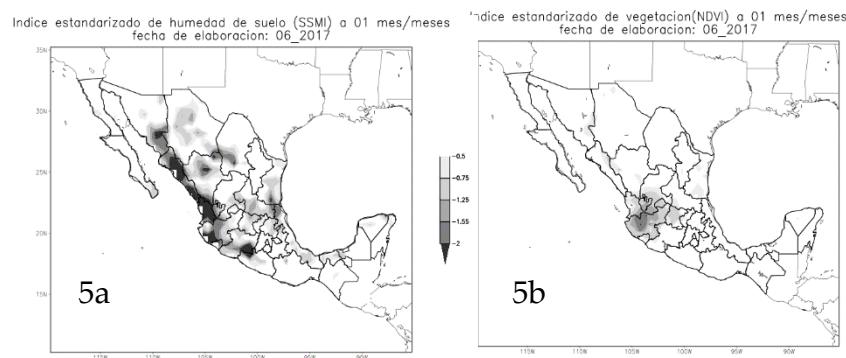


Figura 5. a) Índice Estandarizado de humedad del suelo (SSMI) y b) SNDVI para el mes de junio de 2017 a una escala de 1 mes.

Precipitación-evapotranspiración

Se implementó el índice de precipitación-evapotranspiración, SPEI, (Vicente-Serrano, Beguería & López-Moreno, 2010), aplicando el mismo algoritmo y programa propuestos por los autores el cual a partir de los datos de precipitación, temperatura y latitud del lugar obtiene un

balance hídrico entre precipitación y evapotranspiración potencial (ETP) mensual, calculada con la fórmula de Thornthwaite (1948).

$$ETP = 16K \left(\frac{10 T_i}{I} \right)^m \quad (4)$$

Donde K es un coeficiente de corrección, T_i es la temperatura media mensual, m , I son parámetros calculados durante la aplicación de la fórmula.

La serie del balance hídrico se ajusta con la FDP de tres parámetros de la distribución Log-Logística

$$f(x) = \frac{\beta}{\alpha} \left(\frac{x-\gamma}{\alpha} \right)^{\beta-1} \left[1 + \left(\frac{x-\gamma}{\alpha} \right) \right]^{-2} \quad (5)$$

donde α , β y γ son los parámetros de escala, forma y origen. La Figura 6 muestra un mapa del SPEI a una escala de 1 mes con datos hasta el mes de junio de 2017.

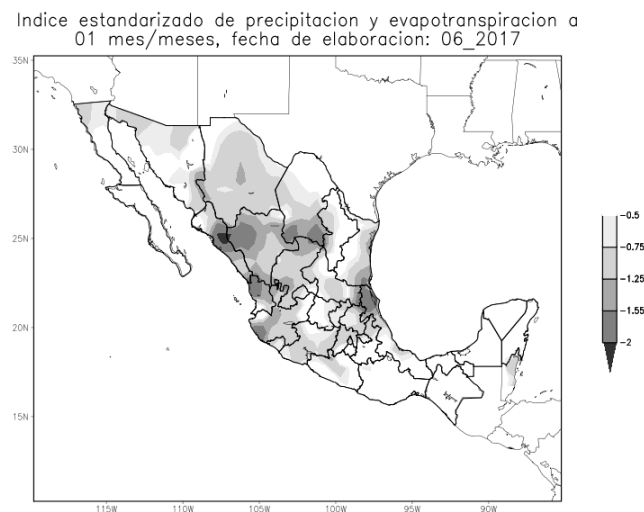


Figura 6. Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración.

Estandarización de los índices

La probabilidad acumulada de las FDP, que definen los índices, se estandariza con base en el procedimiento definido para el SPI. De acuerdo con Edwards & McKee (1997) se emplea una aproximación numérica racional, expuesta en Zelen & Severo (1965), para convertir la probabilidad acumulada $H(x)$ en la variable normal estandarizada Z , con $\mu = 0$ y $\sigma = 1$.

$$Z = \text{índice} = -\left(t - \frac{b_0 + b_1 \cdot t + b_2 \cdot t^2}{1 + c_1 \cdot t + c_2 \cdot t^2 + c_3 \cdot t^3}\right) \text{ para } 0 < H(x) < 0.50 \quad (6)$$

$$Z = \text{índice} = +\left(t - \frac{b_0 + b_1 \cdot t + b_2 \cdot t^2}{1 + c_1 \cdot t + c_2 \cdot t^2 + c_3 \cdot t^3}\right) \text{ para } 0.50 \leq H(x) < 1 \quad (7)$$

donde

$$t = \sqrt{\ln \left[\frac{1}{(H(x))^2} \right]} \text{ para } 0 < H(x) < 0.50 \quad (8)$$

$$t = \sqrt{\ln \left[\frac{1}{(1-H(x))^2} \right]} \text{ para } 0.50 \leq H(x) < 1 \quad (9)$$

$$b_0 = 2.515517 \rightarrow b_1 = 0.802853 \rightarrow b_2 = 0.010328 \rightarrow c_1 = 1.432788 \rightarrow c_2 = 0.189269 \rightarrow c_3 = 0.001308$$

Asignación de pesos

Se asignaron pesos iniciales a cada índice al evaluar los resultados del análisis de componentes principales (CP) aplicado a las series de cada uno de los índices, este análisis identifica componentes (factores) que sucesivamente explican la mayor parte de la varianza total de un fenómeno con combinaciones lineales de las variables originales.

En términos generales, al inspeccionar el análisis de las CP de la varianza total explicada, la mayoría de los lapsos presentaron un comportamiento similar, por lo que se tomó como un caso representativo el intervalo de seis meses del periodo 2002 a 2013, para contar con un periodo común de análisis de los índices y omitir del análisis datos posteriores al 2013 que presentaron baja densidad de información para la variable de temperatura.

El orden recurrente de los índices (de temperatura: STI, humedad del suelo: SSMI, precipitación-evapotranspiración: SPEI, precipitación: SPI y vegetación: SNDVI) que explican la mayor proporción de varianza es la componente uno con un valor de 52.4499% y con la componente dos de 22.5336% respectivamente, estos valores propios pueden visualizarse mediante una gráfica simple orientada a evaluar la importancia relativa de cada uno de los componentes principales extraídos. Cattell (1966) propuso que este diagrama puede ser utilizado para determinar gráficamente el número óptimo de factores a retener. Se generaron cuatro componentes (Figura 7) y los valores propios de la componente uno indican que hay una correlación en índices originales próximos a 0.5 en los índices SPI, SSMI, SPEI y SNDVI y una correlación próxima a cero (valor negativo) con el índice STI, así con la componente uno se realizó una combinación lineal. Obsérvese en la figura 7 que el primer valor propio captura el 52.4499% de la variabilidad de los datos. Sin embargo, esta tendencia disminuye a medida que se agregan otras tres componentes al modelo, es decir el descenso se estabiliza al considerar las cuatro componentes principales.

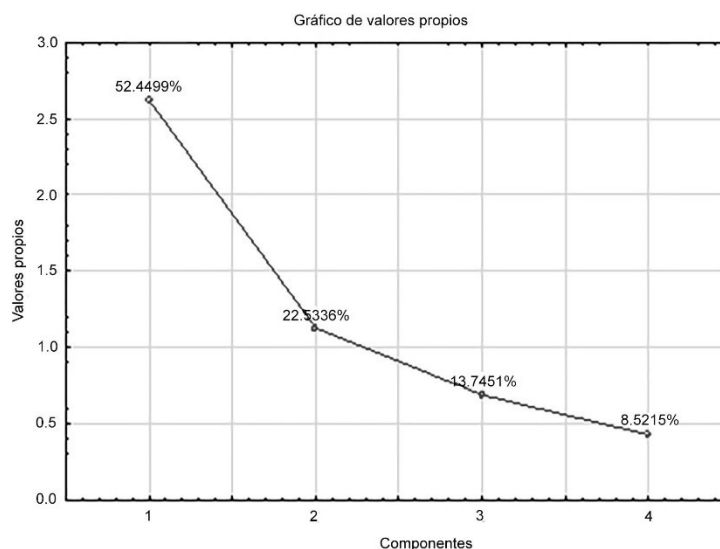


Figura 7. Ejemplo de resultados de las componentes principales, para un lapso de 6 meses.

En este caso se decidió retener los dos primeros componentes ya que explican un 74.9835% de la varianza. Jolliffe (2002) sugiere que a menudo puede ser un rango razonable si oscila entre el 70% y el 90% y permiten una representación gráfica en dos dimensiones y donde además hay un cambio de pendiente en el gráfico (Wilks, 2006). En la Figura 8 se representa la variabilidad de las observaciones o marcas en los ejes formados por las dos primeras componentes principales, es decir se visualiza la representación gráfica de la matriz de componentes analizados. La nube de puntos-individuos está centrada en el origen. No ocurre lo mismo con la nube de variables en la figura 7. Los puntos-índices (SPEI, SPI, SNDVI e SSMI) pueden, como en este caso, estar situados todos en el mismo lado, excepto el índice de temperatura (STI). Esto se debe a que las características están correlacionadas positivamente. Se observa que las coordenadas de los puntos-índices son inferiores en valor absoluto a 1. Ello obedece a que los índices han sido tipificados, con lo cual su distancia al origen es la unidad, y al proyectarlas sobre los ejes se puede producir una contracción y acercarse al origen, pero nunca un alejamiento.

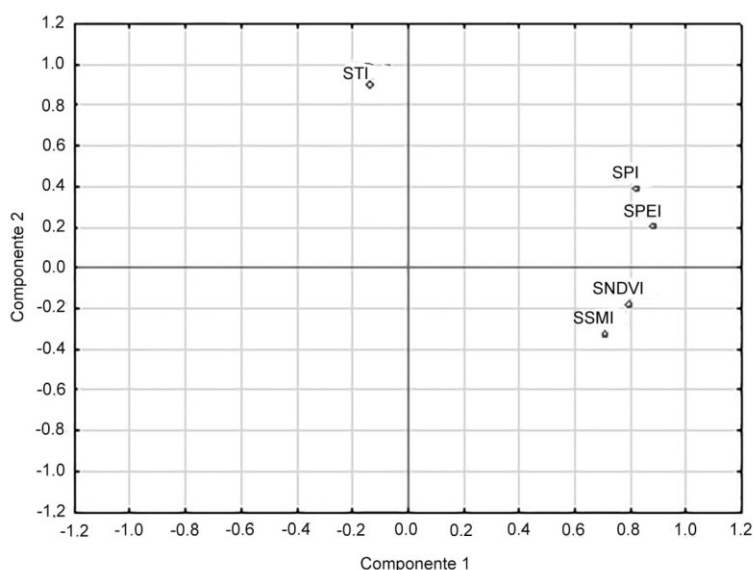


Figura 8. Ejemplo de resultados de las componentes principales, del periodo 2002-2013.

Con lo anterior se forman dos grupos opuestos al índice de STI: Grupo 1. SPEI, SPI, SNDVI y SSMI. Se relaciona de cierta manera con el estrés hídrico y Grupo 2. STI.

En una primera instancia se asignó mayor peso a los índices que explican la mayor cantidad de la varianza total, identificados en las CP. Los pesos se ajustaron en forma semi-iterativa, después de una revisión cualitativa de los mapas de sequía del IPS en cada iteración con respecto a mapas del monitor de sequía del SMN, considerados como referencia al ser los únicos de carácter oficial en el país. Se compararon los mapas mensuales del año 2008 (con baja señal de sequía) y 2011 (con alta señal de sequía) con base en el criterio del menor número de píxeles sin coincidencias con dato de sequía entre los mapas del IPS con los del SMN.

A partir de los análisis se encuentra que la variable que tiene mayor influencia en los resultados de sequía es la humedad del suelo. El IPS finalmente propuesto con sus pesos asignados a cada índice para calcular la sequía mediante una combinación lineal es:

$$IPS = [0.100 * SPI + 0.485 * SSMI + 0.130 * SNDVI + 0.180 * STI + 0.105 * SPEI] \quad (10)$$

La clasificación de la sequía del IPS (Tabla 2) retoma las categorías que se aplican en el Monitor de sequía de Estados Unidos de América (USDM; Svoboda *et al.*, 2002), extensivas al Monitor de Sequía de México por parte del SMN (Lobato-Sánchez, 2016).

Tabla 2. Clasificación de sequía utilizada en el USDM. Svoboda *et al.*, 2002.

Categoría	Descripción
D0	Anómalamente seco
D1	Sequía moderada
D2	Sequía severa
D3	Sequía extrema
D4	Sequía excepcional

Los resultados del IPS se evaluaron con respecto a los del MSM mediante la aplicación de métricas convencionales, tales como: la media, raíz del error cuadrático medio (RMSE, por sus siglas en inglés) y la correlación de Pearson (Wilks, 2006).

Resultados

Se analizó la habilidad del IPS para representar la sequía al comparar los resultados con la calculada por el SMN, fuente oficial en el país para la generación de información climática a través del Monitor de Sequía de México (MSM). Las categorías de sequía de ambas fuentes son comparables. Se consideraron como casos de estudio el año 2008 con

baja señal de sequía y el 2011 con la sequía de alto impacto registrada en México (Figura 1 y 9) que provocó graves daños económicos.

Cualitativamente, el IPS indica mayor detalle espacial de la sequía mientras el MSM indica polígonos continuos y de mayor extensión de la misma. La sequía del MSM, con categoría 3 y 4, es subestimada en el IPS en el centro-oeste, en el extremo noreste y en el extremo norte del país en junio de 2008. El IPS captura parcialmente el patrón de la sequía del MSM, de categoría 3 y 4, en el centro del país en junio de 2011, no obstante subestima la sequía en las zonas de la porción norte y en la Península de Yucatán y sobreestima en la Península de Baja California.

La fortaleza del IPS se debe a que es una metodología objetiva y medible. La diferencia en resultados comparados con el MSM es sistemática a pesar de las metodologías de elaboración de cada una de ellas. Ésta situación se podría ajustar mejor con la calibración, como parte de trabajos por desarrollar, con respecto a reportes de sequía y sus impactos en campo. Un complemento para fines de validación es la propuesta de desarrollo de un reporte de impactos a nivel nacional, donde usuarios pueden retroalimentar el IPS para una mejor precisión de la condición del fenómeno.

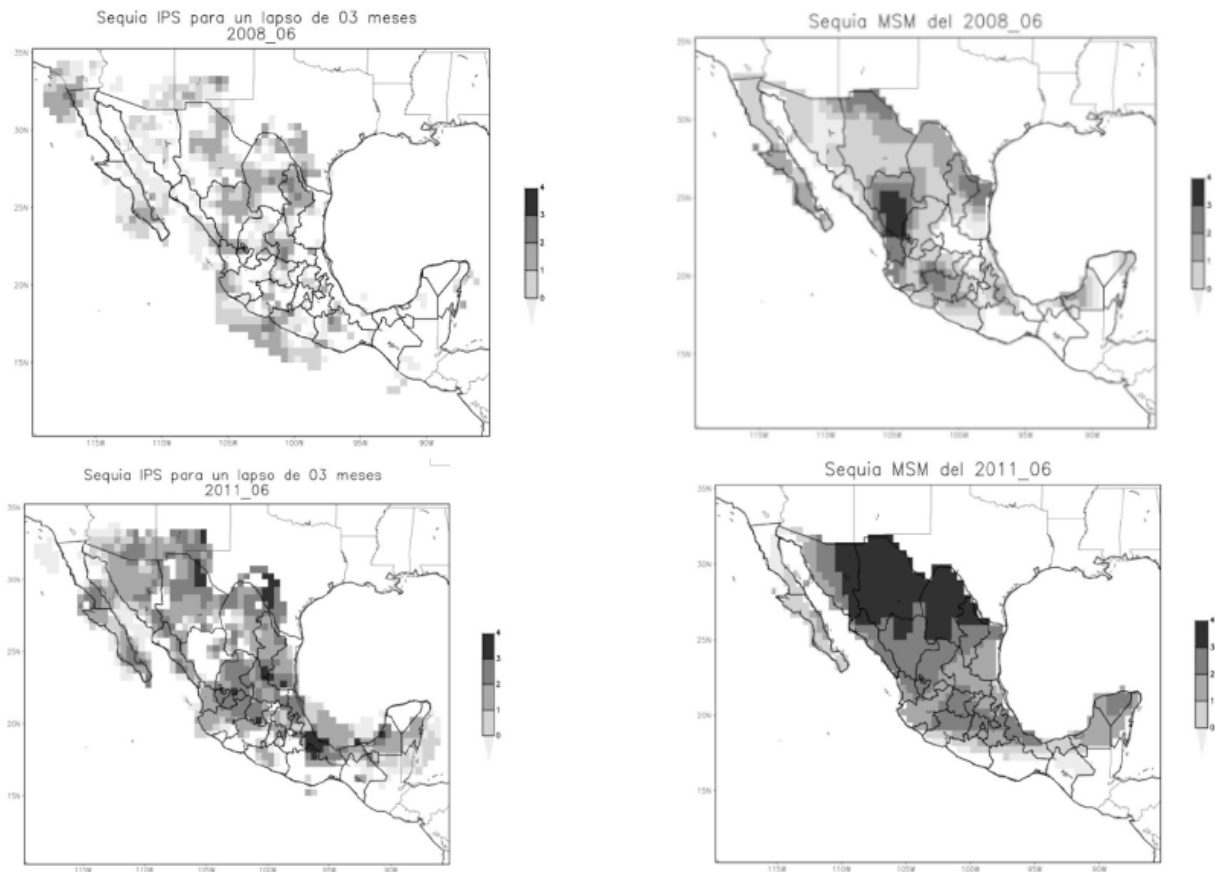


Figura 9. Representación espacial de la sequía para un lapso de 3 meses, obtenida con el IPS (IMTA) y el MSM (SMN).

Para el análisis objetivo de los resultados, se consideró aplicar métricas convencionales (media, desviación estándar, error cuadrático medio, correlación) a la sequía calculada con el IPS y el MSM, pero dado que la serie de datos de sequía del MSM es corta; a partir del año 2007, se encontró que los resultados (no presentados) no fueron estadísticamente significantes.

La métrica con resultados robustos son los terciles, calculados como

$$Tercil = IPS - MSM$$

La diferencia de rangos/categorías de sequía se obtuvo para las celdas en las que el IPS indica presencia de sequía. Los terciles se clasifican

en: Tercil inferior considera diferencias menores a -1; Tercil neutro es para diferencias entre -1 y 1; y Tercil superior es para diferencias mayores a 1.

Se encuentra que el tercil neutro es la condición más recurrente de la diferencia entre la sequía calculada con el IPS con respecto a la del MSM (diferencia entre ambos de ± 1 categoría de intensidad de sequía) para lapsos menores a 12 meses, con valores usualmente arriba del 60% (Cuadro 3 y 4, Figura 10), sobre todo en la región centro-norte de México, seguido por la intercalación del tercil de sobreestimación y el de subestimación de la sequía.

En tanto que para lapsos mayores a 12 meses, la habilidad del IPS se degrada, con porcentajes inferiores al 60% e inclusive se presentan casos con alto porcentaje en el tercil inferior (subestimación) para los meses con mayor intensidad de sequía durante 2011. En términos generales, la tendencia del IPS en la mayor parte del país es a la subestimación de la sequía reportada por el MSM, mientras que en la Península de Baja California recurrentemente el IPS sobreestima la sequía.

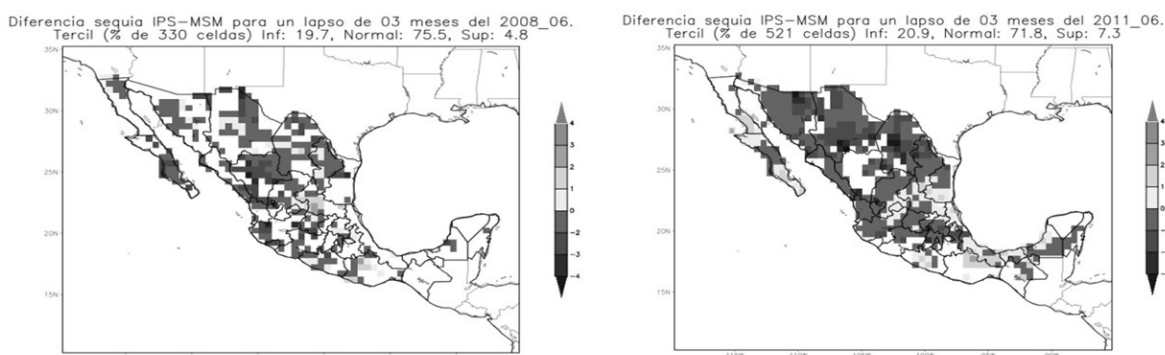


Figura 10. Terciles de la diferencia de la sequía calculada con el IPS con respecto a la del MSM, para el mes de junio de los años 2008 y 2011.

Tabla 3. Resultados del tercil neutro (en %) para los meses del año 2008 en cada uno de los lapsos de tiempo de la sequía.

Lapso/mes	1	3	6	9	12	24	48
1	81.4	82.7	86.6	69.5	73.7	60.8	73.2
2	74.2	78.5	83.3	71.3	82.4	75.6	70.3

3	84.7	84.0	83.3	76.9	75.6	71.9	75.5
4	84.1	83.6	82.4	75.3	78.4	75.3	76.0
5	80.7	82.9	79.4	78.5	76.6	71.3	73.2
6	76.3	75.5	76.9	72.9	70.2	70.9	69.5
7	79.8	80.2	80.6	83.8	77.3	74.6	75.3
8	84.2	84.8	80.1	82.9	80.0	71.8	72.4
9	97.9	91.5	84.2	84.1	84.3	75.5	69.5
10	95.1	89.4	84.1	81.1	80.9	74.2	67.9
11	81.9	88.3	88.2	82.2	85.4	73.9	69.2
12	84.3	89.1	85.9	82.5	76.9	73.8	68.8

Tabla 4. Similar al cuadro anterior, corresponde al año 2011.

Lapso/mes	1	3	6	9	12	24	48
1	61.8	60.9	72.8	77.2	87.9	74.7	80.7
2	60.4	61.0	69.0	71.2	81.7	75.6	80.3
3	72.8	60.7	55.6	63.9	69.9	66.3	65.9
4	75.7	74.5	65.8	48.7	53.5	57.2	58.0
5	80.9	81.4	74.5	60.3	48.0*	50.8	56.5
6	77.2	71.8	65.7	59.2	51.5*	54.1*	52*
7	78.3	83.4	74.6	67.7	54.2	53.8	55.8
8	76.9	80.2	78.2	73.9	65.6	58.7	61.1
9	76.8	75.1	71.6	66.9	64.4	62.9	57.7
10	78.9	81.2	82.3	80.7	73.4	57.0	49.2
11	85.4	80.6	80.7	77.4	71.2	58.8	48.8
12	84.0	81.8	79.6	76.8	73.1	59.1	52.4

* corresponde al tercil inferior.

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) actualiza mensualmente el IPS, generando así una muestra estadística más representativa de mapas de la persistencia de sequía en el país. A

continuación se discuten resultados cualitativos al comparar los mapas del IPS con la del MSM.

El IPS responde de manera natural a la distribución espacial y temporal de las observaciones o información climática e hidrológica con las que se elaboran sus índices por separado. En principio está diseñado para que exista poca o nula intervención humana, salvo para proporcionar la información correspondiente en cada ciclo de cálculo y para la interpretación de los resultados. Todo el sistema depende de la metodología de cálculo, así como de la información disponible. Cada uno de los índices para elaborar el IPS tienen un efecto preponderante diferente, la precipitación se refleja en la escala meteorológica, pero la humedad del suelo considera un proceso temporal más largo, esta es una razón por la que se define como un proceso con mayor "memoria", en nuestro caso y derivado del estudio realizado es la humedad del suelo la que tiene una importancia mayor al resto de índices considerados. Resulta complejo comparar el patrón espacio-temporal en virtud de que en un solo mapa el MSM trata de reflejar las condiciones de sequía y sus impactos dentro de los rangos de corto, mediano y largo plazos; por otra parte, el IPS propone representar la evolución del fenómeno para diferentes rangos temporales dentro de la misma escala espacio-temporal.

El IPS muestra que es una herramienta eficaz para describir los patrones de sequía bajo diferentes rangos de tiempo y espacio. Vale la pena señalar que los patrones no son representados de manera precisa, por la diferencia en cuanto a metodologías y porque no hay forma de determinar la metodología correcta pues no se realizan verificaciones que permitan su corrección y posterior calibración. Sin embargo es posible determinar cuáles son las regiones donde existe algún efecto derivado tanto por el déficit de precipitación como de los efectos de los demás indicadores.

Conclusiones y recomendaciones

La herramienta desarrollada del IPS es apropiada para el monitoreo de la persistencia de la sequía. Entre las fortalezas/ventajas del IPS se tienen:

- Es una metodología sólida, objetiva y replicable que prescinde de la intervención humana para su cálculo.
- Representa con mayor detalle los polígonos de la sequía en comparación con los del MSM.
- La diferencia con respecto al MSM es sistemática, lo que permite en el futuro hacer ajustes de tipo lineal.
- Es un proceso que puede ser replicable o repetible y obtener el mismo resultado, un aspecto importante dentro del método científico.

Se evaluaron, ajustaron y estandarizaron funciones de densidad de probabilidad (Gamma, Normal y Log-Normal, entre otras) para construir índices a partir de series históricas de precipitación, temperatura, humedad del suelo y condición de la vegetación, con base en buenas prácticas identificadas en índices de sequía aplicados en el ámbito nacional e internacional; contruidos en forma probabilística más que determinística, por ejemplo el SPI y SPEI.

A los índices generados en el estudio se les asignó un peso para ponderarlos linealmente en un índice objetivo global; el IPS. La aproximación a los pesos se realizó, en primera instancia, con base en el análisis de parámetros estadísticos de las componentes principales, con las cuales se caracteriza el nivel de explicación de los índices a la varianza total.

La habilidad del IPS, representado en mapas de sequía, se analizó con respecto al MSM. Se aplicó la métrica de los terciles para evaluar la habilidad del IPS ya que resultados de otras métricas (media, RMSE, correlación) no fueron robustos para este fin, debido a lo corto del periodo de la serie de sequía del MSM; a partir del año 2007, en la que no se capturan episodios de sequía, e inter-sequía, que se han presentado en años anteriores.

Un aspecto relevante es que la habilidad del IPS, evaluada con respecto al MSM considerado como referencia oficial, aplica procedimientos diferentes para calcular la sequía al incluir una evaluación subjetiva para darle pesos diferenciados y variables a las capas de información en función de la experiencia del climatólogo.

Los valores del IPS son cercanos a los del MSM ya que el tercil neutro es la condición más recurrente de la diferencia entre la sequía calculada con el IPS con respecto a la del MSM (diferencia entre ambos de ± 1 categoría de intensidad de sequía), con valores mayores al 60%, sobre todo en la región centro-norte de México, seguido por la intercalación del tercil de sobreestimación y el de subestimación de la sequía.

El uso de diferentes índices de sequías y la combinación de los sensores remotos como el caso de NDVI, permitió un enfoque multifactorial ante la adversidad climática y su visualización temporal mediante ilustraciones específicas (mapas), por lo que, se propone esta nueva herramienta para actividades del monitoreo a tiempo cuasi-real de las condiciones hídricas con énfasis en las sequías, su evaluación y diagnóstico a corto y mediano plazos. La identificación oportuna de una sequía contribuirá, principalmente, a la administración del uso de las reservas del recurso hídrico. No obstante, la gravedad de los efectos adversos generados por la sequía requiere del esfuerzo conjunto de las diferentes esferas de gobierno, las universidades, los centros de investigación, asociaciones agropecuarias, dependencias de finanzas, aseguradoras, y la sociedad representada por los diversos usuarios del agua, así como de un conocimiento más profundo del comportamiento de este fenómeno.

Con base en los hallazgos realizados, se recomienda que en próximas investigaciones se fortalezca el IPS al considerar:

- i. Calibración del IPS con base en informes de sequía en campo.
- ii. Analizar los mapas de cada índice, así como del IPS en relación a eventos La Niña, El Niño y Neutro para su futuro análisis dado que la sequía podría ser influenciada por patrones de circulación de gran escala que son forzados por variaciones de baja frecuencia de la temperatura de superficie del mar en los océanos Pacífico y Atlántico.
- iii. Incorporar variables adicionales relacionadas con teleconexiones, por ejemplo la temperatura de la superficie del mar en el océano Pacífico y la cubierta de hielo en latitudes del norte.
- iv. Apoyarse para interpretar los resultados del IPS con cartas de vientos de superficie y/o altura, esto ayudará a identificar sequedad del aire que se refleja en un déficit de vapor de agua y/o en las alteraciones en la circulación de los vientos.

Asimismo, se identifica de manera relevante que a la par mejorar los sistemas de monitoreo/seguimiento de la sequía, se transite hacia la perspectiva de una sequía, en el corto y mediano plazos, y la determinación de la misma, en el largo plazo, bajo escenarios de cambio climático para México. En este sentido, se recomienda retomar y materializar recomendaciones realizadas por organismos internacionales, por ejemplo la NIDIS (2007) que remarca la necesidad de desarrollar una nueva aproximación objetiva para predecir la sequía que permita a los usuarios una verificación robusta, transparente y flexible que genere información probabilística relacionada con diferentes escalas de tiempo (mensual, estacional, entre otras) para atender necesidades específicas que den certeza a la toma de decisiones.

Por último, un sistema de alerta temprana ante la sequía que contemple al análisis metodológico de los posibles impactos bajo escenarios realistas puede ayudar en gran medida a las instituciones oficiales, iniciativa privada y usuarios a actuar antes de la ocurrencia y por ende reducir los riesgos asociados.

Referencias

- Anderson C. M., Hain, C., Otkin, J., Zhan, X., Mo, K., Svoboda, M., Wardlow, B., & Pimstein, A. (2013). An intercomparison of drought indicators based on thermal remote sensing and NLDAS-2 simulations with U.S. Drought Monitor Classifications. *Journal of Hydrometeorology*, V (14), 1035-1056. DOI: 10.1175/JHM-D-12-0140.1.
- Blenkinsop, S. & Fowler, H.J. (2007). Changes in European drought characteristics projected by the PRUDENCE regional climate models. *International Journal of Climatology*, (27), 1595-1610.
- Bouma, W. J., Pearman, G.J. & Manning, M.R. (1996). *Greenhouse: Coping with Climate Change*. Melbourne, Australia: CSIRO Publications.
- Burke E.J., Brown, S.J. & Christidis, N. (2006). Modeling the recent evolution of global drought and projections for the twenty-first century with the Hadley centre climate model. *Journal of Hydrometeorology*, (7), 1113-1125.
- Castañeda, J. A., Gil, A., Jacky, F. & Pérez, A. (2002). Tamaño de muestra requerido para estimar la media aritmética de una

- distribución lognormal. *Revista Colombiana de Estadística*, junio, 31-41.
- Castorena, G., Sánchez, M. E., Florescano, E., Padillo R. G. & Rodríguez V. L. (1980). *Análisis histórico de las sequías en México: documentación del Plan Nacional Hidráulico*. México: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- Cattell R. B. (1966). The Screen test for the number of factors. *Multivariate Behavioral Research*, 1, (2), 245-276.
- Cenapred. (2012). *Características e impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en la República Mexicana en el año 2011*. (1^a ed.). Ciudad de México: Centro Nacional de Prevención de Desastres.
- Choi, M., Jacobs, J.M., Anderson, M.C. & Bosch, D.D. (2013). Evaluation of drought indices via remotely sensed data with hydrological variables. *Journal of Hydrology*, (476), 265-273.
- Cressman, G.P. (1959). An Operational Objective Analysis System. *Monthly Weather Review*, (87), 367-374.
- Edwards, D. C., & McKee, T. B. (1997). Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple time scales. *Climatology Report*, 2 (97), Department of Atmospheric Science, Colorado State University, USA.
- Florescano, E. (2000). *Breve Historia de la Sequía* (2^a ed.). México: Consejo Nacional Para la Cultura y las Artes.
- García, E. (1964). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. (3^a ed.). México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hao, Z. & AghaKouchak, A. (2013). Multivariate Standardized Drought Index: A parametric multi-index model. *Advances in Water Resources*, (57), 12-18. DOI:10.1016/j.advwatres.2013.03.009.
- Hirabayashi Y., Kanae, S., Emori, S., Oki, T. & Kimoto, M. (2008). Global projections of changing risks of floods and droughts in a changing climate. *Journal of Hydrological Sciences* 53(4):754-772.
- INEGI. (2014). *Anuario Estadístico y Geográfico de los Estados Unidos Mexicanos 2013*. Recuperado de: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/aeeum/2013/AEGEUM2013.pdf.

IPCC. (2012). *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Jenkins K. & Warren, R. (2015). Quantifying the impact of climate change on drought regimes using the Standardized Precipitation Index. *Theoretical & Applied Climatology*. (120), 41–54. DOI 10.1007/s00704-014-1143-x.

Jolliffe, I.T. (2002). *Principal Component Analysis* (2^a ed.). United States: Springer-Verlag New York, Inc.

Keyantash, J. & Dracup, J. A.. (2002). The quantification of drought: An evaluation of drought indices. *Bulletin of the American Meteorological Society*, (83), 1167–1180.

Lehner B., Döll, P., Alcamo, J., Henrichs, T. & Kaspar, F. (2006). Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: a continental, integrated analysis. *Climate Change*, (75) 273–299.

Lobato-Sánchez, R., (2016) El Monitor de Sequías de México, *Tecnología y ciencias del agua*, 7 (5), 197-212.

Lynch A., Nicholls, N., Alexander, L. & Griggs, D. (2008). Defining the impacts of climate change on extreme events. *Garnaut Climate Change Review*, 1-19

McEvoy D.J., Huntington, J.L., Abatzoglou, J.T. & Edwards, L.M. (2012). An evaluation of multiscalar drought indices in Nevada and Eastern California. *Earth Interactions*, 16. DOI: 10.1175/2012EI000447.1.

McKee, T.B., Doeskin, N.J., & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: *Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology*. United States of America: American Meteorological Society.

Méndez, M. (2013). *Diagnóstico y Pronóstico de Sequía en México*. (informe OMM / MOMET-043). México: Comisión Nacional del Agua y Organización Meteorológica Mundial.

Mo, Kingtse C., y Lettenmaier, D. P. (2014). Objective drought classification using multiple land surface models. *Journal of Hydrometeorology. American Meteorological Society*. V 15. 990-1010.

NIDIS. (2007). *The National Integrated Drought Information System implementation plan: A pathway for national resilience*. 29 pp. Recuperado de <http://www.drought.gov/imageserver/NIDIS/content/whatisnidis/NIDIS-IPFinal-June07>.

Palmer, W. C. (1965). Meteorological drought. *Weather Bureau. Department of Commerce*. United States of America, 58 pp.

Shukla, S., & A. Wood, W. (2008). Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. *Geophysical Research Letters*, 35, (2) L02405, DOI: 10.1029/2007GL032487.

Stahle, D.W., Cook, E.R., Burnette, D.J., Villanueva, J., Cerano, J., Burns, J. N., Griffin, Cook, D., Acuña, B.I. R., Torbenson, M.C.A., Sjezner, P. & Howard, I.M. (2016). The Mexican Drought Atlas: Tree-ring reconstructions of the soil moisture balance during the late pre-Hispanic, colonial, and modern eras, *Quaternary Science Reviews*, 149, 34-60.

Steila, D. (1987). *Drought*. En Olivier, J. E. & Fairbridge R. W. (Eds.), *The Encyclopedia of Climatology*, New York: Van Nostrand Reinhold Company, pp. 388-395.

Svoboda, M., LeComte, D., Hayes, M., Heim, R., Gleason, K., Angel, J., Rippey, B., Tinker, R., Palecki, M., Stooksbury, D., Miskus, D., & Stephens, S. (2002). The Drought Monitor. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83(8):1181-1190.

Thornthwaite, C.W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geophysical Review*, (38), 55-94.

Tsakiris, G., Loukas, A., Pangalou, D., Vangelis, H., Tigkas, D., Rossi, G., & Cancelliere, A. (2007). Drought characterization. Chapter 7. *Options Méditerranéennes*, (58), 85-102.

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S. & López-Moreno, J. I. (2010). A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index – SPEI. *Journal of Climate*, (23) 1696-1718.

Wang H., Rogers, J. C., & D. Munroe, K. (2015). Commonly used drought indices as indicators of soil moisture in China. *Journal of Hydrometeorology. American Meteorological Society*. 16, 1397-1408. DOI: 10.1175/JHM-D-14-0076.1.

Weiβ, M., Flörke, M., Menzel, L. & Alcamo, J. (2007). Model-based scenarios of Mediterranean droughts. *Advanced Geosciences*. 12, 145–151.

Wells, N., Goddard, S. & Hayes, M. J. (2004). A self-calibrating Palmer drought severity index. *Climate*, 17, 2335–2351, DOI: 10.1175/1520-0442(2004)017, 2335:ASPDSI.2.0.CO;2.

Wilhite, D. A. & Glantz, M. (1987). Chapter 2 Understanding the Drought Phenomenon: The Role of Definitions. En: Wilhite, D. A., Easterling, W. E. & Wood, D. A. (eds.), *Planning for Drought: Toward a Reduction of Societal Vulnerability* (pp. 11-27). Boulder, CO., United States of America: Westview Press.

Wilks, D. S. (2006). *Statistical methods in the atmospheric sciences* (2^a ed.). United States of America: Academic Press.

Organization (WMO) & Global Water Partnership (GWP), (2016). Handbook of Drought Indicators and Indices (Svoboda, M. & Fuchs, B.A.). *Integrated Drought management Programme (IDMP)*, Integrated Drought Management Tools and Guidelines Series2. Geneva.

Zargar, A., Sadiq, R., Naser, B. & Khan, F.I. (2011). A review of drought indices. *Environmental Reviews*, (19) 333–349.

Zelen, M. & Severo, N. C. (1965). Probability functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. (eds.). *Handbook of Mathematical Functions*, 925-995. New York, U.S.A: Dover Publications.

Zhang X., Zwiers, F.W., Hegerl, G.C., Lambert, F.H., Gillett, N.P., Solomon, S., Stott, P.A. & Nozawa, T. (2007). Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. *Nature*, 448(7152), 461–465.

Value of river restoration when living near and far. The Atoyac Basin in Puebla, Mexico

Valor de la restauración de ríos cuando se vive cerca y lejos. La Cuenca de Atoyac en Puebla, México

Gloria Soto-Montes de Oca^{1, 2}

Alfredo Ramirez-Fuentes³

¹Department of Social Sciences, Metropolitan Autonomous University (UAM), Av. Vasco de Quiroga 4871, Cuajimalpa, 05348, Mexico City. Mexico, gsoto@correo.cua.uam.mx. <https://orcid.org/0000-0002-6370-2136>

²Honorary Research Fellow, CSERGE, School of Environmental Sciences, UK

³Department of Economics, Center for Research and Teaching in Economics (CIDE), Carret. México-Toluca 3655, Col. Lomas de Santa Fe, Alvaro Obregón, 01210, D.F., Mexico. grodecz.ramirez@cide.edu.

Corresponding autor: Gloria Soto-Montes de Oca, gsoto@correo.cua.uam.mx

Abstract

On analysing data from a Contingent Valuation (CV) survey to restore the Atoyac River Basin in Puebla, Mexico, we found that households obtain differentiated benefits due to their condition of closeness to or distance from the river, which are in turn often associated with conditions of vulnerability to water pollution and poverty. Our approach was to estimate Willingness to Pay (WTP) for restoration of the Atoyac River that crosses the Puebla State, using models for two population groups: those residing nearby and those living farther away. As

expected, the bid offered and the household's income are significant determinants of WTP; however, the remainder of the variables change, denoting that poor people are more concerned about river pollution.

Keywords: Distance decay, willingness to pay, rivers, developing countries, river pollution, contingent valuation, water quality.

Resumen

A través del análisis de una encuesta de Valoración Contingente (VC) para la restauración de la Cuenca del Alto Atoyac, Puebla, se encontró que los hogares obtienen beneficios diferentes, acordes a su condición de proximidad al río, relacionados generalmente con aspectos de vulnerabilidad a la contaminación del agua y a condiciones de pobreza. El estudio se enfocó en la estimación de modelos de disposición para pagar el rescate de la cuenca del río Atoyac en su cruce por el Estado de Puebla. Se diferenciaron dos grupos de población: uno cerca del río y otro lejos. Como se esperaba, el precio ofrecido y el nivel del ingreso del hogar determinan de manera significativa la disposición a pagar en ambos modelos; sin embargo, el resto de las variables cambian y manifiestan que las personas de bajos ingresos están más preocupadas por la contaminación del río.

Palabras clave: efecto de distancia, disposición a pagar, países en desarrollo, contaminación de ríos, valoración contingente, calidad del agua.

Received: 24/01/2018

Accepted: 04/07/2018

Introduction

Despite the valuable uses of natural superficial bodies of water, such as rivers and lakes, these have undergone increasing exploitation and degradation in Mexico Carabias, Landa, Collado & Martínez, 2005;

Jiménez, Torregrosa & Aboites, 2010). A great proportion of superficial water ecosystems at present have a reduced capacity for providing fundamental environmental services that are related to water provision, regulation, ecosystem support, and cultural and recreational assets (Turner, 2004; Brouwer & Pearce, 2005; Ruelas, Chávez, Barradas, & Miranda, 2010).

These negative impacts on the environment, known as externalities, has not been quantified, but it affects several sectors of the population, as well as local and regional ecosystems. This trend has been accompanied by degradation in the quality of surface and groundwater by wastewater discharges from cities, industries and agricultural activities (Carabias, Landa, Collado & Martínez). The low level of wastewater treatment is a serious problem because only 46% of wastewater is treated, which explains that most of the rivers in and around most cities are contaminated. The highest levels of pollution of surface water are in the Basins of Lerma, Alto Balsas, Bajo Bravo, and Alto Panuco (Conagua, 2016).

Being the majority of rivers around urban and industrial areas depositories of untreated wastewater effluents, there are innumerable environmental "bads", including health problems, bad odor, losses in biodiversity, reduction in the agricultural production, pollution through solid waste, vector proliferation, among others (Aquino, Rodríguez & Morales, 2014; Rodríguez et al., 2014).

Extreme rainfall events, produce floods that combine rainwater with sewage water from these polluted rivers, and generates not only material losses but also health risk problems among the local population. Another problem is that untreated wastewater is used for agricultural irrigation which impacts negatively the quality of crops, produce health effects on farmers and consumers, and impacts negatively on the soil, the groundwater and the environment of the affected regions (Domínguez-Mariani, Carrillo-Chávez, Ortega & Orozco-Esquivel, 2004). There is an international consensus that poor water quality affects not only the quantity and availability of the resource, but also generates negative effects on countries' economic development (Palaniappan, 2010; WWAP, 2012). In Mexico, INEGI estimated that about 57,403 million pesos were lost due to water pollution in 2015.

Regarding water management in urban areas, the service provision is operated by a total of 2 688 water operators registered, mostly public

entities (INEGI, 2014). Their administration has been strongly criticized because they operate with high physical losses due to leaks in the pipeline and low commercial profitability, which results in an inability to finance improvements in the system and invest the necessary resources to sustainably manage the resource, including the installation of wastewater treatment systems (Pineda-Pablos, Salazar-Adams & Buenfil-Rodríguez, 2010; IMCO, 2014; IMCO, 2014).

For instance, the urban sector loses approximately 43% of the water in the pipes and does not give any treatment to wastewater to 43% of the contaminated water (Conagua, 2016). The National Water Commission (Conagua) created a system of indicators with the purpose of evaluating the performance of water utilities, which show elements of physical, commercial and global efficiency for cities in Mexico. The global index shows as the lowest level the Chetumal water operator with 25% of global efficiency and as the highest level the Tijuana water operator with 78% of efficiency. It is worth mentioning that the index does not consider the impacts of externalities generated by the provision of potable water and sewage services (INEGI, 2014). The case of industrial wastewater is more alarming because 66% of industrial wastewater does not receive treatment and this often has toxic components.

The financing of wastewater treatment projects aimed at improving ecological conditions of superficial water bodies is not a priority for municipal authorities and neither seem to be for state or federal authorities. Once the water resource is polluted, restoration projects entail great cost, while the benefits are often difficult to calculate, because of insufficient information regarding pollution costs to different communities, or estimates about negative impacts on economic activities, as well as a lack of markets in terms of the value of diverse environmental services (Loomis, Kent, Strange, Fausch & Covich, 2000).

When a project of this nature emerges, it is necessary to justify that benefits exceed costs, here cost benefit analysis is a tool that involves balancing benefits and costs of a given policy intervention in order to determine the net gains or losses in welfare terms for the society. When there is competing priorities requiring financing, there should be evidence demonstrating that there are gains from ecology restoration projects. From a theoretical perspective, the benefits are given by beneficiaries' willingness to pay (WTP) for the proposed change and the

cost by the estimation of the investment required to execute the project (Turner, 2004).

Expressed preference methods have been employed to measure the value that populations afford to restoration projects of rivers and other surface water bodies by measuring individual consumer preferences, expressed through an individual's WTP (Brower & Pearce, 2005). Analysis focused on how the benefit received by an individual is influenced by the specific characteristics of the river, the individual's contact with this resource, the location of beneficiaries, the substitution of recreational sites, and socioeconomic characteristics (Hampson, Ferrini, Rigby & Bateman, 2017).

The closer the resource identified for restoration, the greater the reasonable certainty that improvement truly does provide benefits to the population. However, there is evidence that individuals do indeed value resources even when they do not have direct contact with a resource (Loomis, Kent, Strange, Fausch & Covich, 2000).

This study uses the data of a Contingent Valuation (CV) survey aimed at estimating households' WTP for clean-up of the Atoyac River and the Valsequillo Dam. The Atoyac River flows through the city of Puebla, the fourth largest metropolitan area in Mexico and the Puebla state capital. The survey was undertaken in 2009 as input for a Cost Benefit Analysis (CBA), in which the challenge was to justify the great cost involved in the clean-up of superficial water bodies, given that several benefits do not necessarily result in commercial returns (Survey results were described by Soto & Ramírez, 2017).

In this research, we explore the data of this survey to consider the policy-relevant possibility that WTP for river improvement is determined by different variables, depending on whether people live near the resource or far from it. On considering this, we proposed to estimate WTP models for two types of population groups: those living near to and those living far from the Atoyac River. This can aid in identifying what is relevant to each population group, the members of which may value the same resource, but obtain differentiated benefits from a restoration project due to their condition of closeness to or distance from the river. This paper contributes to the literature of spatial-preference heterogeneity with methods that enhance welfare estimates where evidence in developing countries and in Mexico is limited.

Importance of valuation of river restoration projects: theoretical approach

A recurrent issue regarding this valuation of river restoration projects includes the accuracy of the estimates, given that benefits vary with the distance from the water bodies, and this in turn is complicated by different levels of water pollution and income inequality. The analysis should consider the benefit perceived by the individual as deriving from the specific characteristics of the resource, the contact with the resource, and the individual's socioeconomic characteristics (Hampson, Ferrini, Rigby & Bateman, 2017).

A first step is to define the population impacted by damage to the natural resource. This population could be residents in the area, visitors to the area, or persons who hold non-use values and who are not necessarily restricted by geographical locations. Thus, defining the population receiving the benefits from the proposed change might be challenging because there are different considerations based on the study's objective. In this regard, some consider closeness to the resource, and others, administrative limits, economic areas, or other criteria (Hanley, Schlöpfer & Spurgeon, 2003; Bateman, Day, Georgiou, & Lake 2006).

As in other contexts, we argue that the benefits of improving resource conditions depend on the nature of the resource and the type of exposure derived from the resource's deterioration, as well as on the sensitivity and adaptability of the individual to a determined impact (IPCC 2007).

Vulnerability to river contamination is explained not only by the magnitude of the pollution problem, but also by the capacity of an individual to cope with the problem. River pollution is amplified for communities that are more exposed because they depend on the water resource and/or live in areas with high exposure to bad odors, mosquitoes, or garbage deposited on river banks.

Furthermore, greater sensitivity would be experienced by individuals living under marginal socioeconomic conditions and who are thus less

prepared to manage the harmful impacts of pollution, for instance, lack of health services or reduced possibilities for producing household adaptations, such as any system to prevent bad odors or to install mosquito nets (Palaniappan, 2010; WWAP, 2015).

Exposure depends on whether individuals are direct or indirect users of the river resource (Hanley, Schlöpfer & Spurgeon, 2003; Bateman, Day, Georgiou & Lake, 2006; Kozak, Lant, Shaikh & Wang, 2011; Jørgensen et al., 2013). However, natural resources produce not only use values, but also non-use values, and in addition an intermediate category of option values.

Use values refer to direct interaction with the resource, such as water consumption for agricultural, industrial, and domestic uses, together with recreational and other ecological functions including flood prevention or sediment control. Non-use values may be motivated by altruistic motives; such as concern for the welfare of future generations or concern for wildlife for its own sake. Option values refer to usefulness derived from knowing a service is available for its use in the future, given the uncertainty of the demand (Hanley, Schlöpfer, & Spurgeon, 2003; Turner, 2004).

That is, users will demonstrate a higher WTP for improved resource conditions than non-users, regardless of distance, because they might pass through or live next to the river and, if the river is contaminated, they are involuntarily exposed to bad odors, mosquitoes, garbage, etc. In fact, as suggested by Bateman, Day, Georgiou & Lake, (2006), those who live nearby but are not voluntary direct users -for instance, recreation- might become users of the environmental goods generated in the case of an improvement in the resource.

Aside from this, a difference is likely to be found between WTP for preserving a resource that is in good condition at present but that may deteriorate in the future (equivalent surplus measure), and WTP for improving a resource that in the future will have better conditions but that is now contaminated (compensatory surplus measure) (Bateman, Day, Georgiou & Lake, 2006).

Water quality in terms of the course of rivers may change, particularly in upstream rural areas that may enjoy good conditions, with respect to downstream areas that might receive agricultural, industrial, and urban discharges (Tait, Baskaran, Cullen & Bicknell, 2012). Here, the link between poverty and environment is important within a developing-

country context, because rural areas typically possess greater socioeconomic marginality.

There is evidence showing that natural resources provide direct services to the poor that are free or low-cost, such as water and food. For instance, poor rural communities in Brazil, Indonesia, India, and Zimbabwe receive ecosystem services of between 40 and 90% of the so-called "Gross Domestic Product [GDP] of the poor" (Sukhdev, Schröter-Schlaack, Nesshöver, Bishop, C. & Brink., 2010). Here we are interested in exploring the perceptions of poor communities living in upper rural areas regarding the possibility of river restoration, but this is more likely to occur when there is proximity to the resource.

Previous research has estimated the benefits of interventional actions through models using distance as a function of the WTP regression. We argue that this type of analysis reduces the possibilities for observing how different individuals respond to the project proposal. Certain determinants of the households' WTP in the groups of persons living close to and far from the resource may change, the latter explained with regard to their location.

Several authors have previously employed the stated preference methods to estimate the value of improvements in water quality, emphasizing the distance-decay effect, different preferences between users and non-users, the importance of the water-quality status quo, and the presence of substitutes (Pate & Loomis, 1997; Hanley, Wright & Alvarez-Farizo, 2006; Bateman, Day, Georgiou & Lake, 2006; Hanley, Schläpfer & Spurgeon, 2003; Brouwer, Martin-Ortega & Berbel, 2010; Shang, Che, Yang, & Jiang, 2012; Vaughan, Russell, Rodríguez, & Darling, 1999).

In certain cases, research found interesting results such as significant spatial decay for both use and non-use values, but a more rapid distance-decay effect exists for use values than for non-use values (Hanley, Schläpfer & Spurgeon, 2003, Jørgensen et al., 2013).

The authors also have found differences among stretches of rivers, indicating that not only distance and substitutes, but also the resource's characteristics, are relevant (Meyerhoff, Boeri, & Hartje, 2014). Also, respondents living in the vicinity of low-quality waterways are willing to pay more for improvements vs. those living near high-quality waterways. These authors found that disregarding the influence of the respondent's local water-quality data exerts a significant impact on the

magnitude of welfare estimates (Tait, Baskaran, Cullen & Bicknell, 2012).

In Mexico stated preference methods have been applied to assess water sources services. Ojeda, Mayer & Solomon, (2008) studied overexploitation in a water-scarce region of the Yaqui River Delta and found that households' WTP in Ciudad Obregon was 73 pesos monthly (\$5.6 USD) for preserving ecosystem services.

At the Apatlaco River area in Morelos, Mexico, its estimated 101 pesos per household per month (7.78 USD) for a program offering wastewater treatment, improved solid waste management, the expansion and strengthening of municipal services, and strategic basin management. Ayala-Ortiz & Abarca-Guzman (2014) used the CV method to analyze the case WTP to improve water quality in a section of the Lerma River in Guanajuato. They estimated that households' WTP in La Piedad is 50.4 pesos monthly, while in Santa Ana Pacueco, 43.7 pesos. Nevertheless, none of these studies have analysed the effect of distance on household's WTP.

It is noteworthy that many studies consider the importance of substitute sites because recreational use plays an important role in the value of the resource. This differs from our case study, in which the population is exposed to environmental "bads" to a greater extent-; therefore, the substitution effect is not as relevant as in previous studies.

Case study: Contamination of the Atoyac Hydrological Basin and survey description

The study case is that of the Basin of the Atoyac River in Puebla, which belongs to the Balsas region. The Atoyac River and its tributaries cross through the Metropolitan Area of Puebla-Tlaxcala, the fourth most important urban area in Mexico, with a population of 2.72 million inhabitants in 2010, the majority of whom (88%) live in the state of Puebla (INEGI, 2010). The Basin of the High Atoyac comprises four sub-basins: Zahuapan; Atoyac; Alseseca, and the Valsequillo Dam. It covers an area of 4,011 km² and the Atoyac River has a length of 113.7 km, of

which 20 km belong to the neighbouring state of Tlaxcala (see Figure 1) (Conagua, 2007).

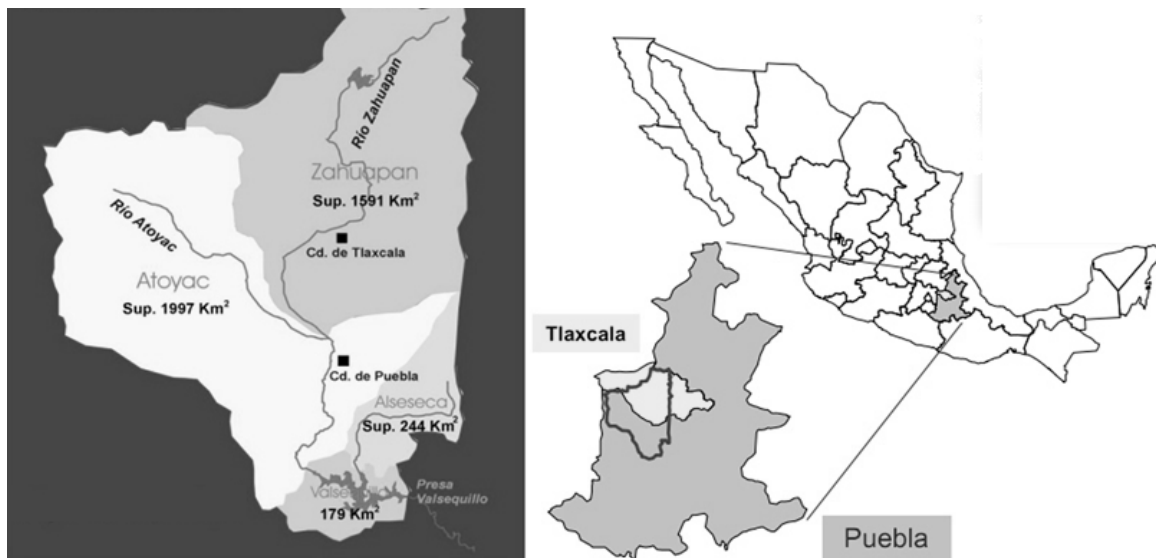


Figure 1. Location of the Alto Atoyac Basin. Source: CONAGUA (2007).

According to the National Water Commission (Conagua, its acronym in Spanish), the Alto Balsas sub-basin, where the Alto Atoyac is located, was among the fourth most polluted surface water bodies in the country (Conagua, 2016).

The registered pollution levels render it difficult to utilize the water resource directly in nearly any activity in some areas. In most of this basin, infrastructure for treating wastewater is non-existent and, in some parts, treatment levels fall very much below those permitted. It is estimated that, of the total wastewater produced in the region, 70% is discharged by municipal sources and 30% by industry, although the latter is considered highly polluted (GEP, 2011).

The consequences for failing to treat sewage include biodiversity loss, bad odor, a reduction in agricultural production, undetermined health problems among the population residing on the river banks, and pollution through solid waste. During various periods throughout the year, the amount of floating water lilies in the Valsequillo Dam is an alarming problem, contributing to the reduction of the dam's storage capacity by roughly one half (Conagua, 2007).

These water lily plants can cover a great surface of the dam, given that they prefer to live in a polluted environment. The local media and a few academic articles highlight the effects of contamination that include gastrointestinal diseases (Aquino, Rodríguez & Morales, 2014), reduction of leisure activities, and negative impacts on agricultural production, among others (Soto & Ramírez, 2017; Rodríguez & Morales, 2014).

Survey description

A Contingent Valuation survey was undertaken in 2009 as input for a Cost Benefit Analysis (CBA). Results of the economic benefits of river restoration were described in the work of Soto & Ramírez (2017), with a broad description of the survey and results of the CBA, where distance was considered as part of the regression function. The Contingent Valuation (CV) method involves the use of a carefully designed survey with a series of structured questions posed to a household member with the objective of determining the maximal amount of money that the individual would be WTP for the proposed change in the characteristics of the environmental good or service (Mitchell & Carson, 1989; Arrow *et al.*, 1993; Bateman *et al.*, 2002).

The scenario proposed to the respondents refers to improvement from an intermediate level of water quality as the result of hypothetical wastewater treatment of industries to a higher quality level that can be obtained by installing treatment plants for municipal wastewater. The scenario mentioned that execution of the project would exert a positive effect on recovery of water color and odor, biodiversity enrichment, and aesthetic conditions, among others (Soto & Ramírez, 2017).

The population for the study included all homes in the 138 towns located within the Basin in the area of Puebla, who would directly benefit from the treatment plants. The National Population and Housing Census indicated that 2.1 million inhabitants lived in the area, in 497,000 households (INEGI, 2010). To select a sample from the population, a probabilistic stratified random sampling strategy was developed with a three-stage selection process. The 138 villages were organized into five strata according to population size (Soto & Ramírez 2017). The survey

was pretested on three focus groups prior to administration of the survey. There were 1,220 complete responses from a total of 2,832 households visited; these surveys showed a response rate of 43%.

The survey consisted of the following five sections: the first section covered attitudes and opinions concerning general environmental problems in Puebla; the second section contained perceptions about the pollution problems of the Atoyac River, its effluents, and the Valsequillo Dam; the third section comprised questions on the participant's knowledge of the contamination problem; the fourth section provided information concerning the restoration project and the WTP question, while the remaining section contained questions on demographics.

The payment vehicle was a bimonthly fee added to the water or electricity bill, considering that the latter is invoiced to practically all households. The WTP elicitation format selected was a single bound Dichotomous Choice (DC) bid, followed by one follow-up question (one half of the first price offered) for respondents who rejected the first price proposed (DeShazo, 2002), and an open-ended question eliciting maximal WTP. The price range was between 30 and 500 Mexican pesos bimonthly and was offered randomly among the persons included in the sample of surveyed households.

Distance was calculated through the Geographic Information System (GIS) tool considering the nearest point of the riverbank for each selected town. In the case of Puebla City, by far the largest town in the Basin, the distance from the selected basic geographic statistical area (AGEB, the acronym in Spanish) to the bank of the river was calculated. Pollution levels throughout the river were also considered, because water quality changes from upstream to downstream; in particular, upstream rural areas enjoy good conditions with respect to downstream areas, which receive industrial and urban discharges.

Thus, the course of the Atoyac River was divided into four sections, taking pollution criteria into account as follows: Section 1 starts from the Valsequillo Dam to Km 17 and presents a medium-high level of pollution; Section 2, which includes from Km 17.1-Km 37, presents a medium pollution level; Section 3, which, including from Km 37.1-Km 65, presents the maximal level of pollution, and Section 4, which included upstream rural areas from Km 65.1-Km 85, presents the lowest pollution level. As observed, there were water-quality problems in three of the four sections, from Km 0-Km 65.

The information obtained from the survey was analyzed through statistical and econometric methods using the SPSS statistical software program. Data were processed with expansion factors for the number of households projected for 2010 for the study area.

Results

Introductory questions presented a range of interesting general results regarding the perception of respondents with respect to environmental issues and Atoyac River conditions. First, water supply and sewage services were mentioned in the survey as the third most important problem at the state level, immediately after those of public security and unemployment. Pollution in the Atoyac River, its effluent, and in the Valsequillo

Dam were consistently mentioned as the second most important environmental concern, preceded only by inappropriate solid-waste management. Regarding perceptions, the majority of respondents readily identified the water courses, but stated that they lived far from these or that they did not pass through the area where the water courses are located. A total of 62% of the respondents noted that their place of residence was far from the rivers and the dam, while the remaining 38% reported that they lived near the Atoyac, near another river in this area, or near the Valsequillo Dam.

The perception of the pollution level of these water bodies for the majority of survey respondents (>90%) was either poor or very poor. When asked about the main causes of water pollution, the most frequently mentioned sources were wastewater discharge by industries, wastewater discharge by households, and garbage disposal. Respondents worried about the impact of water pollution, particularly with regard to health problems (27%), unpleasant odors (22%), and the creation of invasive fauna (17%).

The effect of distance a priori was assumed to determine that WTP exhibits significant explanatory power. Considering the whole sample, distance ranged from 0-18.89 km, with a mean value of 5.73 km and a

Standard Deviation (SD) of 5.46 km. In the original analysis, Soto & Ramírez (2017) used an inverse exponential function $1/1 + \exp(\text{distance-mean}/\text{SD})$ to capture the effect of distance in the WTP function. The exponential inverse-distance variable was significant at the 99% Confidence Interval (CI) and referred to that the probability of WTP is higher near the river, but that it decreases rapidly at a distance of about 4.5 km.

Considering this information, the question is how to define a distance point at which the benefits received from river water-quality improvement are reduced. Table 1 depicts the effect and significance of different distance values, by means of the beta, the 95% CI, significance (z), and the percentage of the sample that includes different distances. The CI demonstrated the change in behavior of the effect of distance on WTP, with values between 4.2 and 5 km, while for 4.26 km, the beta was 0.274 -with a significance level of 3.522-, and for 5 km, the beta reduced its influence to 0.186, with a lower significance level of 2.359. From the results of these tests, it was decided to take the median distance value, 4.2 km, as the point at which to divide the population.

Thus, the total population was divided into two groups: those residing within 0 and 4.2 km of the river and those living more than 4.2 and 18.89 km from the river, which is the maximal value. The independent-sample Student *t* test revealed that the means are significantly different ($p < 0.001$) between these two groups.

Table 1. Distance effect on Willingness to Pay (WTP).

Distance value (Dis)	Beta	95% Confidence Interval (CI)	Z	Sample percentage (%)
Dis2km	0.257	(0.097-.418)	3.140	34.4
Dis3km	0.315	(0.160-0.469)	3.991	42.6
Dis4km	0.275	(0.122-0.428)	3.532	48.4
Dis4.2km	0.274	(0.122-0.426)	3.522	50.0
Dis5km	0.186	(0.031-0.340)	2.359	58.
Dis6km	0.192	(0.036-0.348)	2.417	60.7
Dis7km	0.144	(0.027-0.315)	1.652	73.0

WTP models of households close to and far from the resource

For an overview of variables in the two samples, see Table 2. In addition to socioeconomic characteristics, the Table includes variables denoting the respondent's experience with the Atoyac River and his/her response to the WTP question. Mean values of age of respondents, income, gender distribution, education of respondents, offered bid, number of members in the household, and presence of children broadly lie in the same order of magnitude in both samples. Logically, spatial distribution of households with reference to river-water quality and contact with the river change.

The gender of respondents is 60% and 57% of females in the two samples, which is not statistically different. The age structure of the respondents lies within 45 years in both cases. Differences between samples can be observed in the proportion of households with higher education and regarding income.

Years of education are higher among households living closer to the river, with 9.4 years compared to 8.2 years of persons living farther away. Average income is also higher: 4,196 pesos monthly for households living close to the river compared with 3,202 pesos monthly for households residing farther away. This can be explained by that these areas exhibit greater economic activity in the particular case of Puebla, and we should consider that there is a positive correlation between income and education (Pearson correlation, 0.421; 99% CI).

Table 2. Descriptive variables of households living close to and far from the river.

		Households living near (up to 4.2 km)					Households living far (more than 4.2 km)				
		N	Min.	Max.	Mean	Std. Error	N	Min.	Max.	Mean	Std. Error
WTP	Willing to Pay X Mexican pesos	599	0	1	0.5	0.02	586	0	1	0.42	0.02

		Households living near (up to 4.2 km)					Households living far (more than 4.2 km)				
	every 2 months for a program to clean household drainage and improve the water quality of rivers and dam (1 = YES; 0 = NO)										
Amount	Bid amount for DC valuation question (\$30, \$70, \$180, \$330, and \$500)	616	30	500	222	7	604	30	500	222	7,07
Concern	Level of concern from 0-4 on current water quality of the rivers or dam. 0 = Not worried to 4 = Very worried	608	0	4	3.69	0.02	601	0	4	3.6	0.02
Pass by river	Passing by a river or a dam to perform daily activities or to get to work	616	0	1	0.01	0.00	604	0	1	0.04	0.00
River use	Any activity using the rivers or dam (domestic activities, for cattle, irrigation, fishing, commercial purposes, recreation, drainage disposal, garbage disposal) = 1	616	0	1	0.2	0.01	604	0	1	0.18	0.016
Age	Age in years	616	18	86	45.73	0.60	604	18	86	45.02	0.59
Gender	Female = 1	616	0	1	0.6	0.02	604	0	1	0.57	0.02
Education	Education in years: None = 0, Elementary = 6, Middle school = 9, High school	616	0	19	9.45	0.19	604	0	19	8.2056	0.16

		Households living near (up to 4.2 km)					Households living far (more than 4.2 km)				
	= 12, Undergraduate = 17, Postgraduate = 19										
Income	Mid-points of household-income categories: \$1,500, \$2,250, \$4,500, \$7,500, \$12,000, \$22,500, \$30,000	549	1,500	30,000	4,196.7	189.09	532	1500	22500	3,202.4	103.25
Members	Number of members living in the household	615	1	15	4.45	0.08	603	1	20	4.61	0.08
Children	Children under 12 years = 1	616	0	1	0.54	0.02	604	0	1	0.6	0.02
Section 1	Km 0.0-17.0 Km-medium-high level of pollution = 1	616	0	1	0.25	0.01	604	0	1	0.27	0.01
Section 2	Km 17.1-37.0 Km-medium level of pollution = 1	616	0	1	0.44	0.02	604	0	1	0.58	0.02
Section 3	Km 37.1-65.0 Km-maximal level of pollution = 1	616	0	1	0.06	0.01	604	0	1	0.11	0.01
Section 4	Km 65.1-85.0 Km-lowest level of pollution = 1	616	0	1	0.24	0.01	604	0	1	0.03	0.00

As expected, both groups presented significant statistical differences in the case of the WTP response, while 49.7% (95% CI, 0.46-0.53) of respondents living close to the river declared that they would be WTP the bid proposed. This proportion fell to 39.7% (95% CI; 0.38-0.45) for respondents residing far from the river.

Table 3 presents the results of the two probit models when separating the population into these two groups, allowing for the evaluation of specific factors influencing the households' WTP based on being close to or far from the resource. As expected, in both groups, the bid variable

exerts a negative and significant effect on households' WTP (99% CI). Likewise, the household-income variable is significant in both groups, with a positive effect and significance level of 99%. However, the remainder of the variables change.

Table 3. Willingness to Pay (WTP) regression models of households living close to and far from the Atoyac River.

Households living near (up to 4.2 km)				Households living far (more than 4.2 km)		
Variable	Coefficient	SE	Student <i>t</i>	Coefficient	SE	Student <i>t</i>
Amount	-0.004 ^a	0.000	-10,634	-0.003 ^a	0.000	-8,453
Income logarithm	0.431 ^a	0.144	2,995	.0354 ^a	0.114	3,112
Female	2,923 ^b	1,498	1,951	n.s.	n.s.	n.s.
Female *income_log	-0.349 ^b	0.186	-1,875	n.s.	n.s.	n.s.
income lower than \$1,500*Section4	0.555 ^a	0.269	2,062	n.s.	n.s.	n.s.
Pass river by/use	n.s.	n.s.	n.s.	0.432 ^a	0.140	3,079
Age	n.s.	n.s.	n.s.	-0.009 ^a	0.004	-2,48
Intercept	-2,737 ^a	1,163	-2,353	-2,066 ^a	0.929	-2,225

(SE = Standard Error; ^a*p* < 0.01; ^b*p* < 0.05; ^c*p* < 0.10; n.s. = not significant).

In the model of households living close to the river, the gender variable exerts an effect: while poor women are more likely to pay when living near the resource, the negative sign of the interaction between income and the women shows that high-income women are less likely to pay. We have observed this effect in other studies, and this might be explained by the vulnerability of poor women in terms of problems

related to the water supply and to other environmental assets (Soto & Bateman, 2006; Meyerhoff, Boeri & Hartje, 2014).

In this case, due to their role in food preparation and in the care of children during illness, women might perceive a greater benefit of river restoration (WWPA, 2015). In addition, poor women may be less prepared to deal with the problems of bad odor, mosquitoes, or garbage around river banks. In other words, low-income women are more vulnerable and/or more exposed to problems related to the quality of the resource compared to high-income women. Confirming this hypothesis, the gender variable possesses no significant effect among households living far from the resource; thus, this relation appears to be significant only when there is closeness to the environmental "bad".

Low-income households living in the upper rural area (Section 4), where best water quality is found, are more likely to be WTP the offered bid (Interaction income of fewer than 1,500 pesos *living in Section 4). This effect demonstrates that poor households exhibit a higher WTP for preserving the river in good conditions, which might be due to their dependence on the resource in that, as explained earlier, they might obtain free environmental goods and services from the river's existence, particularly access to clean water and fishing (Sukhdev, Schröter-Schlaack, Nesshöver, Bishop, C. & Brink., 2010). The quality variable was also significant in other studies such as in Canterbury, New Zealand, where Tait, Baskaran, Cullen & Bicknell, (2012) found that respondents living in the vicinity of low-quality waterways were WTP more for improvements. Brouwer, Martin-Ortega & Berbel, (2010) also found that in Guadalquivir River basin in Spain respondents valued more improvements in their own sub-basin, but only for the highest level of water quality.

For households residing far from the river, the variable involving contact with the river exerts a positive and significant effect. Respondents who reported using the river directly (for recreation, cattle raising, fishing, etc.) and those who reported passing by the river daily are more likely to pay the bid offered. This result is consistent with other international studies, such as Jørgensen *et al.* (2013) who found the distance decay effect for restoring the Odense River in Denmark had a lower impact when respondents were users. The question that emerges is: Why being user is not significant for households living nearby? As we explained previously, these households already have contact with the river on a

daily basis, and when the river is polluted, household members are involuntarily exposed to bad odors, mosquitoes, garbage, etc. Therefore, direct contact with the resource is mostly involuntary.

The model for the group of households living far from the river includes the age variable with a negative and significant effect at the 95% CI. This reveals that older respondents might be less concerned with the restoration of natural resources that are not found near their household. This age effect was found in other studies (Soto & Bateman, 2006). However, this variable is not significant for the group of households living near the river, which may indicate that households living close to the resource prefer to pay or not to pay for improved resource conditions regardless of their age, given their proximity.

Figure 2 shows how these distance buffers from the river are represented. The results across these two special units indicate that a stated preference study should consider a spatially stratified sample of respondents that lie at a range of distances from the river resource. In this case, the first buffer, from zero up to 4.2 km indicates that household's WTP is larger, than for second buffer of more than 4.2 km up to 18.3 km.

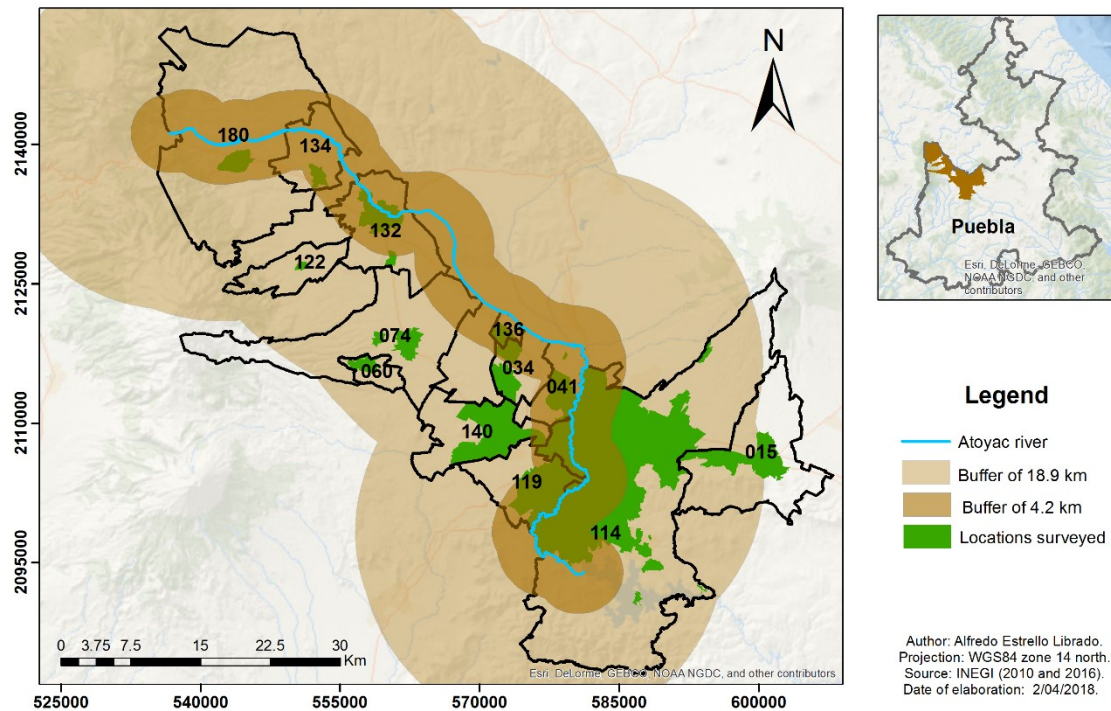


Figure 2. The Atoyac River with the two areas denoting differentiated households' WTP.

Table 4 presents a summary of the households' WTP values estimated through the Cameron model (Cameron, 1998). In the case of households living close to the resource, that is, up to 4.2 km, the estimated mean WTP per household was 220.6 pesos bimonthly, with a median of 213.5 pesos. In the case of households living far from the resource, that is, farther than 4.2 km, the mean WTP is 135.4 pesos bimonthly, with a median of 121.5 pesos.

Table 4. Estimated measurements for households' Willingness to Pay (WTP).

	Close (Up to 4.2 km)	Far (more than 4.2 km)
--	----------------------	------------------------

Estimated mean WTP (Mexican pesos/bimonthly) (\$)	220.6	135.5
Median WTP (Mexican pesos/bimonthly) (\$)	213.5	121.5
Standard Deviation (SD) WTP (Mexican pesos/bimonthly) (\$)	57.09	92.4

This is a reduction of 39% for people living far from the resource, which demonstrates a clear distance-decay effect and confirms that residents living in close proximity to the resource perceive greater benefits from the proposed project than those living farther away. If we compare this with the results obtained by Soto & Ramírez (2017) from the general model, which only included the distance variable, the estimated WTP was 186.8 pesos bimonthly.

Aggregated WTP was estimated for the two populations, employing mean WTP per household multiplied by the number of households in the population corresponding to each group (INEGI, 2010). The aggregated WTP was 324 million pesos annually for households living closer, up to 4.2 km to the resource, and 192.8 million pesos for households living farther than 4.2 km from the resource, yielding a total of 516.8 million pesos annually (Table 5). These aggregated benefits are 15% lower than those estimated with the general model, which comprised 609.7 million pesos (Soto & Ramírez, 2017). This confirms that restoration possesses a great value for the affected population, but that the value is perceived differently by those living close to and far from the resource, this impacting the aggregated benefit.

Table 5. Annual benefits per household and aggregated benefits.

	Close (Up to 4.2 km)	Far (more than 4.2 km)	
Annual WTP per household (Mexican pesos) (\$)	1,323.6	813	
Number of households	244,838	237,171	

in the basin			
Aggregated annual WTP (Mexican pesos) (\$)	324,067,576.8	192,820,023	516,887,599.8

Conclusions

This study examined the benefits of restoring the Atoyac River and its tributaries with the objective of emphasizing the differences between the group of households living near and the group living far from the resource. With the data of a Contingent Valuation (CV) survey administered in 2009, we defined more precisely the variables that determine households' WTP in each group.

Using the survey data, we estimated the distance at which the probability of being WTP was significantly reduced, this being up to 4.2 km. Once the two groups of households were defined, independent models were generated that incorporated the variables that explained the WTP for each group. The WTP probit models were useful for confirming that people perceive greater benefits when they are more exposed or vulnerable to poor water-quality conditions. It is well known that water-quality problems exert a typically uneven effect across societies, with poorer households enduring more problems.

Results showed that persons who live near the resource and those who visit the area afford more value to resource improvements because they are users, although involuntary ones when living close to the resource. In addition to use values, the model captured the importance of the river's specific water-quality conditions. A greater probability of WTP was observed for low-income households in the upper rural area with better water quality, -an equivalent loss scenario-, which might be explained by that low-income households rely more on the natural resources that supplement their income, as has been reported in other studies.

Low-income women are more likely to pay when they live near the resource, but this effect disappears for women living far from it. This can be observed as a sign of greater vulnerability to the environmental

pollution. On the other hand, age exerts a negative effect when living far from the resource, but not when living close to it, meaning that inhabitants living near the resource are WTP independently of their age, due to the benefits that would be obtained from the change, -values of use, non-use, and option-, while older inhabitants living far from the resource perceived lower benefits (non-use and option values).

The two models registered different factors influencing WTP estimates, and we argue that these factors would be difficult to capture by including the distance variable in a general model. Knowledge of benefits associated with vulnerable groups can provide a start in designing restoration projects with a perspective of social equity. To the best of our knowledge, this result is novel and clearly highlights the importance of separating populations in the analysis of spatial heterogeneity in terms of preferences.

In relation to aggregation of WTP, estimation of benefits for the two population groups defined by the effect of distance provides more precise estimates compared to a single general model that includes the distance-decay effect. Here we found that the two models produced an estimation that was 15% lower compared to that of the original model. However, it is noteworthy that while households' mean WTP was 39% lower for persons living far from the resource, the aggregated WTP was reduced by only 15% because the two models allow capturing the greater WTP of households living nearby.

The WTP results show an important potential to finance restoration of the Atoyac basin, which ensure the investment to treat municipal wastewater. The expectations linked to peoples' WTP are a fundamental area that needs consideration for future water policies in Mexico. This study found that users and non-users understand that their participation is fundamental to solving the water pollution problem in the region. However, the authorities have maintained a minimum and erratic communication with the population. Water policy changes based on direct economic contributions of the population require the authorities to gain credibility and social support.

Although users and non-users of river natural assets might understand the necessity of increasing water prices or giving economic contributions for restoration projects, this requires that the authorities improve their capacity to work at the social level. Actions designed to interact directly

with people at different levels are necessary, such as information, education, and public participation.

Giving information about both the severity of the problem and, later, about the policy changes aimed to solve the problem is an important element for the any project's success. "Transparency" in all the phases is important to avoid corruption and to inform the population regarding the progress of the actions being undertaken. Also, members of the community should be involved in the discussion, design, planning, implementation, and evaluation phases of the water policies.

Any future policy considering the contribution of direct and indirect users of superficial water bodies needs to strengthen the administrative aspects of the service system. The invoicing capacity to charge a payment to everybody remains a central issue.

The research showed that people generally support water tariff increases based upon payment equity basis. Three principals for payment equity should be considered. First, everybody should pay at least some amount for the money regardless of income or any other condition. Having sectors of the population or a great number of households not paying provokes others to feel that payment is unfair. Second, the level of payment should reflect the distance effect, thus the efficacy of the invoicing system to capture the preferences of people living far and close is fundamental to achieve this objective. Third, a differentiated contribution according to the income level of the household or neighbourhood in order to reflect both households' ability and willingness to pay should also be evaluated.

This is coherent with our recommendation of acknowledging the distributional aspects of WTP.

The above results reflect some of the recommendations that diverse international conferences and authors have noted previously (UNDP 1990; United Nations 1992; Le Moigne et al. 1994; Water Academy 1997). This is also the tension that has been recognised in the economic valuation literature, where the importance of being aware of people's preferences determines the projects' success.

These elements indicate the possibility of implementing long-term water management policies financed with resources coming from users of environmental goods and services. Essentially this means that the government could improve public support and safeguard water policies

based on WTP grounds by recognising public preferences in a broader sense.

Acknowledgments

This research was carried out as part of the Project to Evaluate the Ecological Restoration of the Atoyac and Alseseca Rivers, and the Valsequillo Dam, sponsored by the Government of Puebla, which was submitted for a CBA to the National Water Commission (CONAGUA) and the Secretariat of Finance and Public Credit (SHCP). We would like to thank to the Grupo Interdisciplinario de Agua (GIA).

References

- Aquino, E., Rodríguez, L. & Morales, J. (2014). Valoración económica de los impactos ambientales en la salud por la contaminación del río Atoyac. SEMARNAT, Gobierno municipal de Puebla.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R. & Schuman, H. (1993). *Report of the NOAA panel on contingent valuation*. United States of America: National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Ayala-Ortiz, D.A & Abarca-Guzmán, F. (2014). Disposición a pagar por la restauración ambiental del río Lerma en la zona metropolitana de La Piedad, Michoacán, *Economía, Sociedad y Territorio*, XIV (46), 769-798.
- Bateman, I. J., Day, B. H., Georgiou, S., & Lake, I. (2006). The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*, 60(2), 450-460. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.04.003>
- Bateman, I.J.; Carson, R.T.; Day, B.; Hanemann, M.; Hanley, N.; Hett, T.; Jones-Lee, M.; Loomes, G.; Mourato, S.; Ozdemiroglu, E.; Pearce, D.W.; Sugden, R. & Swanson, J. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*. Cheltenham, UK Northampton, MA: Edward Elgar.
- Brouwer, R. & Pearce, D. W. (2005). *Cost-benefit analysis and water resources management*. Cheltenham, UK; Northampton, MA: Edward Elgar.
- Brouwer, R., Martin-Ortega, J. & Berbel, J. (2010). Spatial Preference

Heterogeneity: A Choice Experiment. *Land Economics*, 86(3), 552–568.
<https://doi.org/10.3368/le.86.3.552>

Cameron, T. A. (1988). A new paradigm for valuing non-market goods using referendum data: Maximum likelihood estimation by censored logistic regression. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15(3), 355–379. [https://doi.org/10.1016/0095-0696\(88\)90008-3](https://doi.org/10.1016/0095-0696(88)90008-3)

Carabias, J., Landa, R., Collado, J. & Martínez, P. (2005). *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*. México, D.F: Biblioteca Virtual RS.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007). *Proyecto del rescate ecológico de los ríos Zahuapan, Atoyac, Alseseca y Presa de Valsequillo*. Puebla, México: Gobierno del Estado de Puebla-Gobierno del Estado de Tlaxcala.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Estadísticas del Agua en México*. México, D.F: Comisión Nacional del Agua.

DeShazo, (2002). Designing Transactions without Framing Effects in Iterative Question Formats. *Journal of Environmental Economics and Management*, 43(3), 360–385.
<https://doi.org/10.1006/jeem.2000.1185>.

Domínguez-Mariani, E., Carrillo-Chávez, A., Ortega, A., & Orozco-Esquivel, M. T. (2004). Wastewater Reuse in Valsequillo Agricultural Area, Mexico. Environmental Impact on Groundwater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 155(1–4), 251–267.
<https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000026531.37877.f8>.

Donoso, G. (2008). *Análisis de los Resultados de la Encuesta del Proyecto de Recuperación Ambiental del río Apatlaco. Disposición a pagar a través del método Valoración Contingente*. Morelos, México: Pontificia Universidad Católica.

GEP, Gobierno del Estado de Puebla. (2011). *Evaluación socioeconómica del rescate ecológico de los ríos Atoyac, Alseseca y presa de Valsequillo Puebla, México*. Puebla, México: Gobierno del Estado de Puebla.

Hampson, D., Ferrini, S., Rigby, D., & Bateman, I. (2017). River Water Quality: Who Cares, How Much and Why? *Water*, 9(8), 621.
<https://doi.org/10.3390/w9080621>.

Hanley, N., Schlöpfer, F., & Spurgeon, J. (2003). Aggregating the

benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values. *Journal of Environmental Management*, 68(3), 297–304. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(03\)00084-7](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(03)00084-7).

Hanley, N., Wright, R. E., & Alvarez-Farizo, B. (2006). Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive. *Journal of Environmental Management*, 78(2), 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.001>.

IMCO, Instituto Mexicano para la Competitividad. (2014). *Guía para la creación de organismos metropolitanos de agua potable y saneamiento en México*. México: Instituto Mexicano para la Competitividad.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Censo de población y vivienda 2010*. Guanajuato, Mexico: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Censos Económicos 2014. Cuestionario de Organismos operadores de agua*. Guanajuato, Mexico: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

IPCC, The Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007). *Climate Change. Synthesis Report Summary for Policymakers. Assessment of Working Groups I, II and III to the Third Assessment Report of the International Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Jiménez, B., Torregrosa, M. L. & Aboites, L. (2010). *El agua en México. Cauces y encauces*. México, D.F.: Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental.

Jørgensen, S. L., Olsen, S. B., Ladenburg, J., Martinsen, L., Svenningsen, S. R., & Hasler, B. (2013). Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements—Testing the effect of multiple substitutes and distance decay. *Ecological Economics*, 92, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.015>.

Kozak, J., Lant, C., Shaikh, S., & Wang, G. (2011). The geography of ecosystem service value: The case of the Des Plaines and Cache River wetlands, Illinois. *Applied Geography*, 31(1), 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.07.001>.

Loomis, J., Kent, P., Strange, L., Fausch, K. & Covich, A. (2000). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in

an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, 33(1), 103–117. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00131-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00131-7).

Meyerhoff, J., Boeri, M., & Hartje, V. (2014). The value of water quality improvements in the region Berlin–Brandenburg as a function of distance and state residency. *Water Resources and Economics*, 5, 49–66. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2014.02.001>.

Mitchell, R. C. & Carson, R. T. (1989). *Using surveys to value public goods. The contingent valuation method*. Washington, D.C.: Johns Hopkins University Press.

Ojeda, M. I., Mayer, A. S. & Solomon, B. D. (2008). Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecological Economics*, 65(1), 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.06.006>.

Palaniappan, M. (2010). *Clearing the waters: a focus on water quality solutions*. Oakland, CA, USA: Pacific Institute. http://www.pacinst.org/reports/water_quality/clearing_the_waters.pdf.

Pate, J., & Loomis, J. (1997). The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics*, 20(3), 199–207. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(96\)00080-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(96)00080-8).

Pineda-Pablos, N., Salazar-Adams, A. & Buenfil-Rodríguez M. (2010). Para dar de beber a las ciudades mexicanas. El reto de la gestión eficiente del agua ante el crecimiento urbano. En: Jiménez, B., Torregrosa, M. L. & Aboites, L. (eds.). *El agua en México: cauces y encauces* (pp. 117-140). México, D.F.: Academia Mexicana de Ciencias.

Rodríguez, L. & Morales, J. A. (2014). *Contaminación del Atoyac: daños ambientales y tecnologías de mitigación* (1^a edición). México D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana.

Rodríguez-Espinosa, P.F., Morales-García, S.S., Jonathan, M.P., Navarrete-López, M., Bernal-Campos, A.A., González-César, A. &

Ruelas, L; M., Chávez, V., Barradas, A. & Miranda, L. C. (2010). Uso Ecológico. En: Jiménez, B., Torregrosa, M. L. & Aboites, L. (eds.) *El agua en México: cauces y encauces*. (pp. 237-264). México, D.F.: Academia Mexicana de Ciencias.

Shang, Z., Che, Y., Yang, K., & Jiang, Y. (2012). Assessing Local

Communities' Willingness to Pay for River Network Protection: A Contingent Valuation Study of Shanghai, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(12), 3866–3882. <https://doi.org/10.3390/ijerph9113866>.

Soto, G. (2007). *Agua, tarifas, escasez y sustentabilidad en las megaciudades. ¿Cuánto están dispuestos a pagar los habitantes de la Ciudad de México?* (1^a ed). México, D.F: Sistema de Aguas de la Ciudad de México; Universidad Iberoamericana; Centro de Estudios Jurídicos y Ambientales, A.C.; Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal.

Soto, G. & Ramírez, A. (2017). The economic benefits of the Atoyac Basin's restoration in Puebla, Mexico. *Espacialidades* 7:1, 65-98.

Sukhdev, P. W., Schröter-Schlaack, H., Nesshöver, C., Bishop, C., & Brink, J. (2010). *Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB* (Núm. 333.95 E19). Geneva, Switzerland: The Economics of Ecosystems and Biodiversity.

Tait, P., Baskaran, R., Cullen, R., & Bicknell, K. (2012). Nonmarket valuation of water quality: Addressing spatially heterogeneous preferences using GIS and a random parameter logit model. *Ecological Economics*, 75, 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.12.009>.

Turner, R. K. (2004). *Economic valuation of water resources in agriculture: from the sectoral to a functional perspective of natural resource management*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Vaughan, W.J., Russell, C.S., Rodríguez, D.J. & Darling, A. H. (1999). *Willingness to Pay: Referendum Contingent Valuation and Uncertain Project Benefits*. (Technical Paper Series ENV-130). Washington, DC.: Publications, Environment Division Inter-American Development Bank.

WWAP, United Nations World Water Assessment Programme (2015). *The United Nations. World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World*. (chapters 11 y 14). Paris, France: UNESCO.

WWAP, World Water Assessment Programme. (2012). *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water Under Uncertainty and Risk*. (chapter 24). Paris, France: UNESCO.

Dynamic modelling of the climate change impact in the Conchos River basin water management

Modelación dinámica de los efectos del cambio climático en gestión del agua en la cuenca del río Conchos

Polioptro F. Martínez-Austria¹

Alberto Vargas Hidalgo²

Carlos Patiño-Gómez³

¹Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México,
polioptro.martinez@udlap.mx, ORCID: 0000-0002-9565-1708

²Consultor, México, alberto.vargasho@udlap.mx

³Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México,
carlos.patino@udlap.mx

Corresponding autor: Polioptro F. Martínez-Austria,
polioptro.martinez@udlap.mx

Abstract

In the last decades there have been some deficits in water deliveries that Mexico must make to the United States under the Water Treaty between the two countries. Population growth and the effects of climate change make possible foresee that the difficulties will increase in the future. This text analyzes the observed changes in rainfall in the basin, and a dynamic model is developed to estimate the effects of climate change on the water balance of the Conchos river basin, which contributes 87% of the amount of water established as Mexicans commitments in the Treaty. The results of three scenarios are shown and the effects on water availability in the basin are exposed. A sensitivity analysis is presented, with the Montecarlo method, regarding

the main effects of climate change in the basin. To analyze the effects on irrigation, the main use of water in the basin, a adaptive dynamic model and its results are also presented. Finally, the expected effects on future availability are concluded, and general recommendations are made for adaptation to climate change.

Keywords: Transboundary river basins, United States-Mexico water treaty, climate change, dynamic modelling, international waters management, Conchos River basin.

Resumen

En las últimas décadas ha habido algunos déficits en las entregas de agua que México debe realizar a los Estados Unidos en virtud del Tratado del Agua entre los dos países. El crecimiento de la población y los efectos del cambio climático hacen posible prever que las dificultades aumentarán en el futuro. Este texto analiza los cambios observados en la precipitación en la cuenca, y se elabora un modelo dinámico para estimar los efectos del cambio climático en el balance hídrico de la cuenca del río Conchos, que aporta el 87% de la cantidad de agua establecida como compromisos mexicanos en el Tratado. Se muestran los resultados de tres escenarios y se exponen los efectos sobre la disponibilidad de agua en la cuenca. Se presenta un análisis de sensibilidad, con el método de Montecarlo, respecto de los principales efectos del cambio climático en la cuenca. Para analizar los efectos en la irrigación, principal uso del agua en la cuenca, se presenta también un modelo dinámico adaptivo y sus resultados. Finalmente, se concluyen los efectos esperados sobre la disponibilidad futura, y se hacen recomendaciones generales para la adaptación al cambio climático.

Palabras clave: cuencas transfronterizas, Tratado de agua Estados Unidos-México, cambio climático, modelación dinámica, gestión de aguas internacionales, cuenca del río Conchos.

Recived: 21/11/2018

Accepted (invitation): 21/11/2018

Introduction

The United States and Mexico share one of the largest basins in North America: the Rio Bravo basin (as known in Mexico) or the Rio Grande basin (as known in the United States). The total area of this basin is 444,560 km², 229,796 of which are in the territory of the United States and 214,764 in Mexico. Part of the main stream of the Bravo River is also the border between the two countries, with a length of 2,000 km, along which major population centers are located. The basin is characterized by semiarid conditions with a very high climate variability and recurrent droughts.

Due to its demographic and economic development, intensive water use in the basin has led to a condition of water stress (Aparicio, Ortega, Hidalgo, & Aldama, 2009). In addition, the expected effects of climate change will produce a decrease of available water volumes because the negative anomaly of the precipitation, which, together with demographic and economic trends, stands as one of the major future challenges in water management in this international basin. In fact, in recent decades, Mexico has faced increasing difficulties to meet water rights on its territory and, as consequence, to deliver the total volume committed to the United States.

In 1944, both countries signed the Distribution of International Waters Treaty between the United States of Mexico and the United States of America (Mexico-USA, 1944, February 3). Under the Treaty, Mexico receives water from the United States from the Colorado River basin and, in return, shares water with the United States from the Rio Grande basin. Volumes from the Rio Grande basin owned by the United States, with origin in the USA or in the Mexican basin, are stored in the international Amistad and Falcon dams, in which each country has a useful capacity assigned.

The Treaty's provisions for the distribution of water from the Rio Grande basin establish that all waters draining inside the territory of the United States belong to that country, and Mexico, by its part, is committed to sharing with the US part of the waters draining from its territory to the international mainstream. The volume committed by Mexico is of at least 431.72 million cubic meters on an annual average basis, in cycles which are counted every five years, which means that Mexico must provide the United States with a minimum volume of 2.1586×10^9 cubic

meters every five-year cycle. In recognition of the high climatic variability in the region, Mexico can cover that volume in any order within the five-year period.

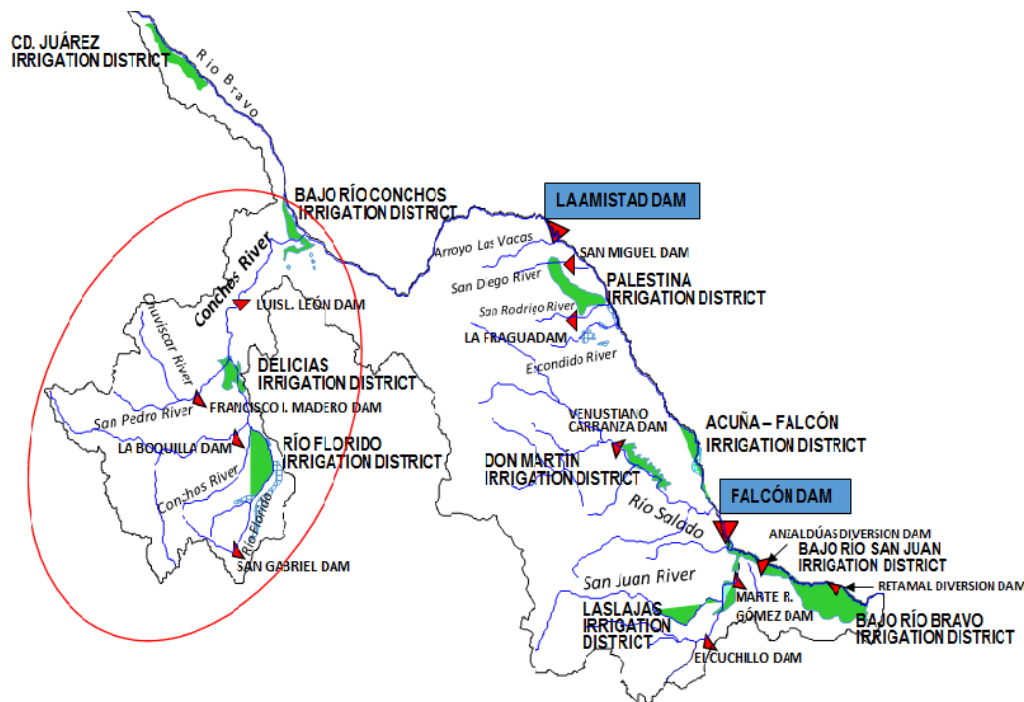


Figure 1. Rio Bravo Basin. Rio Conchos Basin in red.

The Treaty also provides alternatives for cases of extraordinary precipitation or drought. In the case of extraordinary rainfall, the Treaty states that whenever the capacities assigned to the United States in the international dams were filled, all debits shall be considered fulfilled and the water accounting cycle is terminated, and a new one begins. For this reason, there have been treaty cycles with a duration of less than five years.

On the opposite situation, that of drought, when the committed volume of water delivery of the Mexican basin could be not delivered to the United States in a cycle of five years, the Treaty provides that: "in the event of extraordinary drought or serious accident to the hydraulic systems [in the Mexican tributaries] any deficiencies existing at the end of the aforesaid five-year cycle shall be made up in the following five-

year cycle”, with water from the same tributaries considered in the Treaty.

For implementing the Treaty and overseeing the fulfilment of obligations, both countries created a binational institution with international character, named the International Boundary and Water Commission (IBWC), which is also in charge of the resolution of conflicts that may arise as result of the Treaty and its provisions (Article 2 of the Treaty). Another key aspect of the Treaty is the possibility of sign "acts" that establish the agreements reached within the IBWC, which, if not challenged by any of the governments within thirty days, become binding (Article 25 of the Treaty). This mechanism has greatly facilitated the water management between the two countries, especially in conditions of water scarcity.

The construction of the Amistad and Falcon international dams, in 1953, gave start to the water delivery scheme in five-year cycles. The first four cycles, from 1953 to 1972, ended with small deficits, that were covered by Mexico. Once the operation of the hydraulic infrastructure had been well established, during the following twenty years there were no major difficulties in delivering water from Mexico to the United States. However, since the 1992–1997 cycle, important deficits have been occurring recurrently. That cycle, for example, ended with a deficit of 1.262 billion cubic meters, equivalent to 58% of the total, and the 1997–2001 cycle ended with an even greater deficit of 1.935 billion cubic meters, nearly 90% of the total five-year contribution.

Deficits in delivering water from Mexico to the United States during recent five-year cycles have caused major conflicts between communities of both countries as well as between local, state and national authorities, which have required the increasingly frequent intervention of the US Department of State and the Secretariat of Foreign Affairs of Mexico (i.e. Texas Center for Water Policy, 2002 and Rubinstein, 2015). In 2005, Texan farmers sued the Mexican government, within the framework of International Centre for Settlement of Investment Disputes (ICSID), for alleged NAFTA violations (ICSID, 2007), in relation with the last drought and deficit delivery. The complaint did not proceed, but it is a clear indication of the level that the water dispute between Texas and Mexico has reached. So far, these conflicts have been resolved through the participation of society, governments, and binational institutions that both countries have

created to address issues of binational interest on their borders (Martinez-Austria, Derbez, & Giner, 2013; Chavez, 1999).

However, the difficulty of water allocation continues to grow. Even without climate change, considering only population growth in the region, the volume of renewable water per capita in the Mexican side of the basin is now just 1,063 m³/person/year, placing it on the edge of extreme scarcity (Conagua, 2014).

Moreover, under the Treaty, Mexican contributions to the United States cannot come from any of the tributaries of the Rio Grande, but only from the Conchos, San Diego, San Rodrigo, Escondido, and Salado rivers or from the Arroyo de las Vacas Stream. Of these tributaries, the Conchos River delivers 87% of the total water availability. Hence its importance for both, social development of the downstream Mexican basin, and for complying with the water contributions to the United States.

On the other hand, the Conchos River basin is characterized by the periodic occurrence of droughts and high climate variability. Unfortunately, the history of droughts in Mexico has very little information from those recorded in the northern region of Mexico (i.e. Florescano, 2000; Ortega Gaucin, 2013), due mainly to the fact that these territories were found depopulated or with small populations up until the late nineteenth century, when the first large urban settlements were developed. However, it is possible to reconstruct droughts over long periods of time using proxy data, such as the study of tree rings.

For the state of Chihuahua, where the Conchos River basin is located, Cerano-Paredes *et al* (2009) used a series of tree rings from the natural reserve known as Cerro El Mohinora located in the basin of the Florido River, a tributary of the Conchos River in the upper area of Chihuahua, on the border with the states of Sinaloa and Durango. This is the region of the basin where most of the precipitation occurs. With this technique, Cerano-Paredes *et al* (2009) reconstructed the series of precipitation of the past 350 years. They found intense drought during the 1698-1718, 1785-1786, 1798, 1807, 1908, 1935, 1970 and 1994-2005 periods. The stages of more intense droughts on record coincide with historical data chronicled from their effects on the society of the time.

Data analysis and methodology

While proxy series analysis allows observe trends in a very long term, this type of analysis does not permit sufficiently accurate analysis of rainfall trends and variability, especially in a climate that may have changed in recent decades. Additionally, the series of tree rings studied by Cerano-Paredes *et al* (2009) correspond to the region with the highest precipitation in the basin, and are hardly representative of the rest, which is a markedly arid zone. In this case, the direct study of historical series in various areas of the basin is required.

For a study of recent historical rainfall trends in the basin, the Standardized Precipitation Index (SPI) is being used, which is a method used and recommended by various renowned meteorological and research centres (Hayes, Svoboda, Wall, & Widhal, 2011). According to the observed SPI value, the actual precipitation could be characterized, as shown in Table 1, from extremely wet ($SPI \geq 2$) to extremely dry ($SPI \leq -2$).

The SPI can be calculated in different periods, the most frequently used are one, three, six, and twelve months. Each of these periods have a different physical meaning. SPI values of one and three months reflect the condition of rainfall in very short periods. They can be used to identify the onset of drought, or to determine the effects of a significant deficit in short periods; for example, during the planting season or the flowering of crops. Caution is needed in the interpretation of these parameters in regions where low rainfall is normal during the dry season. The SPI at six months is significant to identify variations in precipitation between stations, and SPI for twelve months can be used to identify droughts of long duration. Moreover, if an SPI value of drought occurs during the rainy season, it can be a signal of a period of drought that will have important impacts on society.

Table 1. Standardized Precipitation Index and wet or dry conditions (WMO, 2012).

Standardized Precipitation Index	Wet or dry conditions
--	--------------------------

2.0 and more	Extremely wet
1.5 to 1.99	Very wet
1.0 to 1.49	Moderately wet
-0.99 to 0.99	Near normal
-1.0 to -1.49	Moderately dry
-1.5 to -1.99	Severely dry
-2 and less	Extremely dry

In this paper, we use the SPI trend analysis to study the recent precipitation tendency, and determine if there are signals of climate change effects on the basin, as the general circulation models suggests for the region.

Once the recent trends of precipitation are determined, it is necessary to establish possible future scenarios. Complex systems, such as a drainage basin, are subject to high uncertainty, so one of the most widely applied techniques for modelling the future are dynamic simulators, which allow to study and predict the behaviour of the system under different possible scenarios (Simonovic, 2009). There are several computer systems designed specifically for systems simulation. In this research, Vensim has been used, which is one of the most widely used software for the modelling of complex systems, in general, and for water resources management in particular (i.e. Goncalves & Giorgetti, 2013 and Abadi Khalegh, Shamsai, & Goharnejad, 2015).

The dynamic simulation model will be used to assess the change over time of the water balance as it is affected by changes in the governing variables, mainly population, temperature, and water supply and demand. In order to compare with endorsed data, the water balance will be calculated using the official procedure set by the National Water Commission of Mexico, that is the Mexican Official Standard NOM-011-Conagua-2015, that establishes the specifications and method for determining the annual average water availability (Comisión Nacional del Agua, 2015). According to this standard, the average annual availability is given by the equation:

$$D_m = V_e - V_c \quad (1)$$

Where D_m is the average annual surface water availability in the basin, V_e is the average annual runoff volume of the basin toward downstream, and V_c is the volume committed downstream.

The V_e volume is calculated by the following equation:

$$V_e = V_{aa} + V_n + V_r + V_i - V_{ex} - D_a - V_{ev} - V_d \quad (2)$$

Where:

V_{aa} = Average annual runoff volume from the catchment upstream

V_n = Annual average volume of natural runoff in the basin

V_r = Annual volume of returns of the various water uses

V_i = Volume of water imported from other basins

V_{ex} = Annual volume of water exported from the basin to other basins

D_a = Annual volume of surface water consumption, i. e. water demand for different uses

V_{ev} = Annual volume of evaporation from reservoirs

V_d = Annual average volume variation of reservoir storage.

This equation, seemingly simple, becomes complicated when variation over time is analysed, because the variables are interrelated, and their determination is not simple. For example, urban water demand will depend on changes in population over time, and the agricultural water demand depends on temperature and the kind of crop, which affects the water requirements of crops.

Study area

The Conchos River basin is located almost entirely in the state of Chihuahua, except a very small fraction in the upper basin, which belongs to the state of Durango. Most of its population lives in urban

areas; according to the population census of 2010, only 17% is located in rural villages.

The state of Chihuahua, with a population of over 3 million, has 43 municipalities within the Conchos River basin, where a population of 1.7 million is located, with growth rates shown in Table 2. These high historical growth rates will be maintained in the coming decades. Figure 2 shows the estimated population growth in the basin until 2030, using estimations of the CONAPO (National Commission of Population) when population in the Conchos River basin will reach 1.86 million. Nevertheless, the rate of population growth is declining, which is taken into account in the simulation model.

Precipitation in the basin is very variable, reaching 700 mm per year on average in the upper part of the basin, 350 mm per year in the middle, and only 250 mm at the lower region. Hence, this basin is located in a semiarid region; the main runoffs occur in the upper area, in the mountains that surround it.

Table 2. Population growth rates/by year (%) (inter-census average) of Rio Bravo and Conchos Basins (calculated with INEGI census data).

	1995	2000	2005	2010
Rio Bravo Basin	3.18	2.08	1.45	0.96
Conchos River Basin	1.89	0.70	1.42	1.63

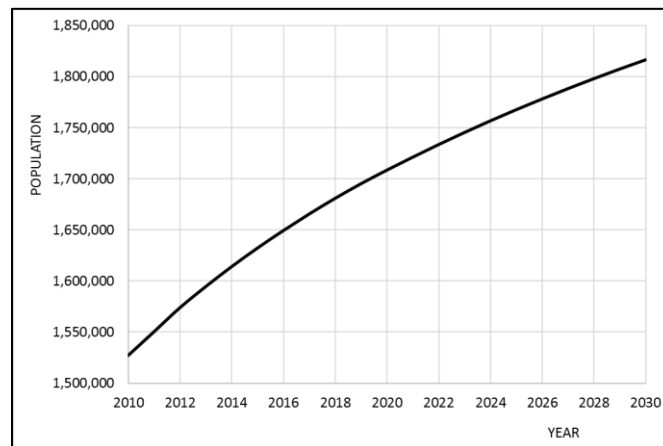


Figure 2. Projections of the population living in the Conchos River Basin (data from the National Population Commission CONAPO).

The Conchos River basin has a total area of 65,770 km², and is composed by the sub-basins of the Florido, Parral, Ballymena, San Pedro, and Chuviscar rivers, besides its own basin (Conagua, 2011). A major water infrastructure has been built in the Conchos River and its tributaries, including large dams with a total storage capacity of 3.87 billion cubic meters, apart from other small dams and levees.

The main water use is agriculture. There are four irrigation districts in the basin, covering an irrigable area of 128,137 hectares, rarely cultivated in full. In the 2013-2014 agricultural cycle, for example, only 58% of the total area (Conagua, 2015) was planted. Ninety percent of the volume of water consumed in the basin is for agricultural use..

Results and Discussion

Precipitation trends

In trend analysis of precipitation, data from meteorological stations located in the basin must be used. In the Conchos River basin, several stations are located, however, many of them have stopped operating for several years, others have long historical periods but with poor quality, and others have a period of registration too short for an analysis of variability. However, as one of Mexico's largest basins with water infrastructure, it was possible to have enough information stations in the upper, middle and lower part of the basin. Table 3 shows the stations used in the analysis and their graphical location in the basin can be seen in Figure 3.

Table 3. Climatological stations used in the study.

Station number	Name	Date of operation start
8037	Coyame	01/10/1964
8085	La Boquilla	01/06/1949
8270	La Mesa	01/11/1975

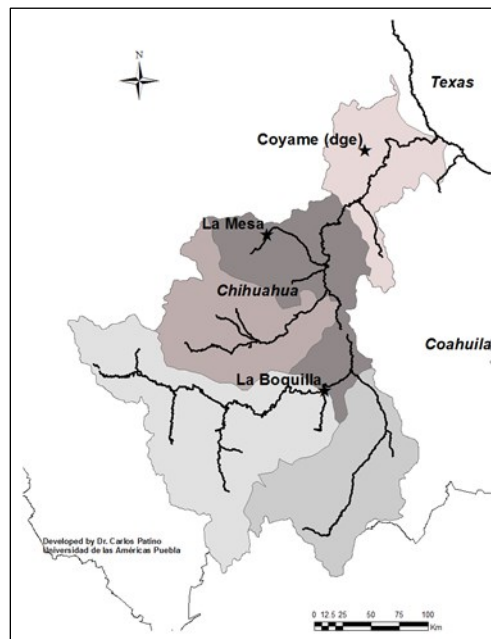


Figure 3. Climatological stations considered in the study. Sketch location in the basin.

As mentioned above, to determine recent trends in precipitation, Standardized Precipitation Index values for 6, 9, and 12 months were calculated, as shown in Figures 4, 5, and 6.

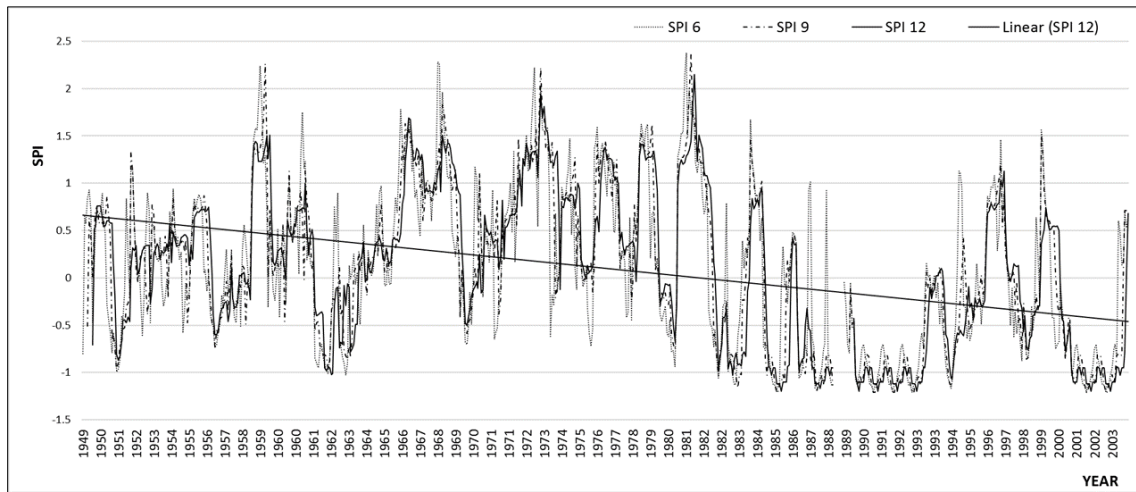


Figure 4. Standardized Precipitation Index (SPI) for 6, 9, and 12 months, La Boquilla station. SPI linear trend for 12 months is also shown.

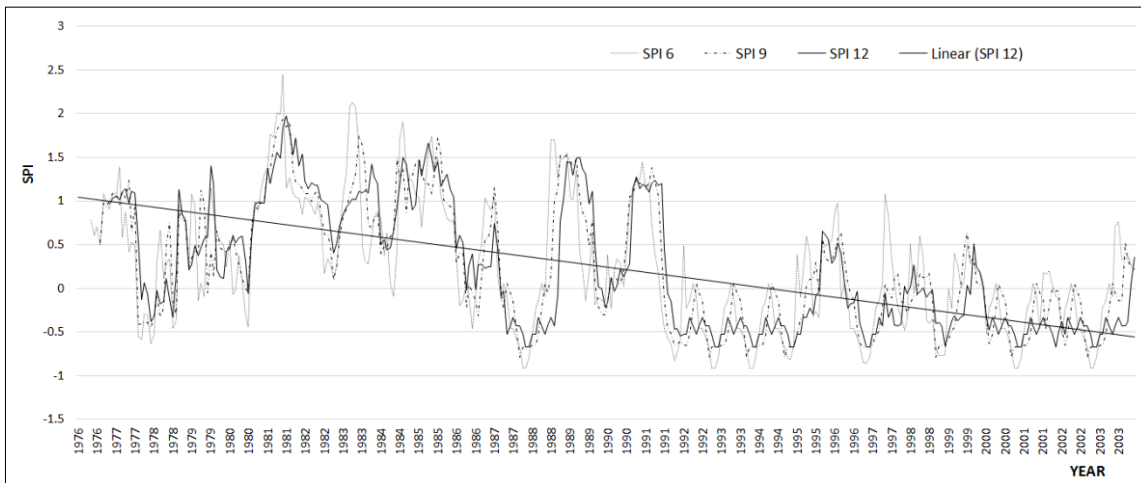


Figure 5. Standardized Precipitation Index (SPI) for 6, 9, and 12 months, La Mesa station. SPI linear trend for 12 months is also shown.

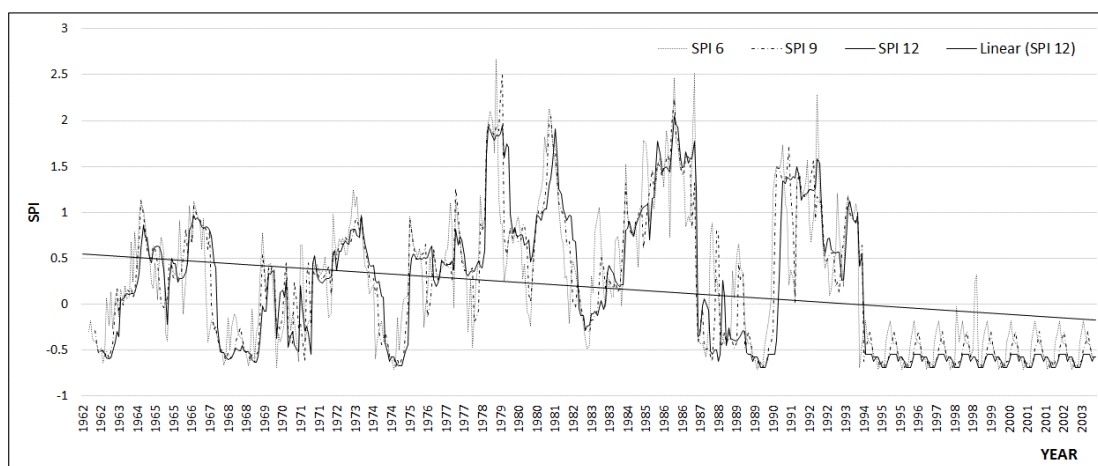


Figure 6. Standardized Precipitation Index (SPI) for 6, 9, and 12 months, Coyame station. SPI linear trend for 12 months is also shown.

Throughout the basin, especially since the nineties, a decrease in precipitation is observed. This trend is less pronounced in the upper part of the basin (La Boquilla station), and clearer and more significant in the middle (La Mesa station) and the lower area (Coyame station).

In addition, also since the nineties, a decrease is observed in climate variability, particularly in the lower part of the basin, the most arid zone. Thus, in the Coyame station, since 1994, SPI values are maintained in the range of dry or slightly dry, except for a rain event in 1998 that is recorded in the SPI 6. This behaviour contrasts with the precipitation variability observed in the 1975-1992 period, in which periods of high values of SPI alternated with other dry or slightly dry periods.

In the middle part of the basin, characterized by the La Mesa station, it is also observed a decreasing precipitation trend since 1990. Since then, there have been no recorded SPI values above 1.5, as happened several times in the registry between 1980 and 1990. In fact, since 1990 the SPI 12 no reached values greater than 1, indicative of moderately humid climate, remaining since in then the range from 0.5 to -0.5; which also indicates a decrease of climate variability.

Finally, in the upper part of the basin, characterized by La Boquilla station, a decrease in precipitation is also observed since the nineties. At this station, located in the area of highest rainfall of the basin, the trend is less evident. However, it can be seen that while in the period from 1957 to 1985 several wet or moderately wet episodes were recorded,

since 1985 no SPI-12 values greater than 1 have been observed, and prolonged periods of moderate drought were observed in the years 1989-1992 and 2000-2002.

In general, in all records analysed, the linear regression curve (which can only be considered as indicative of a trend) is clearly negative. In short, there is already an observable tendency to increased dryness in the basin.

Moreover, the decrease in rainfall variability is also a major problem for water management in the basin. This is because they have often been the extraordinary rains that have produced surpluses in the basin, spills, and transfers to the lower Rio Grande basin, which has allowed the fulfilment of the commitments of Mexico with the United States, provided in the 1944 Treaty.

These observed trends are in accordance with the provisions of climate change scenarios for the basin. Rivas Acosta, Güitron de los Reyes, & Ballinas González (2010) implemented a multi-model and downscaling analysis and conducted a detailed analysis of the Conchos River basin. As a result, they estimate that the decline in rainfall at the end of the century will be between 15 and 21% over that recorded historically until 2009, by the SRES A2 scenario.

Rivas Acosta, Güitron de los Reyes, & Ballinas González (2010) conducted an assessment of the expected variations in runoff for the Conchos River using the so-called indirect method recommended by the National Water Commission (Comisión Nacional del Agua, 2015). For the A2 scenario, they predict decreases in runoff between 23 and 27% by the end of the century, as shown in Figure 7. These estimates will be considered in the dynamic simulation model to calculate the decrease in water availability.

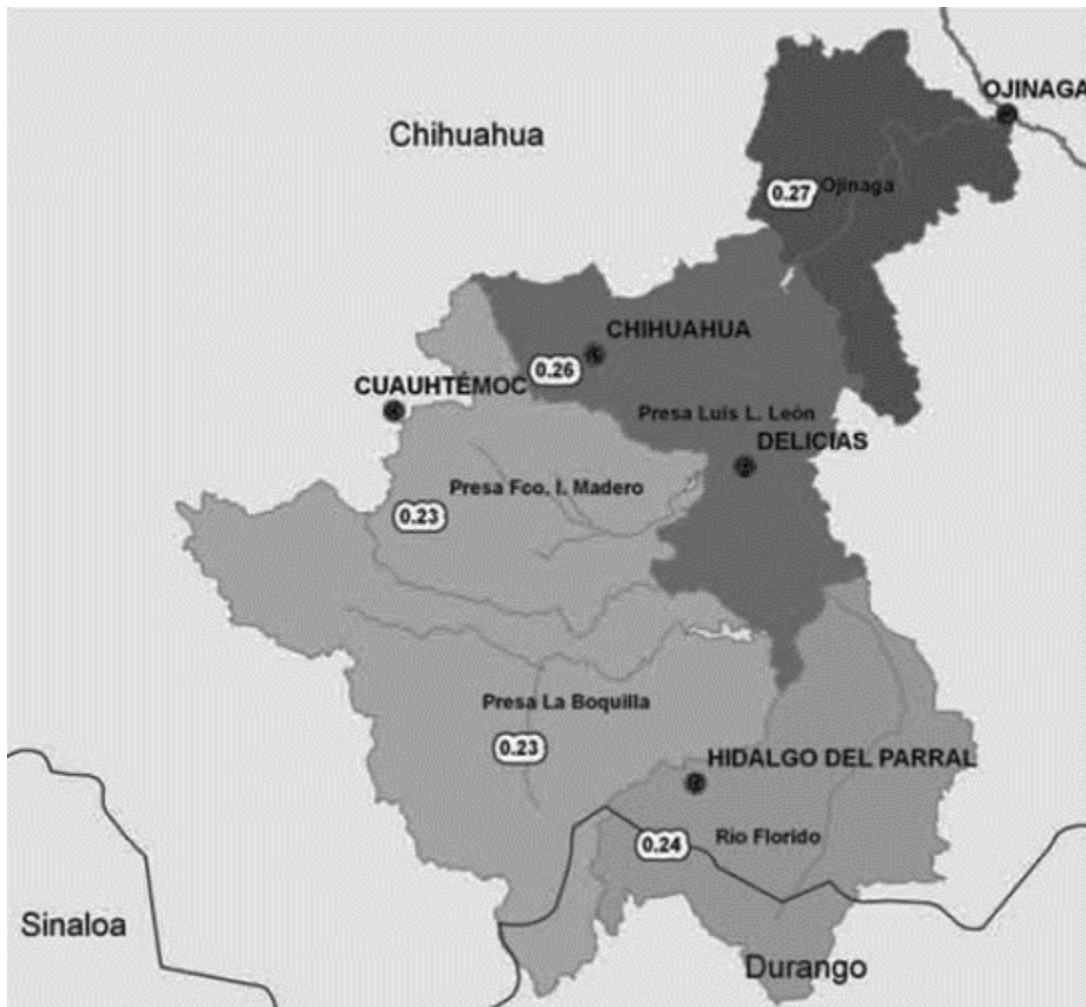


Figure 7. Changes expected in the natural availability in the Conchos River basin towards the end of the century, on the A2 scenario. Percent of decrease. (Rivas Acosta, Güitron de los Reyes, & Ballinas González, 2010).

Dynamic Simulation Model

Figure 8 shows the dynamic simulation model in Vensim. The main water uses considered are agricultural demand, which is separated for each of the irrigation districts, and which will change due to the effects

of climate change; and urban water demand, which will be modified mainly by population increase.

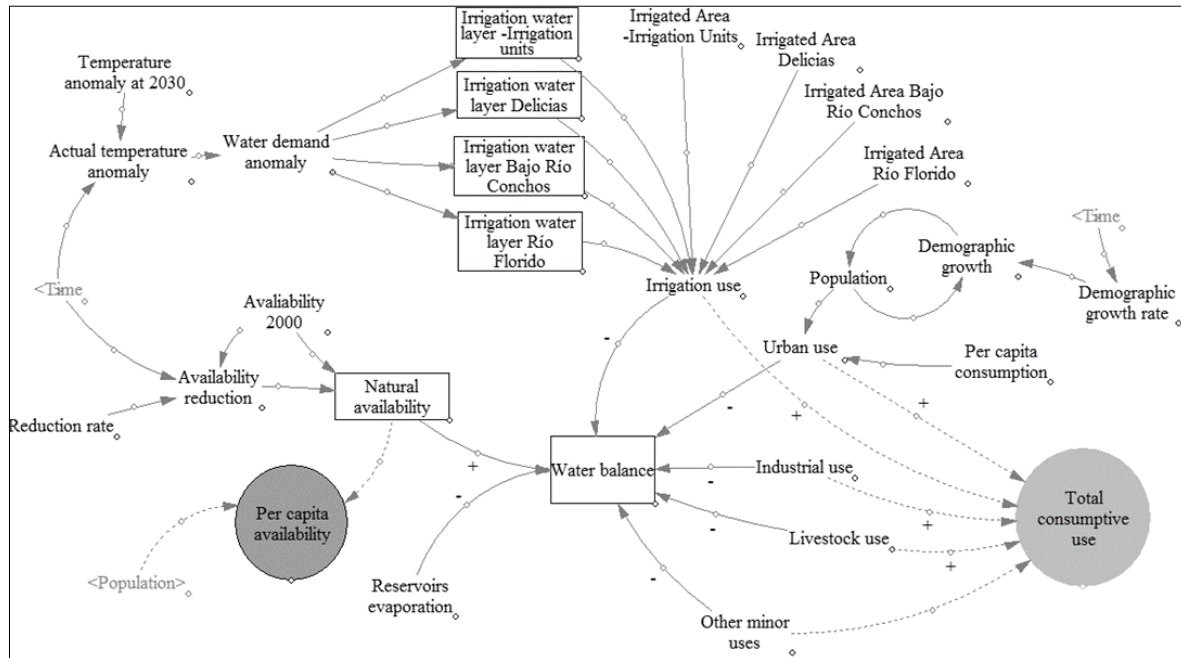


Figure 8. Dynamic model of the Rio Conchos Basin.

The basic information considered for modelling consisted on the water demands for different consumptive uses—agricultural, urban public, industrial, livestock and other minor uses—as well as population and surface irrigation data. This basic information was obtained from the study on water availability in the basin, published by the National Water Commission (Conagua, 2011). In the simulation model, the irrigation demands used were those reported by the National Water Commission in the agricultural statistics report (Conagua, 2015).

In the model, three scenarios were simulated, one without considering climate change and two others considering climate change under the A1B and A2 scenarios. In these scenarios we use the above mentioned results of Rivas Acosta, Güitron de los Reyes, & Ballinas González (2010) for changes in water availability; and RCP 6.0 and 8.5 for temperature scenarios, published by the National Institute of Ecology and Climate Change (INECC, 2016). The resulting changes in

temperature, population, and natural availability due to climate change are shown in Table 4.

Table 4. Simulated scenarios with and without climate change effects.

SCENARIO	Population increase 2010-2030	Change in water availability 2010-2030	Change in temperature (°C) 2010-2030
BASELINE SCENARIO	289,000	0	0
SCENARIO 1	289,000	-17%	+1.5 °C
SCENARIO 2	289,000	-20%	+2 °C

The increase in urban water demand is related directly to population growth. According to population projections, there will be a declining growth rate of 0.01 per year in 2010 to 0.006 in 2020. The model assumes that the population growth rate will stabilize, as of 2020, at 0.005 annually.

The increase in agricultural water demand due to climate change is calculated by considering the change in the consumptive use caused by the change in temperature. For this purpose, the Blaney-Criddle method is used, which was developed in the same climatic region in the United States, and has produced good results in Mexico. It is the method recommended by the Ministry of Agriculture of Mexico (Sagarpa-Colegio de Postgraduados, 2008).

The dynamic model was validated with the water balance data produced by the National Water Commission (Conagua, 2011). With a total availability in the basin of 2,254.9 Hm³, the difference between the dynamic model results and those calculated by Conagua in the water balance at the basin outlet is 36.8 Hm³, which is considered a good approximation.

The first scenario, referred to as the "baseline scenario" in this paper, does not consider the effects of climate change, but only the effects of population growth. Subsequently, the results of two climate change

scenarios were tested. In Scenario 1 a temperature increase of 1.5°C and a decrease in water availability of 17% between 2000 and 2030 were considered. The second scenario considered an increase in temperature of 2°C and a decreased water availability of 20% between 2000 and 2030.

Figure 9 shows the results of change in the total consumptive use in those three scenarios. The most important impact on water use in the basin is agriculture, which accounts for over 90% of the total, so the increase in water irrigation demand caused by climate change is very relevant. In the baseline scenario, however, in which only the population growth impact the water demand, increased consumptive use is much more moderate.

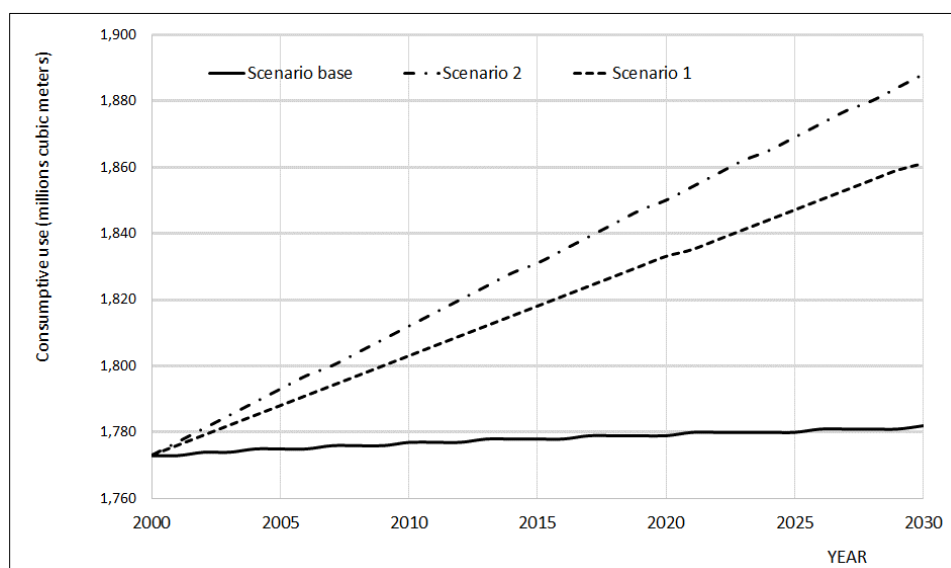


Figure 9. Change in total consumptive use in the basin under various scenarios, with and without climate change.

The water balance of the basin, meanwhile, would change dramatically in the coming years, becoming negative in eight years, in scenario 2, and in 13 years, in scenario 1, as shown in Figure 10. In the case of a scenario without climate change (baseline scenario), the water balance would decline slightly, which is almost not perceptible in the graph, as a result only of population increase.

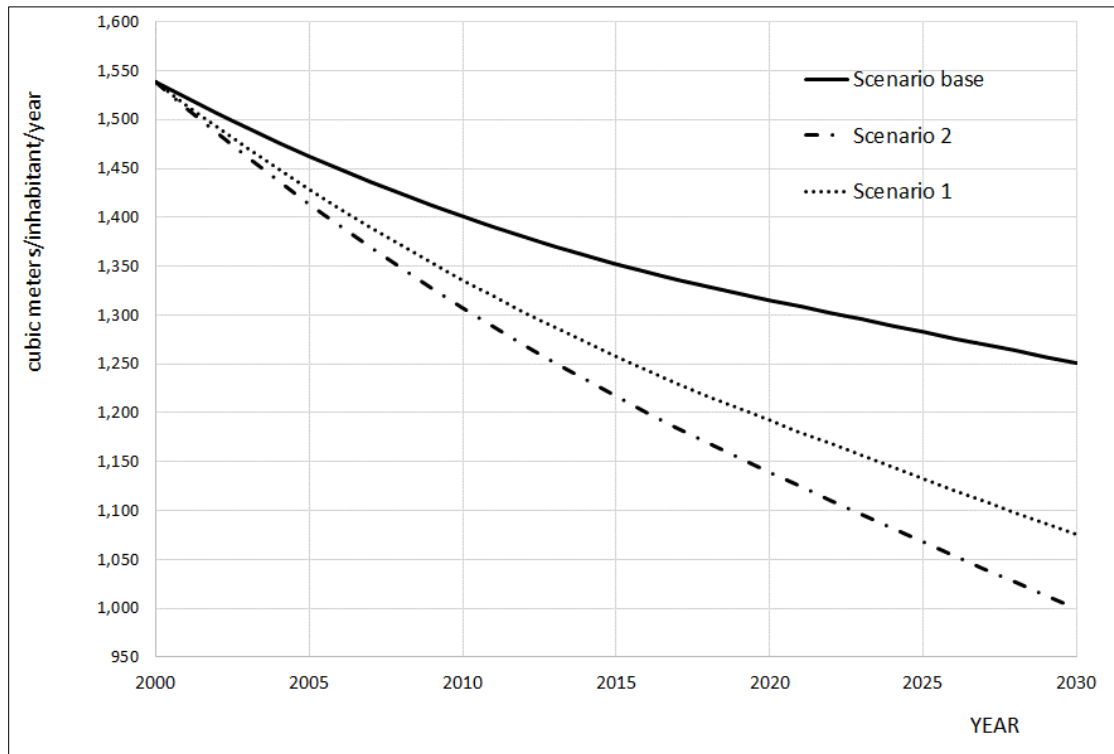


Figure 10. Change in the water balance in the basin under different scenarios, with and without climate change.

Finally, the water availability per inhabitant would exhibit the variation shown in Figure 11, approaching the condition of extreme scarcity at the end of the analysis period.

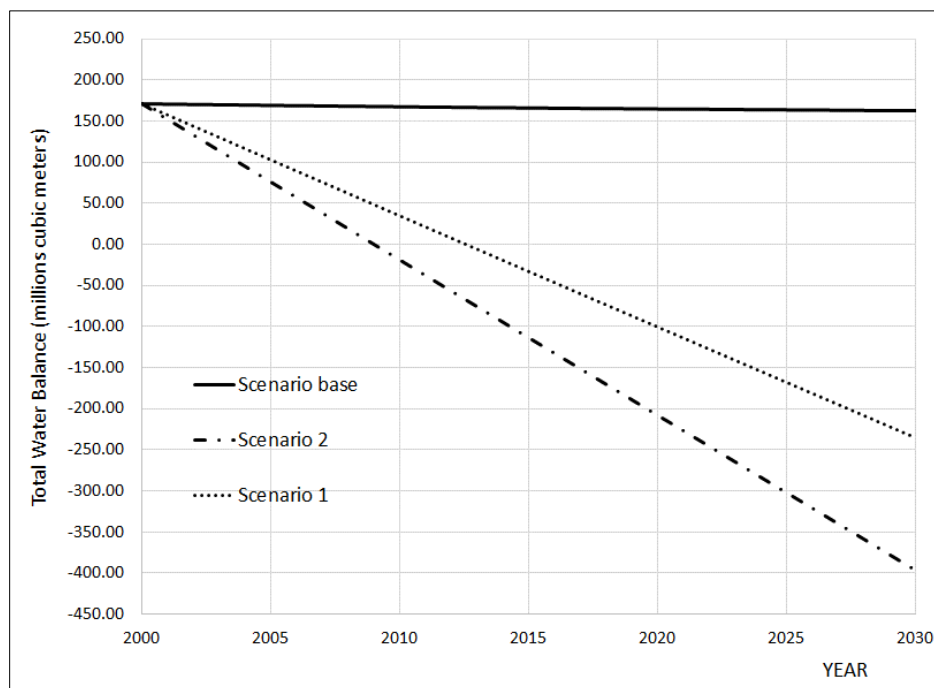


Figure 11. Change in per capita water availability in the different scenarios.

Sensitivity Analysis

As the previous results shown, the main driving forces of the system are those related with climate change. Both, the diminishing of the natural availability and the increase on irrigation water demand. As these parameters are scenarios dependent, it is important to study the system sensitivity in relation with them.

Hence, a Montecarlo analysis was performed, with the aim of analyse the system behaviour against variations of climate change variables. We use a range of water availability variation between -10 until -25%; and a range of temperature variation between +0.5 °C to 2.0 °C. A uniform probability distribution was used in the Montecarlo analysis.

The resulting sensitivity range is shown in figure 12, for the water balance reduction effect of climate change in the system. With a

probability of 95%, the water balance will result reduced among 260 and 610 millions of cubic meters.

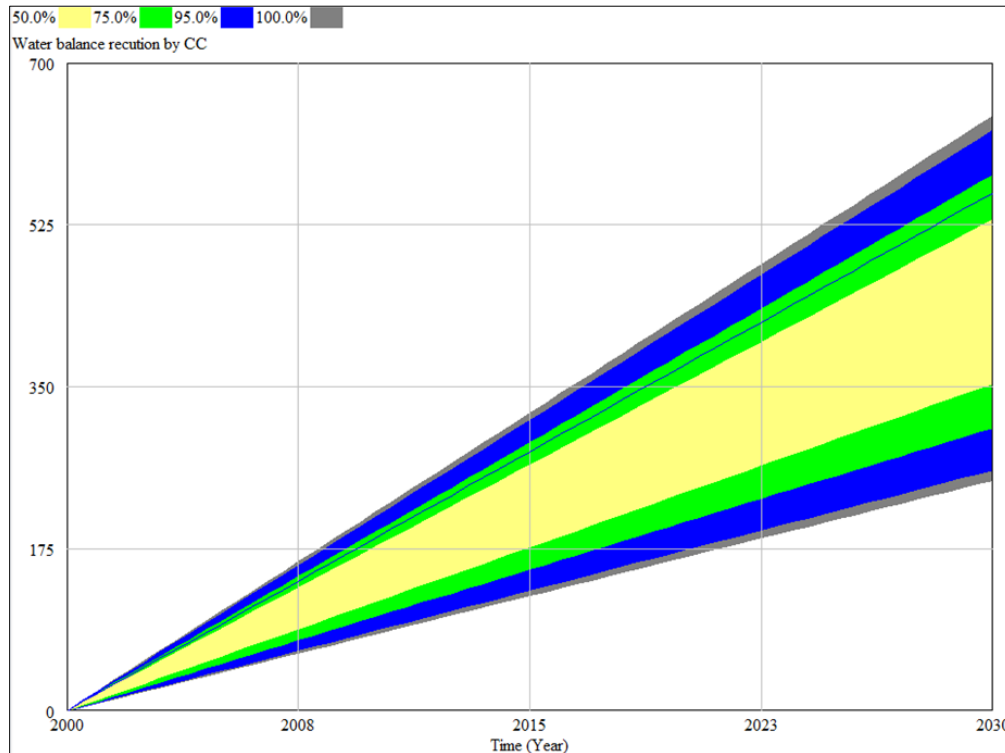


Figure 12. Sensitivity analysis of climate change variables effect over the system. Water Balance reduction (Hm^3).

Adaptive dynamic model

It is evident that it is impossible the water management in the watershed with a negative water balance. Hence, we develop an adaptive dynamic model, through which we can calculate the farming surface land what could it be irrigated with the water available reduction and the demand increase due to climate change, under the scenarios described above.

Figure 13 shows the adaptive dynamic model. In this case, the irrigation surface will change, adjusting the water availability. The rest of the water uses, because they are very small, will remain without any adjust. That is, the climate change adaptation must happen in the irrigation system.

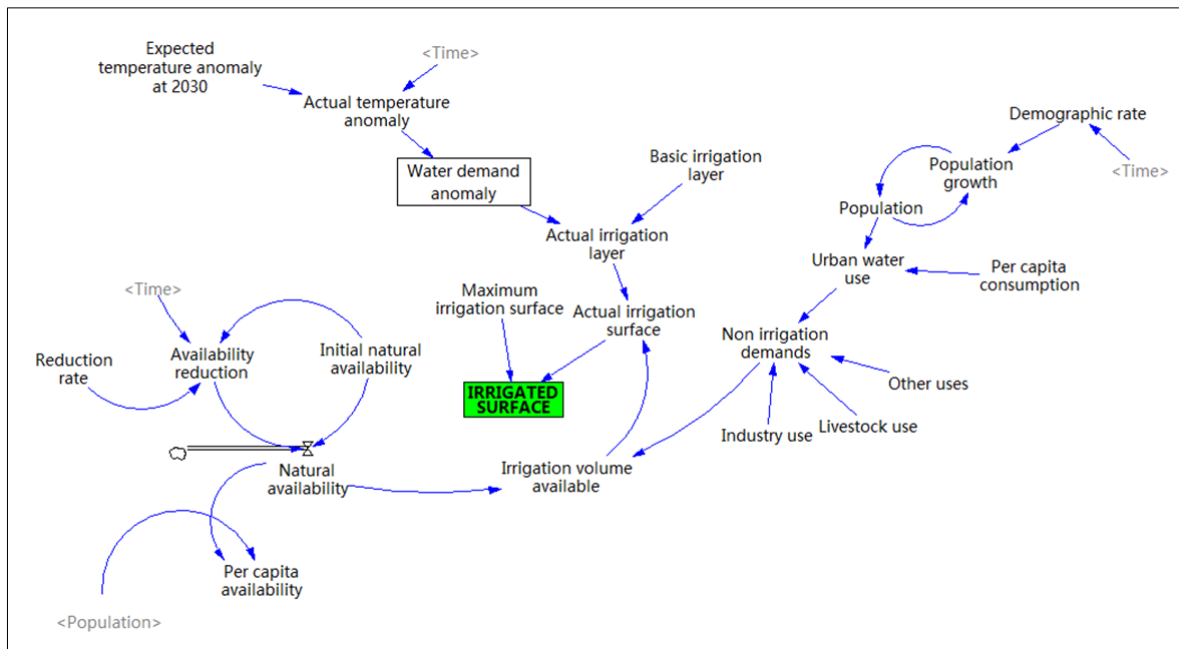


Figure 13. Adaptive dynamic model.

The changes in the resulting irrigated land are presented in figure 14, under the three simulated scenarios. The irrigation surface reduction, at the end of the period analysed, could be among 18,160 Ha in the scenario 1, until 20,990 Ha in scenario 1. This means a reduction between 15.7% and 18.2% with respect to the total irrigation surface now a day.

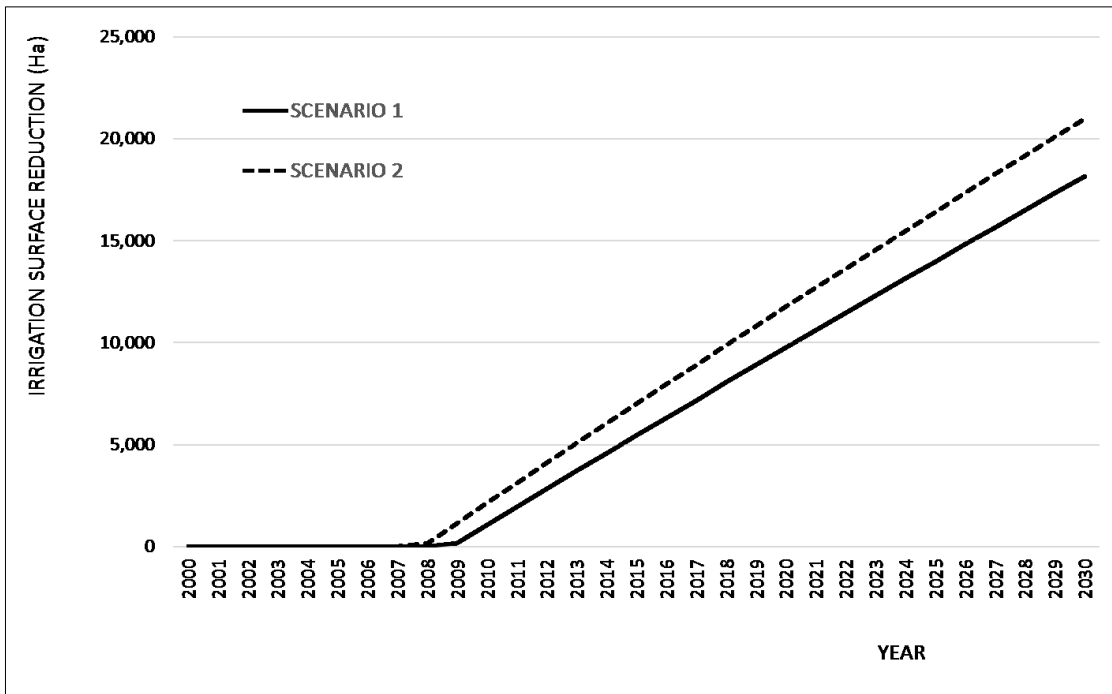


Figure 14. Irrigation surface reduction (Ha).

Conclusions

The Conchos River basin contributes with 87% of the volume that Mexico must deliver to the United States under the Treaty of Water Distribution between the two countries. The hydraulic infrastructure built in the Conchos River basin uses virtually all the water in average years, and the fulfilment of Mexico's commitments has been historically achieved with contributions from rainy years. Because of the great historical hydrological variability, this criterion had allowed compliance with the Treaty on the five-year cycles mentioned above. However, as shown in this text, precipitation in the basin is declining, most likely due to climate change. Another concern is that variability is decreasing, with fewer years of extreme high precipitation. Climate change models predict significant temperature increases in this region and decreases in natural water availability.

To estimate the future effects of population growth and climate change on the water balance, a dynamic simulation model was developed, which estimates the effects of these variables on the average water availability and water balance in the basin. In the two climate change scenarios, within 8 to 11 years, the water balance of the basin will become negative, i.e., it will not be possible to meet the demand of water allocated in the basin. As the adaptive dynamic model has shown, without adaptation measurements, the irrigation surface will be drastically reduced. In order for Mexico to meet the demands of its own water users in the basin as well as its commitments established in the Water Treaty with the United States, an extensive program of climate change adaptation must be designed and implemented immediately, based basically on irrigation efficiency, but considering also the care and rational use of water by the population in urban centers

Acknowledgements

This paper is part of the research project 248 080 'Integrated Water Management of the Rio Grande Basin under Climate Change Scenarios', funded by the National Council of Science and Technology of Mexico (CONACYT).

References

- Abadi Khalegh, L. S., Shamsai, A., & Goharnejad, H. (2015). An analysis of the sustainability of basin resources using Vensim model. *KSCE Journal of civil engineering*, 19(6), 1941-1949.
- Aparicio, F. J., Ortega, E., Hidalgo, J., & Aldama, A. (2009). Recursos hídricos en la frontera norte. Jiutepec, Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Cerano-Paredes, J., Villanueva-Díaz, J., G., Avila-Arreola, J. D., Sánchez-Cohen, I., Valdez-Cepeda R. D. & García-Herrera, G. (2009). Reconstrucción de 350 años de precipitación para el suroeste de Chihuahua, México. *Madera y Bosques*, 15(2), 27-44.
- Chavez, O. E. (1999). The 1994-1995 drought, what did we learn from it?: The mexican perspective. *Natural Resources Journal*, 39(Winter), 35-60.
- Comisión Nacional del Agua. (2015, marzo 27). NOM-011-Conagua-2015- Que establece las especificaciones y el método para determinar la

disponibilidad media natural de las aguas nacionales. Diario Oficial de la Federación.

Conagua. (2011, junio 2). Acuerdo por el que se da a conocer el resultado de los estudios técnicos de la región hidrológica número 24 Bravo-Conchos. Diario Oficial de la Federación.

Conagua. (2014). Atlas del agua en México 2014. México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua. (2015). Estadísticas agrícolas de los distritos de riego 2013-2014. México: Subdirección General de Infraestructura Hidroagrícola.

Florescano, E. (2000). Breve historia de la sequía en México. Ciudad de México, Distrito Federal, México: Consejo Nacional para la Cultura y las Artes.

Goncalves, J. C., & Giorgetti, M. F. (2013). Mathematical model for the simulation of water quality in rivers using the Vesnim PLE software. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 7(1), 48-63.

Hayes, M., Svoboda, M., Wall, N., & Widhal, M. (2011). The Lincoln declaration on drought indices. *American Meteorological Society* (April), 485-488.

ICSID. (2007, June 19). ICSID Case No. ARB (AF)/05/1. Retrieved from International Water Law Project: www.waterlaw.org

INECC. (2016, junio 16). Escenarios de cambio climático. Retrieved from INECC Cambio Climático: <http://escenarios.inecc.gob.mx/>

Martinez-Austria, P., Derbez, L., & Giner, M. E. (2013). The US-Mexico institutional arrangement for transboundary water governance. In *Free Flow. Reaching water security through cooperation*. (pp. 182-197). Paris: Tudor Rouse and UNESCO.

Mexico-USA. (1944, February 3). USA and Mexico Treaty on the Utilization of waters of Colorado and Tijuana Rivers and of the Rio Grande. Retrieved from <http://www.ibwc.state.gov/Files/1944Treaty.pdf>

Ortega Gaucin, D. (2013). Impacto de las sequías en Nuevo León. *Ciencia UANL*(63), 8-14.

Rivas Acosta, I., Güitron de los Reyes, A., & Ballinas González, H. (2010). Vulnerabilidad hídrica global: aguas superficiales. In P. Martínez Austria, & C. Patiño Gómez (Eds.), *Atlas de vulnerabilidad hídrica de México ante el cambio climático* (pp. 81-114). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del agua.

Rubinstein, C. (2015). The price Texas pays for Mexico's water debt. (T. W. Institute, Ed.) Texas Water Journal, 6(1), 1-10.

SAGARPA - COLEGIO DE POSTGRADUADOS. (2008). Estimación de las demandas de consumo de agua. México: Secretaría de Agricultura, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-01-09

Notas

Hacia el inventario de flujos de carbono en aguas tropicales: unificar métodos
Towards the construction of a carbon fluxes inventory of tropical waters: a unifying method pipeline

Patricia M. Valdespino-Castillo¹

Martín Merino-Ibarra²

Jorge A. Ramírez-Zierold³

Fermín S. Castillo⁴

Roberto González de Zayas⁵

Vladislav Carnero-Bravo⁶

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM 04510 México, D.F. México. Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria. 04510, México, D.F. México. pancronica@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-2998-4627>

²Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria. 04510, México, D.F. México. mmerino@cmarl.unam.mx, <https://orcid.org/0000-0002-6690-3101>

³Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM 04510 México, D.F. México. jramirezzierold@yahoo.com.mx

⁴Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria. 04510, México, D.F. México. castillo@cmarl.unam.mx

⁵Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros. Cayo Coco. Morón. Ciego de Ávila, 69400. Cuba. cuba.robe@gmail.com

⁶Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM 04510 México, D.F. México. vladislavc@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-0237-2786>

Autor para correspondencia: Martín Merino-Ibarra,
mmerino@cmarl.unam.mx

Resumen

Recientemente se ha revalorado la relevancia de los sistemas acuáticos epicontinentales en el ciclo global del carbono, ya que éstos tienen una gran capacidad de ser tanto sumideros de carbono, hacia sus sedimentos, como fuentes de carbono atmosférico. Sin embargo, la información acerca de los sistemas tropicales es aún heterogénea y escasa, situación particularmente crítica, dado que estos sistemas enfrentan problemas crecientes en el panorama del cambio global, contaminación y eutrofización incluidas, particularmente esta última, así como impactos de las estrategias de manejo (e.g., cambios en el nivel de agua). El estudio de la dinámica del oxígeno, criticado en el pasado, ha sido retomado y hoy es nuevamente utilizado ampliamente para estimar la producción primaria y la respiración ecosistémica ante la urgencia por estimar los flujos de carbono asociados a los sistemas acuáticos. Se revisan aquí, por ello, los aspectos metodológico-conceptuales asociados a la implementación moderna del método de evolución del oxígeno y se discuten las ventajas y los problemas asociados a esta metodología, para facilitar y extender su aplicación a los sistemas tropicales, donde su implementación es muy conveniente. Se propone también una secuencia metodológica unificadora para hacer posible la comparación entre estudios, y el escalamiento de los flujos de carbono, tanto espacial como temporalmente. Los inventarios de carbono en diferentes escalas (espaciales y temporales) son necesarios para entender la participación y las respuestas de los sistemas acuáticos y regiones tropicales (en particular su papel como fuentes o sumideros de carbono) frente al cambio global.

Palabras clave: metabolismo, oxígeno, biogeoquímica, heterotrofia, producción, respiración, cambio global, escalamiento

Abstract

The relevance of inland waters in the global carbon cycle has been stressed recently, particularly because of a reassessment of their capacity for carbon exportation to the atmosphere and to the sediments. Global surveys have also highlighted the acute lack of information on tropical systems, which are exposed to crescent problems in the Global Change panorama, such as contamination and eutrophication, as well as important impacts related to water management strategies and water supply (e.g., water level fluctuations). Oxygen dynamics, a method left behind in the past, has been revised and is now being increasingly implemented to estimate primary production and ecosystem respiration due to the urgency to understand carbon fluxes in aquatic systems. Therefore the details (advantages and disadvantages) of modern implementation of oxygen dynamics are revised and discussed here, particularly oriented to facilitate and promote their application in tropical aquatic systems (where it seems an adequate strategy). We suggest a unifying method pipeline in order to obtain comparable results among systems, towards the construction of a carbon flux inventory at larger (spatial and temporal) scales. This effort would contribute to understand the role and responses of tropical aquatic systems and regions (particularly as carbon sources or sinks) facing Global Change.

Keywords: Metabolism, oxygen, biogeochemistry, heterotrophic, production, respiration, Global Change, upscaling

Recibido: 23/01/2017

Aceptado: 23/06/2018

Introducción

El estudio de la dinámica del oxígeno disuelto para evaluar la producción primaria (PP) y el metabolismo comunitario (definido como el balance entre la producción y la respiración) constituyó un parteaguas en la

comprensión de los flujos de materia y energía de los ecosistemas (Odum, 1956).

El desarrollo de otras técnicas como la incorporación de ^{14}C también impulsó y enriqueció los estudios de PP. Sin embargo con este método la interpretación es compleja por la refijación de parte del ^{14}C respirado y por la excreción de carbono marcado (Marra, 2002), además de las subestimaciones variables de las tasas, que se ubican entre la fotosíntesis bruta y la neta (Bender, Orchard, Dickson, Barber, & Lindley, 1999) entre otras complejidades.

Aún así, el uso extendido del ^{14}C limitó los estudios de balance metabólico usando la dinámica del oxígeno, a pesar de que estos últimos permiten evaluar la autotrofía o heterotrofía a escala comunitaria-ecosistémica. Esto implicó asimismo una disminución de las estimaciones de respiración comunitaria durante décadas (Smith & Kemp, 1995; Behrenfeld & Falkowski, 1997).

En contraste, recientemente se ha señalado la relevancia de los sistemas acuáticos continentales en el ciclo planetario del carbono (Duarte & Prairie, 2005; Cole *et al.*, 2007), dado que presentan, por ejemplo, tasas más altas de exportación de carbono hacia los sedimentos que los sistemas oceánicos (Tranvik *et al.*, 2009).

Este tipo de información es hoy crucial para enfrentar los desafíos del cambio ambiental (p. ej. cambios en los patrones de precipitación, en los umbrales de eutrofización, en el funcionamiento de los sistemas como sumideros o fuentes de carbono) a escalas de regional a planetaria (Guimaraes-Bermejo, Merino-Ibarra, Valdespino-Castillo, Castillo-Sandoval & Ramírez-Zierold, 2018).

Asimismo, continúa abierta la pregunta sobre si los sistemas acuáticos continentales funcionan, en su conjunto, como netamente autotróficos o como netamente heterotróficos (Cole *et al.*, 2007; Tranvik *et al.*, 2009). Más aún, se ha resaltado que esto se debe en gran medida a la escasez de datos de sistemas tropicales (St. Louis, Kelly, Duchemin, Rudd & Rosenberg, 2000; Tranvik *et al.*, 2009).

La comparación entre sistemas acuáticos tropicales y templados es también una prioridad para probar hipótesis generales en la Teoría ecológica y en la Limnología. Por ejemplo, se ha hipotetizado que el ciclaje de los nutrientes debería ser mayor en sistemas tropicales que en templados (Boulton *et al.*, 2008); si este comportamiento es generalizado o no -y si tiene un impacto sobre el balance metabólico de

los ecosistemas- son preguntas que, si no se enfocan con indicadores integrales del funcionamiento de los ecosistemas, requerirán de un esfuerzo experimental muy intenso para evaluar cada uno de los procesos involucrados.

Estudio del metabolismo de los ecosistemas acuáticos

Por todo ello, se ha formado una importante corriente de autores que respaldan nuevamente el estudio del metabolismo de los ecosistemas acuáticos (Staehr *et al.*, 2010) —incluyendo lagos (Solomon *et al.*, 2013), estuarios e incluso arrecifes coralinos— mediante el seguimiento de la evolución del oxígeno, debido a que es un método sencillo, útil y confiable que tiene la ventaja de permitir la evaluación de la respiración y, por tanto, de evaluar por separado las producciones bruta y neta (McKinnon, Logan, Castine & Duggan, 2013), contribuyendo eficazmente al entendimiento de los flujos de carbono. Este renovado interés se debe asimismo a la necesidad de estudiar con una misma estrategia los sistemas acuáticos tropicales frente al horizonte del cambio global (Staehr *et al.* 2012; Solomon *et al.*, 2013), ya que la multiplicidad de métodos y estrategias utilizados es una fuente importante de variación de los resultados, lo que dificulta su integración e interpretación (Cloern, Foster & Klekner, 2014).

La escasez (St. Louis, Kelly, Duchemin, Rudd & Rosenberg, 2000; Tranvik *et al.*, 2009) y heterogeneidad de la información disponible sobre sistemas tropicales se hacen patentes en la Tabla 1, derivado de una extensa revisión de la literatura. La forma en que se reportan los resultados revela la heterogeneidad con que se han hecho los escasos estudios, lo que dificulta tanto la comparación como el escalamiento de la información. Es particularmente notorio el escasísimo número de trabajos en los que se reportan la respiración y el balance metabólico (P:R en la Tabla 1), incluyendo la mayoría de ellos exclusivamente la producción primaria. Adicionalmente, muchos estudios reportan las tasas metabólicas solamente en unidades volumétricas (sección inferior de la Tabla 1), lo que implica que no consideraron la variabilidad vertical

ni la integración en este eje. Similarmente, muchos estudios reportan las tasas horarias, sin la necesaria integración temporal sobre el ciclo diurno completo. Como se discute en detalle más adelante, ambos aspectos son cruciales para permitir la comparación entre sistemas, así como la integración y escalamiento regional de la información.

Tabla 1. Producción primaria bruta (PB), producción primaria neta (PN) y respiración comunitaria (R) en sistemas acuáticos continentales tropicales. En la parte superior se muestran estudios que reportan estas tasas integradas por área/fotoperiodo ($\text{gC m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), mientras que en la inferior aquellos que reportan las tasas volumétricas y/o horarias con sus respectivas unidades.

Sistema	Estado trófico*	Profundidad	PP Bruta (PB)	PP Neta (PN)	Respiración (R)	P:R	Unidades	Referencia
			tasas integradas por área				gC m ⁻² día ⁻¹	
Alchichica, México	Oligotrófico	P	2.9	0.84	2.029	4.39		Oseguera et al. 2015
Chapala, México	Oligo-mesotrófico	S	0.27					Lind <i>et al.</i> 1992
Shahidullah, Bangladesh	Mesotrófico		4.2		3.7	1.15		Khondker y Kabir 1995
Valle de Bravo, México	Eutrófico	P						Valdespino-Castillo <i>et al.</i> 2014
Zona trofogénica			2.1	0.49	3.9	0.54		
Todo el sistema			2.1	-1.1	6.1	0.34		
Quebrada Seca, Venezuela	Hipertrófico		1.8 – 3.5					González <i>et al.</i> 2003
La Mariposa, Venezuela	Hipertrófico		0.9 – 2.6					
Pao Cachinche, Venezuela	Hipertrófico		2.5 – 6.8					
	Hipertrófico		1.0 -6.8	0.5 - 3.9	0.3 - 5.2			González <i>et al.</i> 2004
Lago Xolotlán, Nicaragua	Hipertrófico		4.6 – 6.8					Erikson <i>et al.</i> 1998, 1999
Río Ganges, India			0.9 – 1.02					Natarajan 1989
Chang Jiang, Yangtze, China			1.15 – 3.61					Liang <i>et al.</i> 1988
Lago Lanao, Filipinas			2.6	1.7				Lewis 1974
Tres pozas tropicales, India								Vijayaraghavan 1971

Poza Othakadai			1.5 – 15.8					
Estanque Teppakulam			2.0 – 8.0					
Poza Yanamalai			1.05 – 5.4					
Oloiden, Kenia			1.58 – 4.54					Allanson 1990
Bosomtwe, Ghana			4.73	0.38	4.34	1.1		Awortwi 2010
			(PB)	(PN)	(R)		Unidades	
			tasas volumétricas					
Río Jharahi, India			0.04 – 0.42	0.02 – 0.31	0.02 – 0.11		mgC l ⁻¹ h ⁻¹	Pratap y Khatibullah 2014
Chapala, México	Oligo-mesotrófico	S	0.067				gC m ⁻³ día ⁻¹	Dávalos-Lind y Lind 2001
Parque Norte, Colombia	Eutrófico		62 – 791		0 – 1074		mgC m ⁻³ h ⁻¹	Ramírez y Alcaráz 2002
Los Tunjos, Colombia			10				mgC m ⁻³ h ⁻¹	Gaviria 1991
Embalse Chisacá, Colombia			90				mgC m ⁻³ h ⁻¹	Gaviria 1991
Embalse La Regadera, Colombia			112				mgC m ⁻³ h ⁻¹	Gaviria 1991
F. José de Caldas, Colombia			119				mgC m ⁻³ h ⁻²	Arboleda y Ramírez 2002
Tequesquitengo, México		P	0.079	0.041			mgC h ⁻¹	Hernández Becerril y Tapia Peña 1987

*Datos ordenados por estado trófico (reportado) y por tasas integradas (por área, por día al principio de la tabla); y volumétricas, en la parte inferior. P=profundo; S=somero

La escasez y heterogeneidad de los estudios en los sistemas acuáticos tropicales contrasta con la urgencia para enfrentar las preguntas abiertas, y determinar si su capacidad para exportar carbono hacia los sedimentos o hacia la atmósfera está cambiando debido al aumento de la temperatura atmosférica o a otras consecuencias del cambio global. Al respecto, uno de los pocos estudios de largo plazo en sistemas tropicales mexicanos muestra un balance metabólico que tiende hacia la heterotrofia neta ($P:R < 1$), con una respiración alta y mayor que en muchos sistemas templados (Guimaraes-Bermejo, Merino-Ibarra, Valdespino-Castillo, Castillo-Sandoval & Ramírez-Zierold, 2018), cuestionando lo propuesto en este sentido a nivel global (Duarte & Prairie 2005; Cole *et al.*, 2007).

Evaluación del metabolismo acuático mediante la evolución del oxígeno

Por lo antes expuesto, suscribimos el exhorto a multiplicar las evaluaciones del metabolismo acuático mediante la evolución del oxígeno (Staehr *et al.*, 2010; Solomon *et al.*, 2013; Cloern, Foster & Klekner, 2014) para contribuir eficazmente al entendimiento de los flujos de carbono. Por nuestra parte, consideramos adicionalmente que, de entre las opciones para evaluar la dinámica del oxígeno (Staehr *et al.*, 2012), el método de las incubaciones en botellas claras y oscuras tiene ventajas importantes, que lo hacen muy conveniente para el estudio sistemático de los sistemas acuáticos continentales tropicales, como son: 1) que es un método de alta precisión que se puede llevar a cabo con una infraestructura modesta, 2) que es recomendable su aplicación en sistemas con estado trófico avanzado (Zhang, Berberian & Wanninkhof, 2002) que es el método más funcional en sistemas con influencia del viento, en los cuales la difusión de oxígeno atmosférico afecta considerablemente las mediciones en aguas abiertas (Nöel *et al.*, 2010; Valdespino-Castillo, Merino-Ibarra, Jiménez-Contreras, Castillo & Ramírez-Zierold, 2014).

Para favorecer el uso extendido, efectivo y comparable de esta estrategia en los sistemas acuáticos tropicales, en la Figura 1 hemos integrado las consideraciones conceptuales y técnicas que percibimos relevantes y de utilidad para su implementación en distintos sistemas y para la obtención de información comparable y de buena calidad, las cuales discutimos en detalle a continuación.

El primer paso para la implementación exitosa de un estudio de balance metabólico es la consideración de las características limnológicas del sistema, en particular las relacionadas con su distribución de oxígeno disuelto (Figura 1, Tabla 1) para diseñar la estrategia de incubación. Otras de las definiciones y precauciones indispensables tienen que ver con los aspectos críticos del método de incubaciones en botellas claras y oscuras, que -si no se atienden- pueden implicar desventajas en su uso: a) es una técnica que requiere entrenamiento previo de los operadores,

por lo que éste es un componente clave de su implementación exitosa. En particular, es crucial que se domine la técnica de colecta de agua sin alteración alguna de la concentración de oxígeno. b) Se conoce que la multiplicación de los microbios sobre las paredes de las botellas puede causar sobrestimación de la respiración (Lee & Fuhrman, 1991). Este efecto puede minimizarse utilizando botellas de baja rugosidad (cristal) y evitando que sean muy pequeñas, siendo 60 ml el volumen mínimo recomendado. c) En sistemas oligotróficos se requiere realizar incubaciones largas (en escala ~diurna) para registrar variaciones significativas de oxígeno (Figura 1).

Debido a que las tasas metabólicas varían con la temperatura y la luz, es conveniente realizar las incubaciones *in situ*. Sin embargo, si se prefiere aprovechar las ventajas que ofrecen las incubaciones en el laboratorio (Azevedo, Duarte & Bordalo, 2006) debe tenerse presente que es necesario emular lo más posible el hábitat natural al hacerlo (Figura 1). En cualquier caso, es muy importante utilizar múltiples réplicas, así como evitar la entrada de herbívoros durante la colecta del agua, y lograr un control riguroso de la interacción con la atmósfera de las muestras colectadas para evitar errores por difusión de oxígeno (Valdespino-Castillo, Merino-Ibarra, Jiménez-Contreras, Castillo & Ramírez-Zierold, 2014).

Al respecto, cabe recordar que en otros métodos, como la estimación de la fugacidad de CO₂, se requiere un control del intercambio de gases similarmente riguroso. Más aún, el cálculo de los flujos de carbono a partir de la alcalinidad total, el carbono inorgánico disuelto y el pH, requiere determinaciones de muy alta precisión y consideración de las particularidades fisicoquímicas del sistema, que tienen mucho peso en estos equilibrios. Así, la serie de consideraciones y precauciones necesarias para aplicar estos métodos es aún más extensa y crítica (Dickson & Goyet, 1994) que en el caso de la dinámica del oxígeno.

Para el análisis de la dinámica del oxígeno (sea usando botellas o sensores) es necesario y conveniente integrar las tasas instantáneas (por volumen, por hora) a tasas por área y por día, que permiten comparar la información entre sistemas (Behrenfeld & Falkowski, 1997) (ver Figura 1). Para ello, es muy importante realizar mediciones nocturnas de la respiración comunitaria *in situ*, (que están entre las mediciones que menos se han realizado) para evitar el uso de estimaciones indirectas, como la de la "respiración en la oscuridad" (*en inglés* dark respiration, que es una fracción de la fotorrespiración,

(Geider & Osborne, 1989), que en la realidad pueden tener variaciones importantes entre distintos sistemas y condiciones.

Conocimiento del sistema

- ¿Sistema con o sin influencia de viento?
- ¿Sistema somero, profundo?
- Régimen de mezcla ¿Monomítico, polimítico?
- Profundidad de la capa mezclada ¿Hipolimnion anóxico?

Sistema oligotrófico
Botellas claras y oscuras¹
(incubaciones largas)²
Réplicas experimentales y analíticas
Sensores *in situ*

Sistema eutrófico
Botellas claras y oscuras¹
(incubaciones mas cortas)³
Réplicas experimentales y analíticas
Sensores *in situ* (difícil de implementar)⁴

Profundidad
Zona eufótica, incubaciones *in-situ* a diferentes profundidades (apropiado)⁵
Reproducir el ambiente de luz en incubaciones en laboratorio (apropiado)⁶

Heterogeneidad espacial
¿PP de macrófitas/bentos, productores primarios dominantes?
¿fitoplancton/bacterioplancton?, ¿considerar incubaciones separadas?
¿caracterización del fito o bacterioplancton?

Ambiente fisicoquímico
Temperatura, profundidad de oxiclina, profundidad de Secchi
Ambiente de luz (intensidad y longitud del fotoperiodo)
¿Máximo de clorofila en profundidad?; estado trófico reportado⁸

Luz
Normalizar por condiciones de luz del día de incubación⁵
replicar en laboratorio las condiciones de luz/temperatura⁶
Estimar respiración asociada a las horas de luz y en oscuridad (en lo posible)

Tasas integradas
Profundidad (integración espacial), reportar tasas por área ($\text{mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)
Integración vertical al menos hasta la profundidad donde $\text{PN} = 0$ para la producción
Medición e integración adicional por debajo de esta profundidad para obtener la
Respiración Total del sistema

Integración temporal
Periodo de tiempo (Integración de tasas por día ^{7,8}), reportar en $\text{mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$
Integración por horas día (producción)
Integración por horas día + noche (respiración)⁹

Conversión a tasas de carbono
Factor PQ, RQ ^{10,11}, reportar en $\text{g C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$

Escalamiento de tasas de producción y respiración
Propagación del error ¹² (considerar el error asociado a cada estimación)

Series de tiempo
Tasas anuales (al menos una medición al mes en lo posible)⁷

¹ Staehr *et al.* (2012); ² Lee y Fuhrman (1991); ³ Zhang *et al.* (2002); ⁴ Noël *et al.* (2010);

⁵ Valdespino-Castillo *et al.* (2014); ⁶ Azebedo *et al.* (2006); ⁷ Cloern *et al.* (2014);

⁸ Behrenfeld y Falkowski (1997); ⁹ Geider y Osborne (1989); ¹⁰ Gazeau *et al.* (2005);

¹¹ Flores-Verdugo *et al.* (1988); ¹² Lehrter y Cebrián (2010).

Figura 1. Secuencia metodológica-conceptual hacia la construcción de un inventario de flujos de carbono tropicales usando la dinámica del oxígeno como estrategia.

Se presentan de forma secuencial las consideraciones conceptuales y técnicas a seguirse para obtener datos que permitan la comparación entre sistemas, así como su escalamiento espacial y temporal.

Para la obtención de tasas integradas representativas, resaltamos aquí también la importancia de que la distribución vertical de las incubaciones *in situ* sea definida a partir de las características de cada sistema, ya que el metabolismo es función tanto de la penetración de la luz en la columna de agua (por su efecto en la PP), como de la respiración comunitaria presente.

La integración vertical debe realizarse al menos hasta el punto de compensación, donde las tasas de producción y respiración se igualan (es decir, donde la producción neta, $PN = 0$). Este cálculo confiere al método un límite operativo y conceptual para la evaluación de la capa de producción (trofогénica), que no es homogénea verticalmente, por lo que deben incluirse en ella varios niveles de incubación.

Cuando interesa obtener el balance metabólico del sistema completo, es importante también realizar estimaciones de la respiración aeróbica por debajo de la capa trofогénica y hasta el fondo del sistema (Guimaraes-Bermejo, Merino-Ibarra, Valdespino-Castillo, Castillo-Sandoval & Ramírez-Zierold, 2018), en la medida en que la presencia de oxígeno disuelto las haga posibles. Sin embargo, en sistemas estratificados eutróficos, si el suministro físico de oxígeno (principalmente por difusión y mezcla vertical) no es suficiente, el sistema puede permanecer anóxico en el hipolimnion. En estas condiciones la respiración es anoxigénica y ya no puede resolverse con los métodos propuestos. En esta zona la química redox está dominada por los microorganismos presentes, algunos con capacidades para obtener energía sin usar el oxígeno (por ejemplo, reduciendo el nitrato).

En la integración espacial es asimismo importante establecer el valor potencial del bentos en el balance metabólico a nivel ecosistémico (que implica la interacción con el sedimento). En particular en sistemas someros, el estudio de la dinámica del oxígeno puede nutrirse de los principios generales anteriormente expuestos pero puede requerir de

estrategias metodológicas más complejas, como campanas de micro y mesocosmos.

Por último, otro aspecto importante a considerar en los estudios que requieren de un escalamiento (desde las tasas instantáneas hacia la escala ecosistémica y hacia tasas anuales), es que es necesario calcular la propagación del error estadístico acumulado en las integraciones y cálculos (Lehrter & Cebrián, 2010; Valdespino-Castillo, Merino-Ibarra, Jiménez-Contreras, Castillo & Ramírez-Zierold, 2014).

Conclusiones

En resumen, hemos señalado aquí que los estudios sobre metabolismo comunitario-ecosistémico (el balance entre fotosíntesis y respiración) representan una estrategia muy útil para estimar la magnitud de estos flujos en los sistemas acuáticos tropicales y para evaluar su papel como sumideros o fuentes de carbono; para lograr esto los datos obtenidos deben ser comparables y haberse obtenido tomando en cuenta diversos aspectos conceptuales y técnicos (propuestos en la secuencia metodológica de la Figura 1).

Al mismo tiempo, la evaluación de la información existente para los sistemas tropicales revela cuan escasos han sido este tipo de estudios hasta ahora, y evidencia la urgente necesidad de aportar información sobre los balances metabólicos y la exportación de carbono en los sistemas acuáticos continentales tropicales para poder incluirlos en los balances de carbono de mayor escala (inventarios generales o regionales) y aportar elementos para enfrentar el cambio global.

Finalmente nos parece pertinente cerrar esta propuesta con dos notas mirando, una hacia el pasado y otra hacia el futuro de los estudios relacionados con la producción primaria y el metabolismo.

Mirando hacia atrás, es procedente reconocer aquí que, aunque la estimación de la biomasa fitoplanctónica mediante la concentración de clorofila-*a* ha sido un indicador útil del estado trófico de los ecosistemas, no debe ser considerado directamente como una medida de PP (bruta o neta) y mucho menos, del metabolismo comunitario. Esta errónea

equiparación ha ocurrido frecuentemente en estudios de producción primaria (Harris 1986), y puede implicar errores significativos en la interpretación de resultados (Felip & Catalán, 2000).

Es importante tener presente que las tasas de producción y respiración son flujos metabólicos y por ello tienen un componente temporal y una dirección (son vectores); en contraste, la estimación de la biomasa es una medida estática. Adicionalmente, la clorofila-*a* es un estimador limitado de la biomasa fitoplanctónica, debido a las grandes variaciones inter-específicas: la relación biovolumen:clorofila depende de la estructura y forma de vida de las especies predominantes (Felip & Catalan, 2000), así como de variaciones intra-específicas (e.g., cambios en el contenido de pigmento por foto-aclimatación; Longhurst & Harrison, 1989).

Mirando hacia el futuro de los estudios metabólicos y de producción, es particularmente interesante visualizar que actualmente estamos en los albores de comprender la relevancia de la incorporación de carbono a la biomasa a través de metabolismos distintos a la fotosíntesis oxigénica (fotosíntesis anoxigénica o diversas vías de quimiosíntesis). Para entonces, es deseable que el uso de la dinámica del oxígeno para evaluar el metabolismo ecosistémico sea una herramienta ampliamente utilizada en los ecosistemas acuáticos tropicales.

Agradecimientos

Agradecemos a los estudiantes y colaboradores del Laboratorio de Biogeoquímica acuática, PCML, ICML, UNAM (Emiliano Monroy, Gerardo Quintanilla, Monica Olson, Sofía Montalvo, Luz Ma. López, Mauricio Arteaga, Jorge Jiménez, Ma. Elena Valeriano, Gloria Vilaclara, Miroslav Macek, Irina Cruz, Guadalupe Pérez, Rebeca Sánchez, Claudia M. Saavedra, Lourdes M. Murueta, Flor Árcega, Alfredo Gallardo, Felipe Solís, Karina Castro, Andrea Guzmán, Mariel Barjau, Arantxa Sacristán y Federico Serna).

Agradecemos también a la UNAM, el Conacyt y la Semarnat su financiamiento a través de los proyectos PAPIIT-IN207702 y Conacyt-Semarnat C01-1125 otorgados a M. Merino-Ibarra.

Referencias

Allanson, B. R. (1990). Physical processes and their biological impact.

- Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24(1), 112-116.
- Arboleda, J. & Ramírez, J. J. (2002). Efecto de la presencia de macrófitas en la variación diaria de la biomasa, la producción primaria y la eficiencia fotosintética de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Francisco José de Caldas. *Actualidades Biológicas*, 24, 49-58.
- Awortwi, F. E. (2010). Spatio-temporal variability of phytoplankton community species composition, biomass and primary productivity of Lake Bosomtwe (Ghana) (tesis de doctorado). College of Health Sciences. KNUST, Kumasi, Ghana.
- Azevedo, I., Duarte, P., & Bordalo, A. (2006). Pelagic metabolism of the Douro estuary (Portugal) – Factors controlling primary production. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69, 133-146.
- Behrenfeld, M. J. & Falkowski, P. G. (1997). A consumer's guide to phytoplankton primary productivity models. *Limnology and Oceanography*, 42(7), 1479-1491.
- Bender, M., J. Orchard, M. Dickson, Barber, R. & Lindley, S. (1999). In vitro O₂ fluxes compared with ¹⁴C production and other rate terms during the JGOFS Equatorial Pacific experiment. *Deep-Sea Research*, I(46), 637 - 654.
- Boulton, A.J., L. Boyero, A. P. Covich, M. Dobson, S. Lake & Pearson, R. G. (2008). Are tropical streams ecologically different from temperate streams? *Tropical stream ecology*, 257- 284.
- Cloern, J. E., Foster, S. Q. & Klekner, E. (2014). Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences*, 11, 2477-2501.
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G. & Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 172-185.
- Dávalos-Lind, L. & Lind, O. T. (2001). Phytoplankton and bacterioplankton production and trophic relations in lake Chapala. En A. M. Hansen & M. van Afferden (Eds.), *The Lerma Chapala Watershed* (pp. 199-214). Estados Unidos. Kluwer Academics/Plenum Publishers.

- Dickson, A. G., & Goyet, C. (1994). Handbook of methods for the analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water; version 2, A. *ORNL/CDIAC-74*, (117-124).
- Duarte, C. M & Prairie Y. T. (2005). Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO₂ emissions from aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 8, 862-870.
- Erikson, R., E. Hooker, M. Mejía, A. Zelaya & Vammen, K. (1998). Optimal conditions for primary production in a polymictic tropical lake (Lake Xolotlán, Nicaragua). *Hydrobiologia*, 382, 1-16.
- Felip, M., & Catalan, J. (2000). The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *Journal of Plankton Research*, 22(1), 91-106.
- Flores-Verdugo, F. J., Day, J. W., Mee, L., & Briseño-Dueñas, R. (1998). Phytoplankton production and seasonal biomass variation of sea-grass, *Ruppia maritima* L., in a tropical Mexican lagoon with an ephemeral inlet. *Estuaries*, 11, 51-56.
- Gaviria, S. (1991). Monitoreo del embalse del sistema de acueducto de Bogotá. *Revista Acodal (Medellín)*, 147, 29-47.
- Gazeau, F., A. V. Borges, C., Barron, C. M., Duarte, N., Iversen, J. J., Middelburg, B., Delille, M. D., Pizay, M., Frankignoulle & Gattuso, J. P. (2005). Net ecosystem metabolism in a micro-tidal estuary (Randers Fjord, Denmark): evaluation of methods. *Marine Ecology Progress Series*, 301, 23-41.
- Geider, R. J. & Osborne, B. A. (1989). Respiration and microalgal growth: a review of the quantitative relationship between dark respiration and growth. *New Phytologist*, 112, 327-341.
- González, E. J., M. Ortaz, C. Peñaherrera, E. Montes, M. L. Matos & Mendoza, J. (2003). Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*, 22(1-2), 15-35.
- González, E. J., Ortaz, M., Peñaherrera, C., & Matos, M. L. (2004). Fitoplancton de un embalse tropical hipereutrófico (Pao-Cachinche, Venezuela): abundancia, biomasa y producción primaria. *Interciencia*, 29(10), 548-555
- Guimaraes-Bermejo, M., Merino-Ibarra, M., Valdespino-Castillo, P.M., Castillo-Sandoval, F.S. & Ramírez-Zierold, J.A. (2018). Metabolism in a deep hypertrophic aquatic ecosystem with high water-level

- fluctuations: A decade of records confirms sustained net heterotrophy. *Peer J*, 6. DOI: 10.7717/peerj.5205
- Harris, G. (2012). *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*. Springer Science & Business Media.
- Hernández Becerril, D. U. & Tapia Peña, M. I. (1987). Ecología del fitoplancton primaveral de superficie en el lago de Tequesquitengo, Morelos, México. *Revista de Biología Tropical*, 35(1), 31-39.
- Khondker, M. & Kabir, M. A. (1995). Phytoplankton primary production in a mesotrophic pond in sub-tropical Bangladesh. *Hydrobiologia*, 304(1), 39-47.
- Lee S. & Fuhrman J. A. (1991). Species composition shift of confined bacterioplankton studied at the level of community DNA. *Marine Ecology Progress Series*, 79, 195-201.
- Lehrter, J. C. & Cebrian, J. (2010). Uncertainty propagation in an ecosystem nutrient budget. *Ecological Applications*, 20(2), 508-524.
- Lewis, Jr. W. M. (1974). Primary production in the plankton community of a tropical lake. *Ecological Monographs*, 377-409.
- Liang, Y., Wang, J. & Hu, C. (1988). Hydrobiology of a flooding ecosystem, Lake Chenhu in Hanyang, Hubei, with preliminary estimation of its potential fishery production capacity. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 6, 1-14.
- Lind, O., R. Doyle, D. Vodopich, B. Trotter, J. Limón & Dávalos-Lind, L. (1992). Clay turbidity: governing of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake (Lago de Chapala, México). *Limnology and Oceanography*, 37, 549-565.
- Longhurst, A. R., & Harrison, W. G. (1989). The biological pump: profiles of plankton production and consumption in the upper ocean. *Progress in Oceanography*, 22(1), 47-123.
- Marra, J. (2002). Approaches to the measurement of plankton production. *Phytoplankton productivity: Carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems*, 78-108.
- McKinnon, A. D, M. Logan, S. A. Castine & Duggan, S. (2013). Pelagic metabolism in the waters of the Great Barrier Reef. *Limnology and Oceanography*, 58(4), 1227-1242.

- Natarajan, A. V. (1989). Environmental impact of Ganga Basin development on gene-pool and fisheries of the Ganga River system. En: Dodge, D.P. (ed.). *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106, 545-560.
- Nöel, L. M. L., Griffin, J. N., Thompson, R., Hawkins, C. S. J. M. T., Burrows, Crowe, T. P. & Jenkins, S. R. (2010). Assessment of a field incubation method estimating primary productivity in rockpool communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88 (1), 153-159.
- Odum, H. T. (1956). Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, 1, 102-117.
- Oseguera, L. A., Alcocer, J., Quintero, V., & Einze, Y. (2015). Metabolismo lacustre de un lago tropical profundo: ¿Fuente o sumidero de carbono?. *Hidrobiológica*, 25(3), 391-399.
- Pratap, S. R. & Khatibullah, H. M. (2014). Phytoplankton Primary Production in the river Jharahi at Mairwa, India. *International Research Journal of Environment*, 3(10), 62-67.
- Ramírez, J. J., & Alcaráz, H. (2002). Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un sistema eutrófico tropical: laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Caldasia*, 24(2), 411-423.
- St. Louis, V. L., Kelly, C. A., Duchemin, E., Rudd, J. W. M. & Rosenberg, D. M. (2000). Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate. *Biosciences*, 50, 766-775.
- Smith, E. M. & Kemp, W. M. (1995). Seasonal and regional variations in plankton community production and respiration for Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 116 (1), 217-231.
- Solomon, C. T., Bruesewitz, D. A., Richardson, D. C., Rose, K. C., Bogert Van de, M. C., Hanson, P. C. & Chiu, C. Y. (2013). Ecosystem respiration: drivers of daily variability and background respiration in lakes around the globe. *Limnology and Oceanography*, 58(3), 849-866.
- Staehr, P. A., Bade, D., Bogert Van de, M. C., Koch, G. R. C. E., Williamson, P. C., Hanson, J., Cole J. & Kratz, T. (2010). Lake metabolism and the diel oxygen technique: state of the science. *Limnology and Oceanography Methods*, 8, 628-644.
- Staehr, P. A., Testa, J. M., Kemp, W. M., Cole, Sand-Jensen, J. K. & Smith, S. V. (2012). The metabolism of aquatic ecosystems:

- history, applications, and future challenges. *Aquatic Sciences*, 74, 15-29.
- Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., & Kortelainen, P. L. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2298-2314.
- Valdespino-Castillo, P. M., Merino-Ibarra, M., Jiménez-Contreras, J., Castillo, F. S. & Ramírez-Zierold, J. (2014). Community metabolism in a deep (stratified) tropical reservoir during a period of high water-level fluctuations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(10), 6505-6520.
- Vijayraghvan, S. (1971). Seasonal variations in primary productivity in three tropical ponds. *Hydrobiologia*, 38, 395- 408.
- Zhang, J-Z., Berberian, G. & Wanninkhof, R. (2002). Long-term storage of natural samples for dissolved oxygen determination. *Water Research*, 36(16), 4165-4168.

Determinación del caudal base a partir de tres filtros de separación en una cuenca de la Cordillera de la Costa, región del Biobío, Chile

Determination of base flow by three filter of separation in a catchment of Coast Mountain range, Biobío región, Chile

Ramón Sebastián Bustamante-Ortega¹

Patricio Fernando Rutherford-Yobanolo²

Alex Dan Rodrigo Garcia-Lancaster³

¹Investigaciones Forestales Bioforest S.A., Chile,
bustamante.ortega@gmail.com

²RIPARIA Ltda. y Centro de Estudios Agrarios y Ambientales (CEA),
Chile, prutherford@riparia.cl

³OITEC Ltda., Chile, alex.garcialancaster@gmail.com

Autor para correspondencia: Bustamante-Ortega, Ramón Sebastián,
bustamante.ortega@gmail.com

Resumen

Varios autores han demostrado que el uso de metodologías empíricas, como el Método Gráfico o el uso de filtros, generan una estimación razonable del caudal base, pero varios supuestos deben ser asumidos en su proceso de cálculo, lo cual dificulta la comparación entre ellos, sobre todo entre rutinas programadas al interior de un *software*. Para evitar la incertidumbre del origen de los parámetros y procedimientos usados, el objetivo del estudio fue usar tres filtros de separación de caudal base (algoritmos de Lyne & Hollick, Chapman y Eckhardt) que presentan algunos ejemplos de su aplicación alrededor del mundo, donde se

detallan los procedimientos de cálculo. Tal es el caso del parámetro α , que comparten estos filtros, determinado por medio de la curva de recesión maestra ($\alpha = e^{-k}$), lo cual evita asumir su típico valor de $\alpha = 0.925$, usado regularmente. Los resultados de caudal base calculados para la cuenca ubicada al interior del predio María de las Cruces, en la cordillera de la costa del centro-sur de Chile (37° S), demostraron que el filtro de Lyne & Hollick representó el comportamiento del caudal base en función de la escorrentía superficial y el momento hidrológico reflejado por el régimen de las precipitaciones. De acuerdo a los datos obtenidos de una estación fluviométrica se observó que para el periodo 2009-2014, el modelo presentó un caudal de escorrentía compuesto principalmente por el caudal base (BFI de 0.67 en promedio), lo que es similar a lo obtenido por medio del Método Gráfico, principalmente para los caudales estivales.

Palabras clave: caudal base, filtros, curva de recesión maestra, índice BFI.

Abstract

Several authors have demonstrated that use of empirical methodologies, such as Graphical Separation and filtering methods, generate a rational estimation of base flow, but many assumptions should be assumed in its calculation process, which difficult its comparison overall between routines programmed inside softwares. To avoid the uncertainty of source of parameters and procedure used, the aim of study was to use three separation filters of base flow (algorithms of Lyne & Hollick, Chapman and Eckhardt) which present several examples of its use around of world, where detailed clearly procedure of calculation. Example of this is the parameter, that all those filters share it and it was defined through Master Recession Curve, avoiding this way to assume its typical value of $= 0.925$ used regularly. Results of base flow calculated for basin located inside of field María de las Cruces, in the mountain of the coast of the south central of Chile (37° S), demonstrated that the filter Lyne & Hollick represented the behavior of base flow in function of runoff flow and moment hydrologic reflected by precipitations regime. According to data obtained of gauge station observed that present period 2009-2014, the model presented a flow of runoff compounded mainly for base flow (BFI of 0.67 in average), what is similar got with Graphical Separation method, mainly for the summer flows.

Keywords: Base flow, filters, master recessive curve, BFI index.

Recibido: 03/10/2017

Aceptado: 14/03/2018

Introducción

El hidrograma es una representación gráfica de la escorrentía superficial que corresponde a los excesos de agua derivados de las tormentas. Esta escorrentía presenta valores mayores durante y después de eventos de tormenta, y presenta valores bajos o caudal base asociado a períodos sin precipitaciones (estiaje), donde el cauce es alimentado con la descarga de agua subterránea (Eckhardt, 2008; Welderufael & Woyessa, 2010). Una correcta estimación del caudal base es relevante en campos como la planificación de los recursos hídricos frente a sequías, la estimación de transporte de nutrientes y contaminantes, la calibración de modelos hidrológicos, la instalación de obras hidráulicas (represas o plantas de energía eléctrica) y la protección ecológica (Huyck, Pauwels, & Verhoest, 2005; Eckhardt, 2008; Stadnyk, Gibson, & Longstaffe, 2015).

El caudal base ha sido estimado por métodos empíricos, químicos, y analíticos con filtros. Las metodologías empíricas, como la del Método Gráfico considera que, en los períodos secos entre eventos de precipitación, el caudal superficial sólo consiste en caudal base. Durante los eventos de precipitación se realizan extrapolaciones gráficas del caudal mínimo, generalmente de forma lineal, con el fin de estimar el caudal base (Huyck, Pauwels, & Verhoest, 2005). Los métodos químicos consideran el uso de trazadores o isótopos estables para rastrear el movimiento del agua (subterránea o superficial) asociado a eventos de precipitación (Klaus & McDonnell, 2013; Zhang, Li, Q., Chow, Li, S. & Danieleescu, 2012), pero presentan la desventaja de ser elevados en su costo de implementación, sin embargo, los resultados que se obtienen presentan una base física que los respalda.

El método analítico consiste en el uso de filtros, que tienen como objetivo eliminar la alta señal del caudal punta por medio de atenuaciones o suavizaciones matemáticas (Lyne & Hollick, 1979; Chapman, 1991; Eckhardt, 2005). Si bien los métodos empíricos y analíticos carecen de bases físicas en sus definiciones (Huyck, Pauwels, & Verhoest, 2005; Collischonn & Fan, 2012; Ladson, Brown, Neal, & Nathan, 2013; Bren, 2015), han mostrado buenos resultados en la estimación del caudal base cuando son comparados con los métodos químicos (Larocque, Fortin, Pharand & Rivard, 2010; Zhang, Li, Q., Chow, Li, S. & Danielescu, 2012).

Ejemplo de esto último son los trabajos de Arnold & Allen (1999) y Lim *et al.*, (2005), quienes, al comparar valores reales de caudal base con filtros de separación, lograron buenos ajustes de curva ($R^2 = 0.86$ para caudales mensuales y 0.91 para caudales diarios de cincuenta estaciones respectivamente).

Los principales filtros de separación de caudal base corresponden a los algoritmos de Lyne & Hollick (Lyne & Hollick, 1979; Spongberg, 2000), de Chapman (Chapman, 1991; Welderufael & Woyessa, 2010) y de Eckhardt (Eckhardt, 2005; Collischonn & Fan, 2012; Zhang, Li, Q., Chow, Li, S. & Danielescu, 2012), que conceptualmente corresponden a una atenuación de los caudales, por medio de un filtro matemático que reduce la variabilidad del caudal y los montos máximos. Los filtros consideran distintos tipos de supuestos de linealidad en las curvas de bajada justo después de la crecida del hidrograma o recesión, por lo que es necesario verificar su exactitud con índices como el BFI (*base flow index*: índice de caudal base), definido por Lvovich (1972) y (Smakhtin, 2001).

A la fecha, los trabajos desarrollados en Chile no incluyen filtros de separación en los procedimientos de determinación del caudal base y, por ello, presentan una inclinación hacia los métodos gráficos (Pizarro-Tapia *et al.*, 2013; Balocchi, Pizarro, Morales, & Olivares, 2014), quizás por la falta de datos continuos de descarga de cuencas.

Basado en estos antecedentes, el objetivo del estudio es determinar el caudal base por medio de tres filtros de separación y contrastarlo con el método empírico-gráfico.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio corresponde a una cuenca de 19.1 ha en el predio María de las Cruces (Figura 1), ubicada aproximadamente a 45 km al suroeste de la ciudad de Concepción, región del Biobío, Chile.

La cuenca presenta un material parental metamórfico, característico de la vertiente occidental de la cordillera de la Costa, con suelos franco-arenosos; una elevación media de aproximadamente 319 m s.n.m., y pendiente media de 43.6%. La cuenca tiene una forma ovalada, con un valor de Gravelius de 1.35 y un radio de elongación de Schumm de 0.71, lo que indica un relieve pronunciado a llano.

La cuenca, forestada con *Pinus radiata* en 1994, presentaba una densidad de 1000 árboles ha⁻¹ en 2009, cuando se instaló la estación fluviométrica. Esta cuenca tiene una exposición oeste y un régimen pluviométrico caracterizado por un clima oceánico con influencias pluviométricas mediterráneas. Las temperaturas de la zona oscilan entre 7.2 y 18°C como máxima y las precipitaciones anuales son de aproximadamente 1 200 a 1 600 mm año (DGA, 2017).

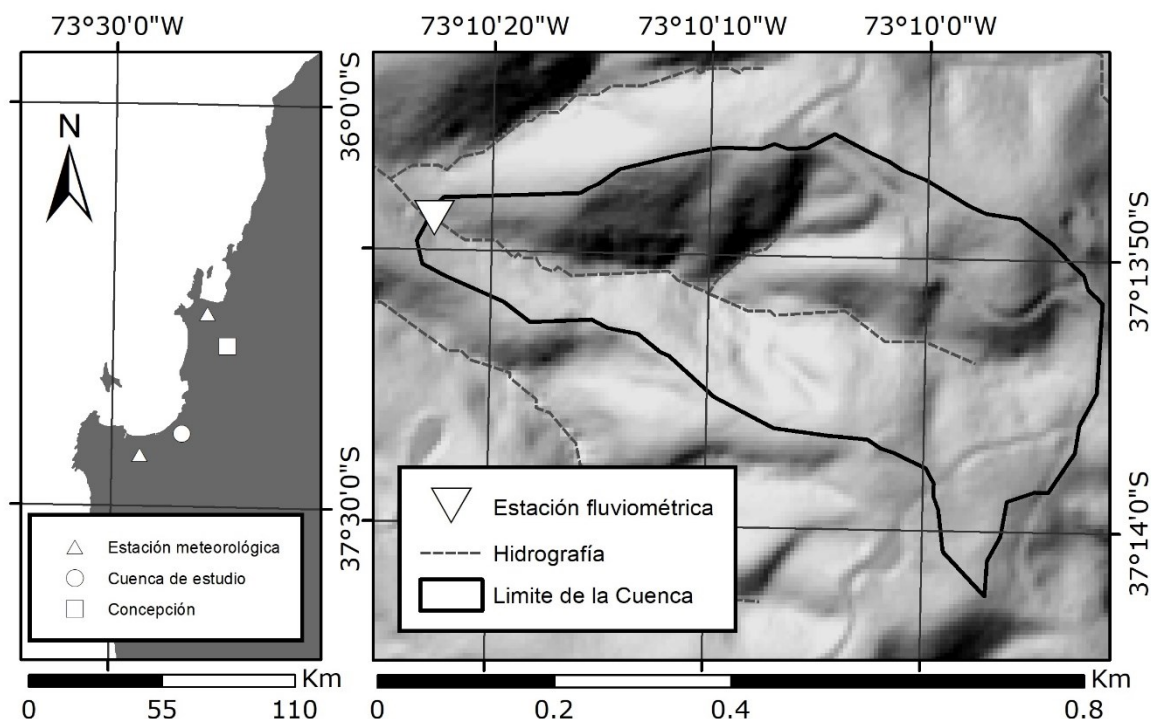


Figura 1. Localización del área de estudio en la región del Biobío (izquierda) y estación fluviométrica en la cuenca (derecha).

Precipitaciones

Las precipitaciones caídas en la zona de estudio fueron registradas con un pluviómetro electrónico marca T.E. HOBO modelo TR-525M con *datalogger*, instalado en el vivero María de las Cruces, a unos 3.7 km al oeste de la cuenca. Las tendencias de los datos registrados se constataron con las tendencias de las estaciones meteorológicas de Concepción DGA (código BNA: 8410001-3) y Carampangue en Arauco (código BNA: 8520000-3) distantes a 46 y 7.8 km del área de estudio, respectivamente.

Caudal

El caudal de la cuenca fue registrado con una estación fluviométrica instalada el 2 enero de 2009, consistente en un vertedero de pared delgada con apertura en 90° donde se instaló un sensor de presión marca Trueblue serie 555 con *datalogger*. La instalación consideró las recomendaciones de la OMM (OMM, 1994) y el sensor fue configurado para registro de datos cada cinco minutos.

Análisis

A partir de la información fluviométrica registrada entre el 1º. de mayo de 2009 y el 30 de abril de 2014, se calculó la curva de recesión maestra y se evaluaron el método gráfico y tres filtros de separación de caudal base a nivel diario. La curva de recesión se estimó con una hoja de cálculo de Excel programada por Posavec, Bacani, & Nakic, (2006); el método gráfico en base a la metodología descrita por Pizarro & Novoa (1986); y los filtros correspondieron a los algoritmos de Lyne & Hollick (1979), y Chapman (1991), de acuerdo a las recomendaciones planteadas por Ladson, Brown, Neal & Nathan (2013); el algoritmo de Eckhardt (2005) se aplicó según la metodología de Collischonn & Fan (2012).

Una vez que los caudales fueron separados en flujo base y superficial, se procedió al cálculo del índice BFI a nivel mensual y anual para la comparación. Complementariamente, se efectuó un análisis descriptivo de los caudales y pruebas de comparaciones como U de Mann-Whitney y Kruskal Wallis para establecer diferencias estadísticas entre las metodologías aplicadas. Los anteriores análisis se efectuaron sobre la plataforma estadística R para Windows.

Curva de recesión

Las curvas de recesión de la forma αe^{-k} se analizaron con una rutina de cálculo desarrollada por Posavec, Bacani, & Nakic, (2006) y Posavec, Parlov, & Nakić, (2010), en Microsoft Excel con Visual Basic, implementando un método gráfico basado en el procedimiento de *matching strips* (Toebe, Morrissey, Shorter & Hendy, 1969). Se evaluaron cinco ecuaciones lineales y no lineales para ajustar los segmentos dentro de la curva de recesión maestra. Para eliminar elementos subjetivos del análisis de recesión, la rutina usó una búsqueda objetiva y automática del mejor ajuste de la curva de recesión, mediante el coeficiente de determinación R^2 .

Filtros de separación de caudal base

Los filtros de separación evaluados fueron el algoritmo de Lyne & Hollick (ecuación 1); el algoritmo de Chapman (ecuación 2), y el algoritmo de Eckhardt (ecuación 3), sujeto a las condiciones de la ecuación 4, indicados a continuación:

$$q_{f(i)} = \alpha q_{f(i-1)} + (q_{(i)} - q_{(i-1)}) \frac{1+\alpha}{2} \quad (1)$$

$$q_{f(i)} = \frac{3\alpha-1}{3-\alpha} q_{f(i-1)} + \frac{2}{3-\alpha} (q_{(i)} - \alpha q_{(i-1)}) \quad (2)$$

$$q_{b(i)} = \frac{(1-BFI_{max})\alpha q_{b(i-1)} + (1-\alpha)BFI_{max}q_{(i)}}{1-\alpha BFI_{max}} \quad (3)$$

$$q_{b(i)} = \begin{cases} q_{(i)} - q_{f(i)} & \text{si } q_{f(i)} \geq 0 \\ q_{(i)} & \text{si } q_{f(i)} < 0 \end{cases} \quad (4)$$

donde: $q_{f(i)}$ es el caudal superficial en el momento i , $q_{b(i)}$ es el caudal base en el momento i , $q_{(i)}$ es el caudal total en el momento i , $q_{f(i-1)}$ es el caudal superficial en el momento $i - 1$, $q_{b(i-1)}$ es el caudal base en el momento $i - 1$, $q_{(i-1)}$ es el caudal total en el momento $i - 1$, α es el parámetro de la pendiente derivado de la curva de recesión maestra expresado como e^{-k} y BFI_{max} es el máximo valor de BFI que puede asumir la ecuación.

Finalmente, se usaron las observaciones descritas por Ladson, Brown, Neal & Nathan (2013), quienes definieron una aproximación estándar para el uso de estos filtros, debido a que en su evaluación de distintos *softwares* que incluían este tipo de cálculos, se encontró que cada resultado fue distinto para una misma serie de datos. Estas observaciones fueron las siguientes: reflejar como un espejo los primeros y los últimos treinta datos de la serie, con el fin de ajustarlos en la pasada del filtro. Al final del cálculo, esta serie reflejada no es incluida en los resultados finales; especificar los valores iniciales de cada pasada del filtro; especificar un número mínimo de pasadas del filtro que en este caso fue de tres, asumiendo una primera pasada de forma descendente, luego de forma ascendente y descendente nuevamente; y considerar la literatura disponible en la definición de los parámetros de las ecuaciones.

Índice BFI

Este índice fue desarrollado en 1980 por el Institute of Hidrology, Reino Unido, durante los estudios de caudal base (Collischonn & Fan, 2012), el cual se definió como la proporción entre el caudal base dividido por el caudal total. La ecuación 5 expresó su forma:

$$BFI = \frac{\sum_{t_1}^{t_2} Q_{caudal\ base}}{\sum_{t_1}^{t_2} Q_{caudal\ total}} \quad (4)$$

dónde: t_1 y t_2 correspondieron a lapsos definidos de forma mensual y por periodos.

Resultados

Precipitaciones

El registro de precipitaciones en la zona de estudio fue en promedio del orden de 1 158 mm anuales y las estaciones meteorológicas de Concepción (DGA) y Carampangue en Arauco no mostraron una tendencia en sus precipitaciones para los últimos veinte años (Figura 2). Este hecho fue corroborado por medio de la prueba estadística Mann Kendall (Kendall, 1975), con una hipótesis nula (H_0) que indica que no existe una tendencia en las precipitaciones anuales, versus una hipótesis alternativa (H_1) que indica que existe una tendencia en las precipitaciones anuales (valor-p de 0.26291 y valor estadístico de Kendall's tau de -0.193).

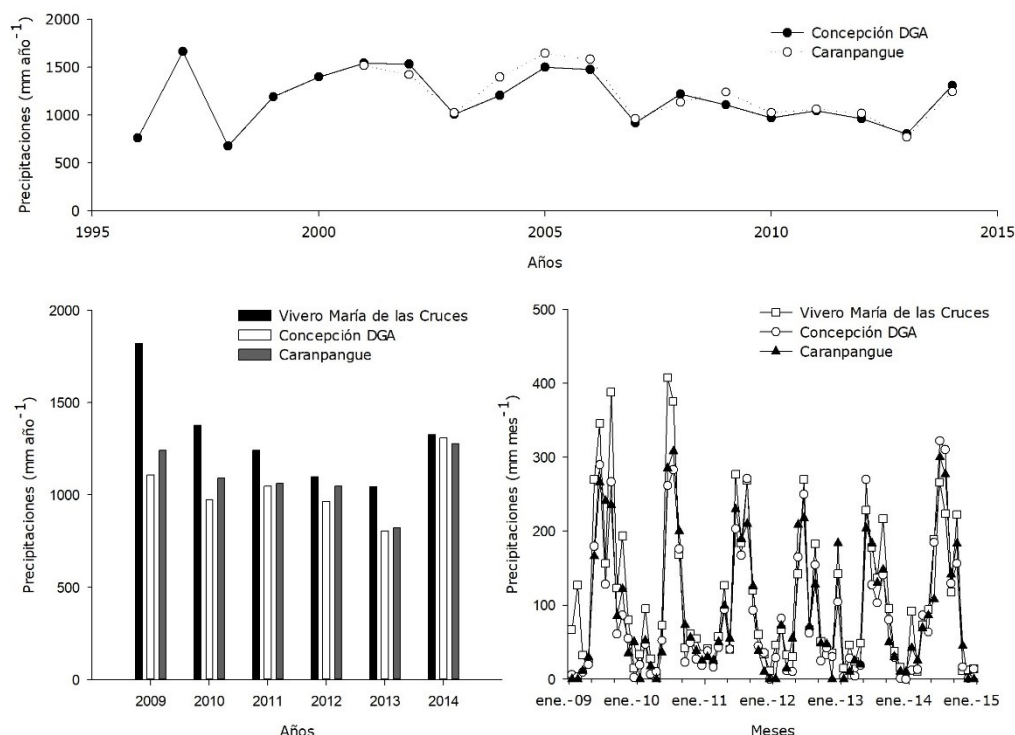


Figura 2. Registro histórico (arriba), anual (abajo izquierda) y mensual (abajo derecha) de las precipitaciones en el área de estudio.

Curva de recesión

La mejor estimación lograda para la curva de recesión maestra se obtuvo de dividir los datos en tres series (serie I de 0 a 2%, serie II de 2 a 24% y serie III de 24 a 100%, extraídos a partir de la curva de duración), lo que permitió ajustar una curva exponencial con $R^2 = 89.9\%$ y un parámetro $\alpha = 0.9514$ a partir de la pendiente (Figura 3). Este parámetro es utilizado como uno de los factores de entrada en los filtros de separación (Lyne & Hollick, Chapman y Eckhardt).

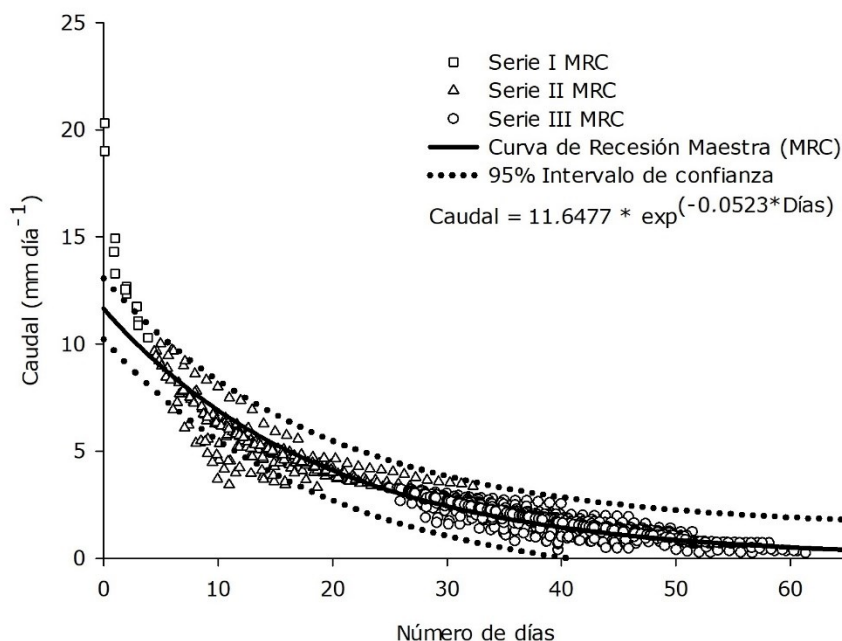


Figura 3. Curva de recesión maestra generada a partir de la hoja de cálculo Excel programada por Posavec, Bacani & Nakic, (2006).

Filtros de separación de caudal base

Los métodos de separación de Chapman y Eckhardt presentaron una linealidad a la hora de separar los caudales, a diferencia de la técnica de Lyne & Hollick, la cual fue mucho más variable en su estimación según la forma del hidrograma, donde el caudal base era mayor si el caudal máximo era mayor (Figura 4). Para la ventana estival que se definió (Figura 5), el método de Lyne & Hollick representó un caudal base mucho más cercano al superficial en verano, lo que demostró que esta estimación asume que todo el flujo superficial que no es afectado por precipitaciones, corresponde a flujo base.

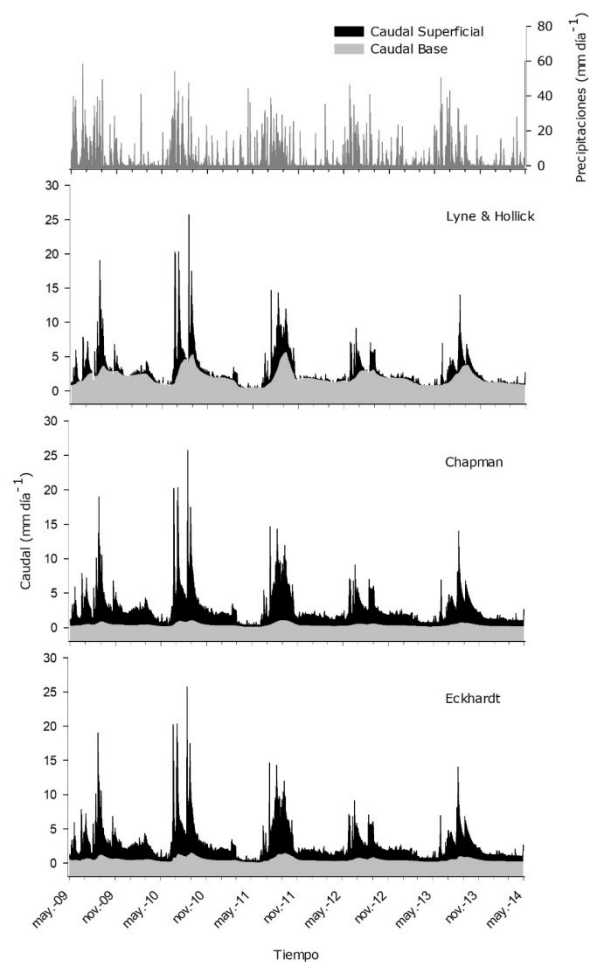


Figura 4. Separación de los caudales en superficial y base por medio de los filtros Lyne & Hollick, Chapman y Eckhardt.

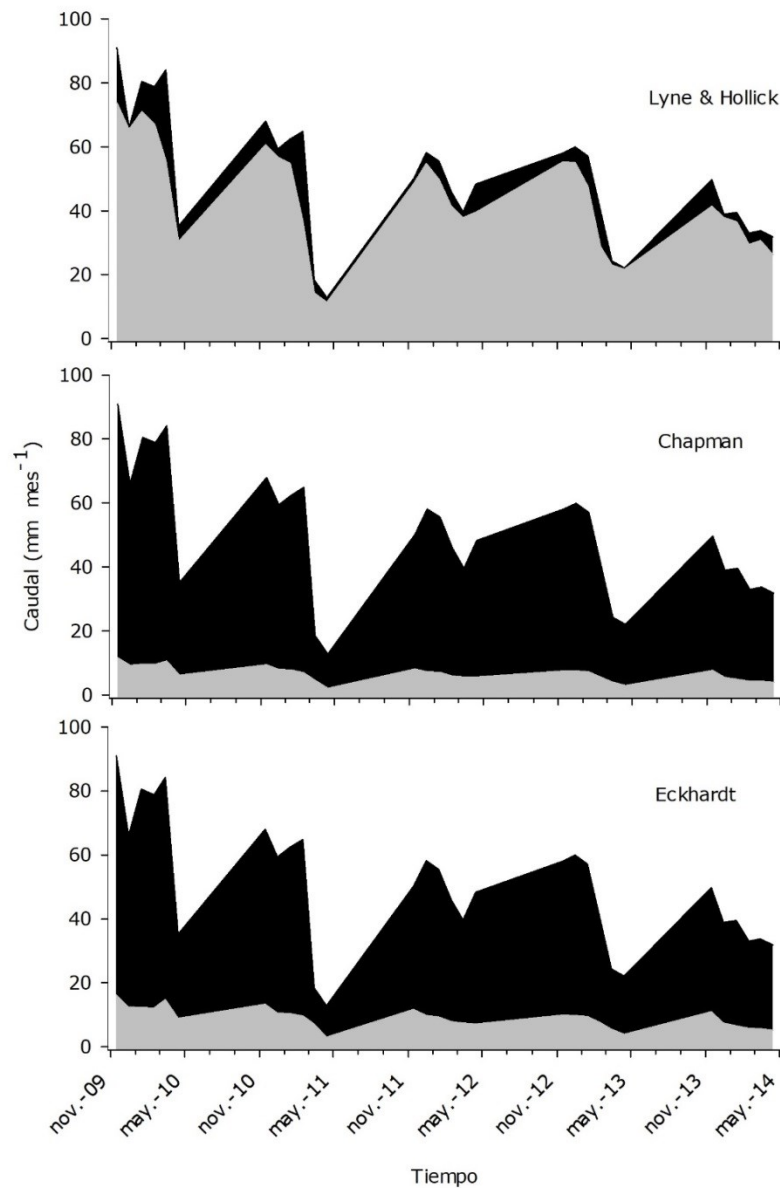


Figura 5. Separación de los caudales en superficial y base por medio de los filtros Lyne & Hollick, Chapman y Eckhardt, para una ventana estival entre noviembre y abril de cada año.

Índice BFI

Este índice mostró resultados anuales y mensuales con una evolución a mayores caudales base a medida que pasaba el tiempo para el filtro Lyne & Hollick, mostrando una sensibilidad a cualquier cambio en el flujo de caudal durante el año. Esto fue diferente para los filtros de Chapman y Eckhardt, que no presentaron variaciones en el tiempo, dejando ver que el caudal base estimado por medio de estos métodos, siempre correspondió a una proporción mínima del flujo en forma constante (Figura 6).

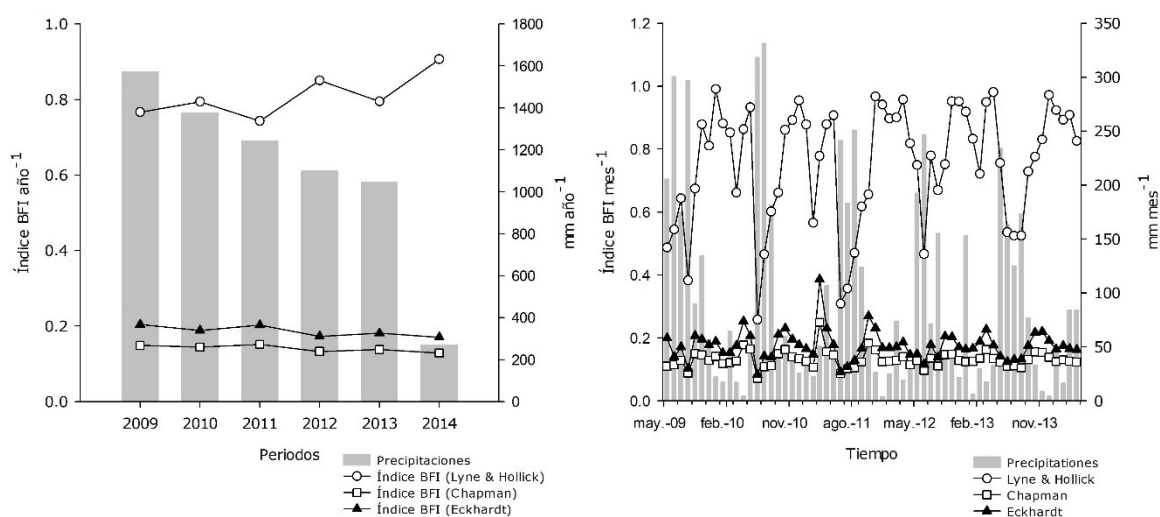


Figura 6. Evolución anual (izquierda) y mensual (derecha) del índice BFI para la cuenca de estudio.

Se calculó la separación de caudales por medio del Método Gráfico para diez y seis tormentas durante todo el periodo (Tabla 1), con el objetivo de comparar estos filtros con una metodología de amplia aceptación en Chile, lo cual reflejó una diferencia sustancial entre los filtros de Chapman y Eckhardt, que estimaron un índice BFI menor en un rango entre 84 y 87% menos que el valor obtenido con el Método Gráfico (BFI = 0.76). Para el caso del filtro de Lyne & Hollick, la diferencia con respecto al Método Gráfico sólo ascendió a un 30% menos de caudal base estimado. Sin embargo, cabe destacar que las mayores diferencias

que se producen entre este filtro y el Método Gráfico, se concentraron en los meses invernales.

Tabla 1. Comparación del BFI de los distintos filtros con el Método Gráfico, para 16 tormentas seleccionadas.

Tormentas	Fecha inicio	Fecha termino	BFI Lyne & Hollick	BFI Chapman	BFI Eckhardt	BFI Método Gráfico
1	15/06/2009	21/06/2009	0.47	0.10	0.12	0.57
2	21/08/2009	28/08/2009	0.32	0.08	0.09	0.76
3	30/10/2009	05/11/2009	0.75	0.11	0.15	0.91
4	04/02/2010	10/02/2010	0.86	0.12	0.16	0.87
5	20/06/2010	28/06/2010	0.23	0.07	0.10	0.52
6	15/08/2010	20/08/2010	0.60	0.11	0.13	0.80
7	10/02/2011	16/02/2011	0.57	0.10	0.13	0.91
8	16/06/2011	22/06/2011	0.23	0.07	0.08	0.56
9	12/07/2011	17/07/2011	0.30	0.09	0.09	0.62
10	08/08/2011	16/08/2011	0.38	0.09	0.11	0.75
11	28/01/2012	01/02/2012	0.86	0.12	0.16	0.95
12	30/05/2012	04/06/2012	0.56	0.11	0.13	0.67
13	13/08/2012	18/08/2012	0.69	0.11	0.13	0.91
14	30/05/2013	04/06/2013	0.43	0.09	0.11	0.67
15	09/08/2013	15/08/2013	0.36	0.08	0.10	0.76
16	27/03/2014	31/03/2014	0.86	0.12	0.16	0.86

Análisis estadístico

Existieron diferencias significativas en la forma de estimar el caudal base para cada una de las metodologías, con un valor $P < 2.2 * 10^{-16}$ para la prueba Kruskal Wallis. Las estimaciones de caudal base, comparadas entre sí por medio de la prueba U de Mann-Whitney, obtuvieron el mismo resultado que la prueba Kruskal Wallis (Lyne &

Hollick vs Chapman, valor $P < 0.001$; Lyne & Hollick vs Eckhardt, valor $P < 0.001$; Chapman vs Eckhardt, valor $P < 0.019$).

Discusión

Los resultados calculados a partir de los filtros generan estimaciones disímiles entre las técnicas, específicamente para la metodología planteada por Lyne & Hollick que asume que el caudal base es un importante componente del hidrograma, a diferencia de las técnicas de Chapman y Eckhardt que linealizan el aporte del caudal base, con sólo aumentos en los meses invernales y en las mayores crecidas. La posible explicación de porqué estos últimos filtros solo presentaron variaciones en los meses invernales, pudo deberse a la concentración de las precipitaciones en el período invernal (Figura 2).

Teniendo como antecedente que el caudal base es un componente predominante del hidrograma en variados resúmenes de estudios que usaron métodos isotópicos en la separación de caudales para cuencas forestadas (Buttle, 1994; Klaus & McDonnell, 2013), el filtro de Lyne & Hollick generaría una mejor estimación del caudal base para la situación analizada, dado que este filtro estimó un mayor caudal base.

Los métodos de filtrado en evaluación demostraron tener distintas respuestas a una reducción en las precipitaciones (aproximadamente con un déficit de un 20% en promedio en los últimos años), dado que independiente de la cantidad de agua ingresada en la cuenca, los filtros de Chapman y Eckhardt generan una estimación lineal del flujo superficial, sobre todo en el periodo estival, lo que demuestra que ambas metodologías no responden a los cambios que pueda tener el sistema (sea este en los montos de las lluvias o en las pérdidas por evapotranspiración dependiendo del tipo de uso del suelo).

Diferente situación es la presentada por el filtro de Lyne & Hollick, que expresa una sensibilidad mayor a la entrada de agua en los meses invernales y sobre todo para el periodo estival, donde frente a la ausencia de precipitaciones o escorrentía superficial, el flujo de caudal corresponde en su totalidad a caudal base. Los resultados de los filtros calculados utilizaron un parámetro α a partir de la curva de recesión

maestra estimada, evitando de esta manera el uso de valores desde la bibliografía, como lo recomiendan otros estudios en el uso de este tipo de metodologías en la separación de caudales (Eckhardt, 2005; Aksoy, Kurt, & Eris, 2009; Berhail, Ouerdachi, & Boutaghane, 2012).

El índice BFI el cual fue calculado anual y mensualmente, presentó una tendencia lineal semi-descendente en sus valores, para los filtros de Chapman y Eckhardt; sin embargo, en el caso del filtro de Lyne & Hollick tal tendencia es contraria, evidenciándose que el aporte del caudal base se volvió mayor a medida que pasaba el tiempo, lo que demuestra que el caudal base es predominante y que el flujo superficial fue menor debido a las bajas precipitaciones registradas en el periodo de estudio (2009-2014).

Como punto de comparación para este tipo de metodologías de separación de caudal, los cuales no son de común uso en Chile, se usó el Método Gráfico de separación para algunas tormentas, evidenciándose que solamente el filtro de Lyne & Hollick podría presentar una similitud en la forma de estimar el aporte subterráneo, sobre todo en los meses estivales (diferencia de menos de un 7% en promedio).

Sin embargo, a pesar de las diferencias que presentó el Método Gráfico con los filtros de separación de caudal, no se puede decir a priori que estas últimas metodologías estén erradas en su estimación, ya que como lo comentó Huyck, Pauwels & Verhoest (2005), esta forma de separación de caudal también corresponde a una aproximación matemática que debe ser validada, pero que goza de amplia aceptación.

Conclusiones

El cálculo del caudal base a partir de la metodología planteada por Lyne & Hollick, para las condiciones climáticas presentadas por la cuenca, demuestra mayor adaptabilidad a los cambios en la entrada de agua, reflejado en los comportamientos de las curvas anuales y estivales, en conjunto con los valores del índice de BFI.

Si bien no se conocen los valores reales de caudal base, a excepción de su relativa similitud con el Método Gráfico, el filtro Lyne & Hollick

permitiría identificar cambios en el comportamiento de la cuenca y en su forma de almacenar y liberar agua, teniendo en consideración que las técnicas isotópicas han demostrado que el sistema no se comporta de forma lineal, lo cual no se hace evidente en las metodologías de Chapman y Eckhardt.

Dado estos antecedentes, se concluye que el filtro de Lyne & Hollick es una aproximación alternativa a la estimación del caudal base usado comúnmente en Chile, sobre todo para los periodos estivales.

Referencias

- Aksoy, H., Kurt, I., & Eris, E. (2009). Filtered smoothed minima baseflow separation method. *Journal of Hydrology*, 372(1-4), 94-101. DOI:10.1016/j.jhydrol.2009.03.037
- Arnold, J., & Allen, P. (1999). Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(2), 411-424. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x
- Balocchi, F., Pizarro, R., Morales, C., & Olivares, C. (2014). Modelamiento matemático de caudales recesivos en la región mediterránea andina del Maule; el caso del estero Upeo, Chile. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(5), 179-188.
- Berhail, S., Ouerdachi, L., & Boutaghane, H. (2012). The Use of the Recession Index as Indicator for Components of Flow. *Energy Procedia*, 18, 741-750. DOI: 10.1016/j.egypro.2012.05.090
- Bren, L. (2015). *Forest Hydrology and Catchment Management. An Australian Perspective*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Buttle, J. (1994). Isotope hydrograph separations and rapid delivery of pre-event water from drainage basins. *Progress in Physical Geography*, 18(1), 16-41. DOI: 10.1177/030913339401800102
- Chapman, T. (1991). Comment on "Evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses" by R. J. Nathan and T. A. McMahon. *Water Resources Research*, 27(7), 1783-1784. DOI: 10.1029/91wr01007
- Collischonn, W., & Fan, F. (2012). Defining parameters for Eckhardt's digital baseflow filter. *Hydrological Processes*, 27(18), 2614-2622. DOI: 10.1002/hyp.9391

DGA, Dirección General de Aguas. (2017). *Mapoteca digital*. Santiago de Chile, Chile: Ministerio de Obras Públicas. Recuperado de <http://www.dga.cl/estudiospublicaciones/mapoteca/Paginas/default.aspx>

Eckhardt, K. (2005). How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological Processes*, 19(2), 507-515. DOI: 10.1002/hyp.5675

Eckhardt, K. (2008). A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *Journal of Hydrology*, 352(1-2), 168-173. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.01.005

Huyck, A., Pauwels, V., & Verhoest, N. (2005). A base flow separation algorithm based on the linearized Boussinesq equation for complex hillslopes. *Water Resources Research*, 41(8). DOI: 10.1029/2004wr003789

Kendall, M. (1975). Rank correlation methods. London: Griffin.

Klaus, J., & McDonnell, J. (2013). Hydrograph separation using stable isotopes: Review and evaluation. *Journal of Hydrology*, 505, 47-64. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.09.006

Ladson, A., Brown, R., Neal, B. & Nathan, R., (2013). A standard approach to baseflow separation using the Lyne and Hollick filter. *Australian Journal of Water Resources*, 17(1). DOI: 10.7158/w12-028.2013.17.1

Larocque, M., Fortin, V., Pharand, M., & Rivard, C. (2010). Groundwater contribution to river flows – using hydrograph separation, hydrological and hydrogeological models in a southern Quebec aquifer. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 7(5), 7809-7838. DOI: 10.5194/hessd-7-7809-2010

Lim, K., Engel, B., Tang, Z., Choi, J., Kim, K., Muthukrishnan, S., & Tripathy, D. (2005). Automated web gis based hydrograph analysis tool, WHAT. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(6), 1407-1416. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2005.tb03808.x

Lvovich M. (1972). Hydrologic budget of continents and estimate of the balance of global fresh water resources. *Sov. Hydrol*, 4: 360-439.

Lyne, V., & Hollick, M. (1979). Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling. *Institute of Engineers Australia National Conference*, 79(10), 89-93.

OMM. 1994. Guía de prácticas hidrológicas. Adquisición y proceso de datos, análisis, predicción y otras aplicaciones. OMM-Nº 168, 5º Edición. 818 p.

Pizarro, R., & Novoa, P. (1986). *Elementos técnicos de hidrología: Instructivos técnicos*. (número único). Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal IV Región

Pizarro-Tapia, R., Balocchi-Contreras, F., Garcia-Chevesich, P., Macaya-Perez, K., Bro, P., & León-Gutiérrez, L. (2013). On Redefining the Onset of Baseflow Recession on Storm Hydrographs. *Open Journal of Modern Hydrology*, 03(04), 269-277. DOI: 10.4236/ojmh.2013.34030

Posavec, K., Bacani, A., & Nakic, Z. (2006). A Visual Basic Spreadsheet Macro for Recession Curve Analysis. *Ground Water*, 44(5), 764-767. DOI: 10.1111/j.1745-6584.2006.00226.x

Posavec, K., Parlov, J., & Nakić, Z. (2010). Fully Automated Objective-Based Method for Master Recession Curve Separation. *Ground Water*, 48(4), 598-603. DOI: 10.1111/j.1745-6584.2009.00669.x

Smakhtin, V. (2001). Low flow hydrology. *Journal of Hydrology*, 240(3-4), 147-186. DOI: 10.1016/S0022-1694(00)00340-1

Spongberg, M. (2000). Spectral analysis of base flow separation with digital filters. *Water Resources Research*, 36(3), 745-752. DOI: 10.1029/1999wr900303

Stadnyk, T., Gibson, J., & Longstaffe, F. (2015). Basin-Scale Assessment of Operational Base Flow Separation Methods. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(5), 04014074. DOI: 10.1061/(asce)he.1943-5584.0001089

Toebe, C., Morrissey, W., Shorter, R., & Hendy, M. (1969). *Base-flow recession curves* (procedure 8). Wellington, New Zealand: A. R. Shearer, Government Printer.

Welderufael, W., & Woyessa, Y. (2010). Stream flow analysis and comparison of base flow separation methods, case study of the Modder river basin in central South Africa. *European Water*, 31, 2-12.

Zhang, R., Li, Q., Chow, T., Li, S., & Danielescu, S. (2012). Baseflow separation in a small watershed in New Brunswick, Canada, using a recursive digital filter calibrated with the conductivity mass balance method. *Hydrological Processes*, 27(18), 2659-2665. DOI: 10.1002/hyp.9417

**Red Neuronal Artificial y series de Fourier para
pronóstico de temperaturas en el Distrito de Riego 075,
Sinaloa México**

**Artificial Neural Network and Fourier series to
forecasting temperatures of Irrigation District 075,
Sinaloa México**

Rocío Cervantes-Osornio¹

Ramón Arteaga-Ramírez²

Mario Alberto Vázquez-Peña³

Waldo Ojeda-Bustamante⁴

Abel Quevedo-Nolasco⁵

¹INIFAP, Campo Experimental Valle de México, Km. 13.5, Carretera Los Reyes-Textcoco, Coatlinchán, C.P. 56230, A.P. 307 y 10, Textcoco, Edo. de México, México, Tel. 01 800 088 2222, Ext. 85565, rcervanteso@hotmail.com

²Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Irrigación, Sección Meteorología agrícola, Km. 38.5, Carretera México-Textcoco, C.P. 56230, Estado de México, México, Tel. 01 (595) 95 21500, Ext. 5157, arteagarr@gmail.com

³Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Irrigación, Sección Meteorología agrícola, Km. 38.5, Carretera México-Textcoco, C.P. 56230, Estado de México, México, Tel. 01 (595) 95 21500, Ext. 5157, mvap52@hotmail.com

⁴Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso C.P. 62550, Jiutepec, Morelos, México, wojeda@tlaloc.imta.mx

⁵Programa de Hidrociencias, Colegio de Posgraduados, Texcoco, Montecillos, Estado de México, 01 (595) 95 20200 Ext. 1383, anolasco@colpos.mx

Autor para correspondencia: Ramón Arteaga-Ramírez
arteagarr@gmail.com

Resumen

La temperatura es una variable trascendental en el cálculo de la evapotranspiración, el crecimiento, el desarrollo y el rendimiento de las plantas; en el estudio de la transmisión de plagas y enfermedades; en el pronóstico del clima; en la determinación del flujo de calor; en el cálculo de la presión real de vapor. Todos estos procesos son afectados por el calentamiento global. El objetivo de este trabajo es comparar los mejores resultados de dos modelos: uno de red neuronal artificial (RNA) *backpropagation*, y otro de series de Fourier. Se utilizaron datos diarios de temperaturas máximas (T_{max}) y mínimas (T_{min}) de las estaciones Santa Rosa 1, Ruiz Cortines, Batequis y Santa Rosa 2, del Distrito de Riego 075 Valle del Fuerte, Los Mochis, Sinaloa, México. En la RNA, 1 484 vectores de datos fueron utilizados para entrenamiento, validación y prueba y 229 para pronóstico. Para el entrenamiento las variables de entrada de la RNA fueron: día juliano, longitud, latitud y altitud. Se obtuvieron 96 escenarios con una, dos y tres capas ocultas, con diversos números de neuronas en cada capa oculta. Con los 1 484 datos, se obtuvieron los mejores ajustes para los modelos de series de Fourier para temperaturas máximas y mínimas, y se pronosticaron 229 datos para las cuatro estaciones. Los mejores modelos de RNA *backpropagation* para el pronóstico de temperaturas máximas y mínimas diarias obtuvieron desempeños similares en comparación con los realizados por los mejores modelos de series de Fourier, para las estaciones de estudio.

Palabras clave: Pronóstico, redes neuronales artificiales, temperatura máxima, temperatura mínima

Abstract

Temperature is a transcendental variable in aspects such as evapotranspiration calculation, growth, development and yield of plants, in the study of the transmission pests and diseases, in the weather forecast, in determination of heat fluxes, in the calculation of the real vapor pressure, all these processes affected by global warming. The objective of this work was to compare the best results of two models: one of artificial neural network (RNA) backpropagation, and another of Fourier series. Daily data of maximum temperatures (T_{max}) and minimum (T_{min}) of the Santa Rosa 1, Ruiz Cortines, Batequis and Santa Rosa 2 stations, of the Irrigation District 075 Valle del Fuerte, Los Mochis, Sinaloa, Mexico were used. In RNA, 1484 data vectors were used for training, validation and testing and 229 to forecasting. For training, the input variables of the RNA were: Julian day, longitude, latitude and altitude. Were obtained 96 scenarios with one, two and three hidden layers, with different numbers of neurons in each hidden layer. With the 1484 data, the best adjustments were obtained for the Fourier series models for maximum and minimum temperatures, and 229 data were predicted for the four stations. The best RNA backpropagation models for the prediction of maximum and minimum daily temperatures obtained similar performances in comparison with those made by the best models of Fourier series, for the study stations.

Keywords: Forecasting, artificial neural network, maximum temperature, minimum temperature

Recibido: 11/08/2017

Aceptado: 02/07/2018

Introducción

Las temperaturas máximas y mínimas son importantes en la estimación de la evapotranspiración de referencia (Hargreaves & Samani, 1985; Segura-Castruita & Ortiz-Solorio, 2017), para el cálculo del requerimiento de riego en los distritos de riego. También se emplean

para la detección local del cambio de la temperatura (Lobato-Sánchez & Altamirano-Del-Carmen, 2017) que afecta la evapotranspiración de los cultivos. De igual manera presentan una marcada influencia en todos los procesos fisiológicos del crecimiento y desarrollo de las plantas (fotosíntesis o respiración), y son importantes por los efectos perjudiciales en los cultivos (Elías & Castellví, 2001).

Las redes neuronales artificiales son un modelo de pronóstico útil, dado la alta no linealidad que manejan. Cobaner, Citakoglu, Kisi & Haktanir (2014) para estimar las temperaturas mensuales mínimas, máximas y medias del aire en Turquía, se utilizaron una red neuronal artificial, un sistema de inferencia neuro-fuzzy y un modelo de regresión lineal múltiple o el planteamiento de Alexandridis & Zaprani (2013) de una red neuronal Wavelet para modelar la temperatura media diaria.

Otros modelos también se han utilizado para estimar la temperatura, de forma horaria, diaria o mensual, por medio de regresiones lineales múltiples con variables predictivas como: latitud, longitud, altitud y continentalidad. Estos son planteamientos clásicos para la modelación de la temperatura (Monestiez, Courault, Allard, & Ruget, 2001 y Cristóbal, Ninyerola, & Pons, 2008).

Por otra parte Thornley & France (2007) indican que la temperatura del aire tiene un comportamiento sinusoidal, por lo tanto es factible utilizar para su estimación un modelo de series de Fourier. El objetivo fue pronosticar las temperaturas máxima y mínima diaria del aire con redes neuronales artificiales para diferentes escenarios y funciones de transferencia (purelin y tansig) y comparar los mejores resultados con los obtenidos por el modelo de serie de Fourier para su uso en diferentes aplicaciones.

Materiales y métodos

La información diaria de temperaturas máximas y mínimas (abril 1997 a diciembre de 2001) fue obtenida de cuatro estaciones meteorológicas automáticas (EMAS), del Distrito de Riego 075 Valle del Fuerte, en Los

Mochis, Sinaloa, cuyos nombres (clave), latitudes, longitudes y altitudes son: Ruiz Cortínez (3843 II-2), 25° 39' 15", 108° 45' 20", 31 msnm; Batequis (3546 II-3), 25° 45' 49", 108° 48' 41", 32 msnm; AC Santa Rosa 1 (3765 III-1), 25° 45' 03", 108° 57' 21", 40 msnm; AC Santa Rosa 2 (9610 III-1) 25° 51' 16", 108° 52' 03", 61 msnm.

Para obtener el modelo de serie de Fourier se utilizó el *Curve Fitting Tool* de Matlab (MathWorks Inc., 2001). El *software* para entrenamiento, validación, prueba y pronóstico de la red neuronal artificial fue el *Toolbox* de Matlab®, nnet (Demuth & Beale, 2001).

Modelo de serie de Fourier

Con los datos de abril de 1997 a mayo de 2001 se generaron los modelos de serie de Fourier y de junio a diciembre de 2001 se utilizaron para la validación de estos. La variable de entrada fue día juliano, y la salida, temperatura máxima o mínima.

La ecuación para la serie de Fourier presentada por Dubbel (1977) es:

$$f(x) = a_0 + \sum_{i=1}^n a_i \cos(nwx) + b_i \sin(nwx) \quad (1)$$

donde: a_0 , a_i y b_i son las constantes de la serie de Fourier, para $i = 1$ oscilación u onda fundamental, y para $i = 2, 3, \dots, n$, ondas superiores o armónicas superiores, w es la frecuencia fundamental de la señal, n es el número de términos (armónicas) en la serie, y en este caso: $1 \leq n \leq 8$; x , es la variable dependiente.

Redes neuronales artificiales

En la red neuronal artificial se aplicó el algoritmo *backpropagation* (Haykin, 1994).

Para el entrenamiento, evaluación y validación se utilizaron los datos diarios de temperaturas máximas o mínimas de abril de 1997 a mayo de 2001 y para el pronóstico de junio a diciembre del 2001. Las variables de entrada son: día juliano, longitud, latitud y altitud, y de salida: temperaturas máximas o mínimas.

Las estructuras de los 96 diferentes escenarios para los entrenamientos de la red neuronal *backpropagation* se muestran en la Tabla 1, se combinó número de capas y número de neuronas en éstas, se utilizaron dos diferentes algoritmos de entrenamiento.

Evaluación estadística de los resultados de los modelos

Se utilizó el error estándar promedio (*RMSE*, por sus siglas en inglés), su ecuación es: $RMSE = \left(\frac{\sum_{i=1}^N (a_i - t_i)^2}{N} \right)^{1/2}$, donde a_i es el dato estimado por el modelo, t_i es el dato observado y N es el número total de observaciones, (Cai, Liu, Lei, & Pereira, 2007).

Tabla 1. Escenarios 1, 2, 3 y 4, estructura de construcción para éstos, con cambios en: función de transferencia (*tansig*, *purelin*), algoritmos de entrenamiento (*trainbr*, *trainlm*), número de capas ocultas, y número de neuronas en éstas

Cuatro entradas para la RNA (día juliano, latitud, longitud y altitud)			
Escenarios 1 {e1}	Escenario 2 {e2}	Escenario 3 {e3}	Escenario 4 {e4}
Salida $T_{\max}$ (función): $f(\text{tansig})$ para {e1}	Salida $T_{\max}$ (función): $f(\text{tansig})$	Salida $T_{\max}$ (función): $f(\text{purelin})$ para {e3}	Salida $T_{\max}$ (función): $f(\text{purelin})$
Salida $T_{\min}$ (función): $f(\text{tansig})$ para {e1}	Salida $T_{\min}$ (función): $f(\text{tansig})$	Salida $T_{\min}$ (función): $f(\text{purelin})$ para {e3}	Salida $T_{\min}$ (función): $f(\text{purelin})$

Algoritmo de entrenamiento trainlm	Algoritmo de entrenamiento trainlm	Algoritmo de entrenamiento trainlm	Algoritmo de entrenamiento trainbr
{neuronas}	{neuronas}	{neuronas}	{neuronas}
1 capa oculta $f\{tansig\}$	-	1 capa oculta $f\{tansig\}$	1 capa oculta $f\{tansig\}$
{4}	-	{4}	{4}
{8}	-	{8}	{8}
{12}	-	{12}	{12}
{16}	-	{16}	{16}
{20}	-	{20}	{20}
{24}	-	{24}	{24}
{28}	-	{28}	{28}
{32}	-	{32}	{32}
{36}	-	{36}	{36}
{40}	-	{40}	{40}
2 capas ocultas, $f\{tansig\}xf\{tansig\}$	2 capas ocultas $f\{tansig\}xf\{tansig\}$	2 capas ocultas, $f\{tansig\}xf\{tansig\}$	2 capas ocultas $f\{tansig\}xf\{tansig\}$
{4x4}	{8x4}	{4x4}	{8x4}
{8x8}	{12x4}	{8x8}	{12x4}
{12x12}	{16x8}	{12x12}	{16x8}
{16x16}	{20x8}	{16x16}	{20x8}
{20x20}	{24x16}	{20x20}	{24x16}
{24x24}	{28x16}	{24x24}	{28x16}
{28x28}	{32x16}	{28x28}	{32x16}
{32x32}	{36x20}	{32x32}	{36x20}
{36x36}	{40x20}	{36x36}	{40x20}
{40x40}	-	{40x40}	-
3 ocultas $f\{tansig\}xf\{tansig\}xf\{tansig\}$	-	2 capas ocultas, $f\{tansig\}xf\{tansig\}$	3 capas ocultas, $f\{tansig\}xf\{tansig\}xf\{tansig\}$
{4x4x4}	-	8x4	{8x8x4}
{8x8x8}	-	12x4	{8x12x4}
{12x12x12}	-	16x8	{8x16x4}

{16x16x16}	-	20x8	{8x20x4}
{20x20x20}	-	24x16	{8x24x8}
{24x24x24}	-	28x16	{8x28x8}
{28x28x28}	-	32x16	{16x32x16}
{32x32x32}	-	36x20	{16x36x16}
{36x36x36}	-	40x20	{16x40x16}
{40x40x40}	-	-	-

T_{max} : temperaturas máximas; T_{min} : temperaturas mínimas; trainlm: Algoritmo de entrenamiento Levenberg-Marquardt; trainbr: Algoritmo de entrenamiento de regularización Bayesiana; tansig: Función de transferencia tangente-sigmoidea; purelin: Función de transferencia de limite rígido.

Resultados y discusión

Entrenamiento, evaluación y validación (1 484 datos), para los 96 escenarios de la RNA

Se determinaron todos los escenarios (Tabla 1), los rangos de variación de los $RMSE$ de estos, para la variable temperatura máxima fueron de: 1.2540 {e4} {20} a 2.4858 {e4} {40x20}; 2.1790 {e3} {40x40} a 2.2765 {e4} {8x12x4}; 2.3280 {e1} {40x40x40} a 2.4277 {e4} {16x40x16} y 2.5093 {e3} {40} a 2.6276 {e4} {16x32x16}, para las estaciones Santa Rosa I, Ruiz Cortínez, Batequis y Santa Rosa 2, respectivamente.

Para la temperatura mínima fueron de: 2.2372 {e1} {36x36} a 2.2554 {e4} {32x16}; 2.0152 {e3} {40x40} a 2.17 {e4} {16x40x16}; 2.1523 {e3} {36x36} a 2.2934 {e4} {8x8x4} y 2.01 {e3} {40x20} a 2.0809 {e4} {32x16}, para las estaciones Santa Rosa 1, Ruíz Cortínez, Batequis y Santa Rosa 2 en esa disposición.

Pronóstico (229 datos) con la RNA

Los rangos de los *RMSE* de todos los escenarios (Tabla 1), primero para la temperatura máxima, luego para la temperatura mínima, y para las estaciones: Santa Rosa 1, Ruiz Cortines, Batequis y Santa Rosa 2, en ese orden fueron de: 2.4448 {e4} {12x4} a 2.5522 {e1} {4x4x4}; 2.4697 {e3} {4x4} a 2.5420 {e2} {8x4}; 2.4915 {e1} {4} a 2.5246 {e1} {4x4x4}; 2.8649 {e1} {12} a 2.9574 {e1} {4x4}, y 2.0223 {e4} {16x32x16} a 2.1713 {e2} {36x20}; 1.9922 {e4} {16x32x16} a 2.09 {e4} {24x16}; 2.0346 {e4} {8} a 2.1776 {e2} {12x4}; 2.3035 {e1} {8} a 2.3865 {e3} {32x16}.

De todos los escenarios presentados para el entrenamiento y el pronóstico de las temperaturas máximas y mínimas diarias son mejores estimadores los escenarios {e3} para el primero, {e4} y {e1} para el segundo, para estos se aplica en la capa de salida la función de límite rígido (purelin), a excepción de {e1}, y en las capas intermedias la función tansig. Şahin (2012) realizó estimaciones de temperaturas medias mensuales del aire con sensores remotos y redes neuronales artificiales y obtuvo *RMSE* de 1.254 y 1.263 K en sus mejores ajustes y utilizó las mismas funciones de transferencia, en la salida y en la capa oculta. La mayoría de los *RMSE* en el presente estudio no son menores de 2°C, ya que se utilizaron valores de temperatura diaria.

Las diferencias de los *RMSE* de todos los rangos de los escenarios presentados tanto para el entrenamiento como el pronóstico no son mayores a 0.16°C para ambas temperaturas (máxima y mínima) y en las cuatro estaciones (Tabla 2), por lo que se puede utilizar cualquier escenario. Es la excepción la temperatura máxima de la estación Santa Rosa 1 (1.2°C).

Tabla 2. Diferencias de los rangos de variación de los *RMSE* obtenidos para las variables T_{max} y T_{min} .

Estación	Entrenamiento (1484 datos)		Pronóstico (229 datos)	
	T_{max}	T_{min}	T_{max}	T_{min}

Santa Rosa 1	1.2318	0.0582	0.1074	0.149
Ruiz Cortines	0.0975	0.1548	0.0723	0.0978
Batequis	0.0997	0.1411	0.0331	0.143
Santa Rosa 2	0.1183	0.0709	0.0925	0.083

T_{max} : temperaturas máximas; T_{min} : temperaturas mínimas.

Los mejores escenarios de los entrenamientos no coinciden con los mejores escenarios de los pronósticos (Tabla 3). Además en la mayoría de los mejores entrenamientos, para ambas temperaturas, el mayor número de neuronas en las capas ocultas tienen un *RMSE* cercano a cero, pero no necesariamente los entrenamientos con el mayor número de capas ocultas serán siempre los que obtengan los mejores ajustes, solo uno de los escenarios con tres capas ocultas presentó uno de los mejores ajustes (estación Batequis). También se observa que a diferencia de los entrenamientos, en los pronósticos la mayoría de los mejores ajustes se presentan cuando el número de neuronas en las capas ocultas son las menores, esto corrobora lo que comentan Demuth & Beale (2001) y Tymvios, Michaelides & Skouteli. (2008), que uno de los problemas que ocurre cuando se está entrenando una RNA es que se sobreajusta el conjunto de entrenamiento y no generaliza bien para un nuevo conjunto de datos (pronóstico), como sucede en el presente trabajo.

Además (Tabla 3) no hay un escenario determinado que haya sido el mejor, tanto en el entrenamiento como en el pronóstico.

Lo que interesa son los mejores escenarios del pronóstico, ya que estos garantizan que los datos estimados estén más cercanos a los observados (*RMSE* cercanos a cero). Como los mejores escenarios del pronóstico no se corresponden con los mejores del entrenamiento, se tomó la decisión de trabajar con los del pronóstico que se presentan en las dos últimas columnas (Tabla 3).

Tabla 3. Mejores escenarios con sus respectivas neuronas en la(s) capa(s) oculta(s) y *RMSE*, para el entrenamiento y pronóstico.

Estación	Mejores escenarios con su error	
	Entrenamiento	Pronóstico

	T_{max}	T_{min}	T_{max}	T_{min}
Santa Rosa 1	{e4}, {20}, 1.25	{e1} {36x36}, 2.24	{e4} {12x4}, 2.44	{e4} {16x32x16}, 2.02
Ruiz Cortines	{e3} {4x40}, 2.18	{e3} {40x40}, 2.02	{e3} {4x4}, 2.47	{e4} {16x32x16}, 1.99
Batequis	{e1} {40x40x40}, 2.33	{e3} {36x36}, 2.15	{e1} {4}, 2.49	{e4} {8}, 2.05
Santa Rosa 2	{e3} {40}, 2.51	{e3} 40x20}, 2.01	{e1} {12}, 2.87	{e1} {8}, 2.30

T_{max} : temperaturas máximas; T_{min} : temperaturas mínimas

Comparación de los mejores escenarios del pronóstico de RNA con los modelos de series de Fourier de mejor ajuste

Los mejores escenarios del pronóstico de las RNA se compararon con los mejores modelos de series de Fourier obtenidos para cada una de las estaciones, en la Figura 1 (Santa Rosa I) se muestra el comportamiento de las diferencias de los valores observados de temperatura máxima con los valores pronosticados con cada uno de estos dos modelos. Estas diferencias presentan las mismas tendencias y están alejadas de la línea del valor cero en la misma proporción. Además se observa que el rango de las diferencias está entre 10° C y -6° C. Esto que se comentó se presenta también en las otras tres estaciones y para la temperatura mínima (Figura 2).

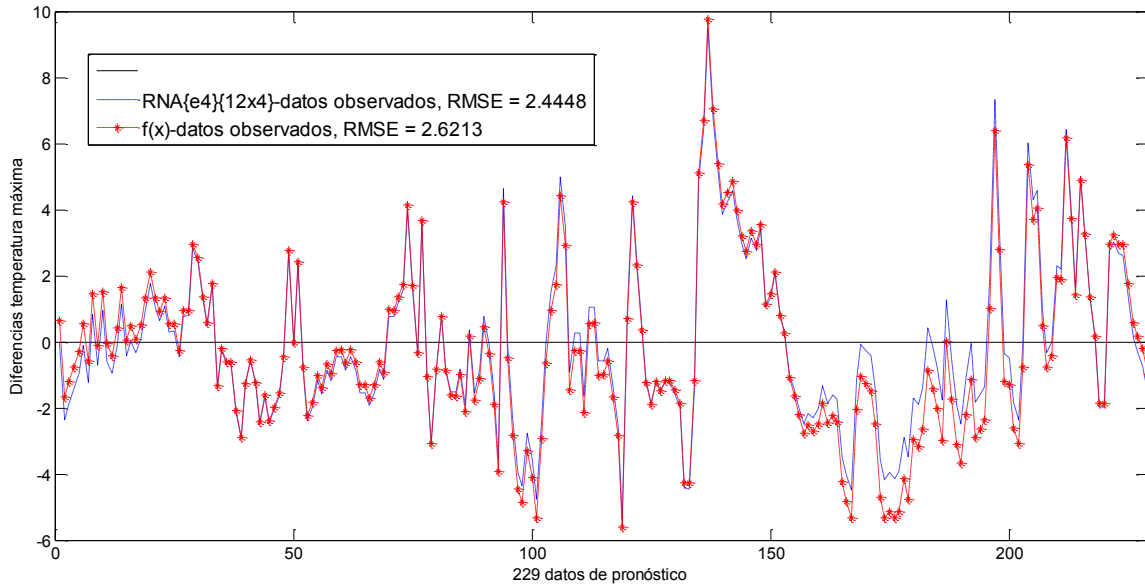


Figura 1. Diferencias de los modelos de RNA y serie de Fourier con los datos observados de temperaturas máximas para Santa Rosa I AC; modelo de Fourier con $n = 5$: $f(x) = 31.86 - 0.6201 \cos(0.01727x) + 5.871 \sin(0.01727x) + 0.8935 \cos(2 \cdot 0.01727x) - 0.0709 \sin(2 \cdot 0.01727x) - 0.745 \cos(3 \cdot 0.01727x) + 0.6926 \sin(3 \cdot 0.01727x) + 0.3822 \cos(4 \cdot 0.01727x) + 0.1923 \sin(4 \cdot 0.01727x) - 0.227 \cos(5 \cdot 0.01727x) + 0.1547 \sin(5 \cdot 0.01727x)$.

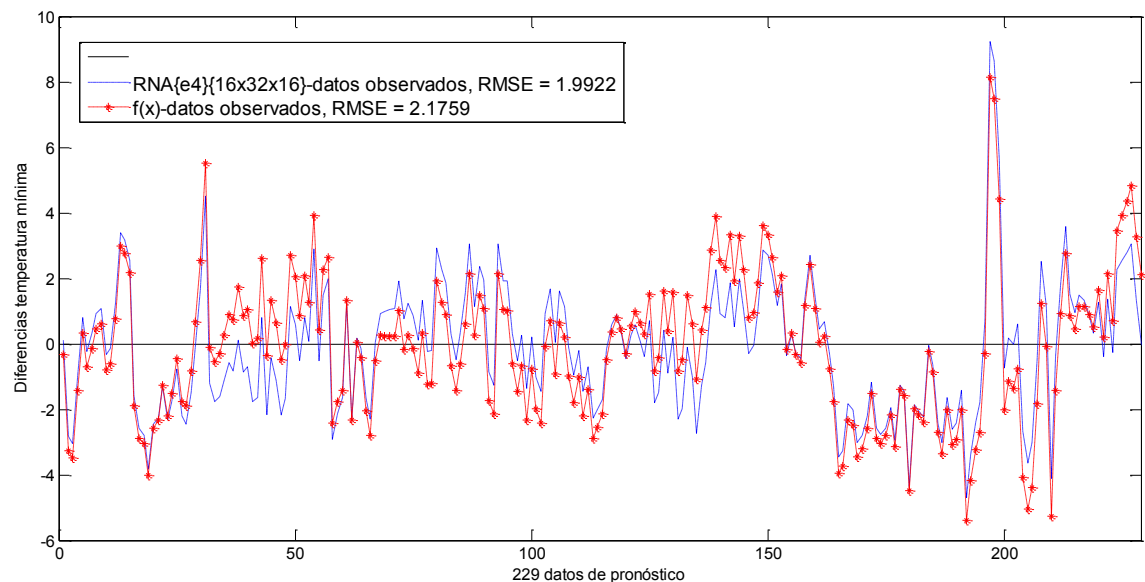


Figura 2. Diferencias de los datos observados de temperaturas mínimas con los modelos de RNA y serie de Fourier, para Ruiz Cortínez; modelo de Fourier con $n = 8$: $f(x) = 15.98 - 2.83 \cos(0.0172x) + 8.476 \sin(0.0172x) - 0.5298 \cos(2*0.0172x) - 1.121 \sin(2*0.0172x) - 1.142 \cos(3*0.0172x) + 0.3966 \sin(3*0.0172x) + 0.1746 \cos(4*0.0172x) - 0.6291 \sin(4*0.0172x) + 0.1938 \cos(5*0.0172x) - 0.1892 \sin(5*0.0172x) - 0.04237 \cos(6*0.0172x) + 0.09564 \sin(6*0.0172x) + 0.2258 \cos(7*0.0172x) + 0.05545 \sin(7*0.0172x) - 0.4136 \cos(8*0.0172x) - 0.02458 \sin(8*0.0172x)$.

En la estimación de las variables temperatura máxima y mínima, los mejores modelos de series de Fourier solo para dos estaciones, están descritos debajo de las Figuras 1 y 2. Los *RMSE* obtenidos, para el ajuste (1484) y la validación (pronóstico) del modelo (229), para la temperatura máxima fueron: Santa Rosa 1, con $n=5$, 2.553, 2.6213; Ruiz Cortines, con $n = 7$, 2.266, 2.5321; Batequis, con $n=7$, 2.417, 2.6847 y Santa Rosa 2, con $n = 7$, 2.555, 3.0855. Y para la temperatura mínima: Santa Rosa 1, $n = 7$, 2.379, 2.1415; Ruiz Cortines, $n = 8$, 2.163, 2.1759; Batequis, $n = 8$, 2.289, 2.1822 y Santa Rosa 2, $n = 7$, 2.135, 2.5005.

Al comparar los *RMSE* (Tabla 3) de las RNA con los del modelo de series de Fourier para temperatura máxima en las cuatro estaciones para el pronóstico, los primeros resultan mejores, por centésimas, lo mismo sucede al comparar los *RMSE* para la temperatura mínima. Al tener en cuenta que las temperaturas se registran hasta decimas de grado, las RNA presentan un mejor desempeño (menores *RMSE*) en máximo tres décimas, que el modelo de Fourier para todas las estaciones. No obstante que para entrenar este tipo de red neuronal (*backpropagation*) se necesitan conocer cuatro variables de entrada (día juliano, latitud, longitud y altitud) y para el modelo de series de Fourier únicamente la serie de tiempo en días.

Lo obtenido en este trabajo corrobora lo encontrado por Şahin (2012), que propone a la red neuronal artificial como un método alternativo para estimar la temperatura del aire con suficiente exactitud. La importancia de los modelos de series de Fourier obtenidos es como lo comentan Coronas & Baldasano (1984), que las ecuaciones son representativas de forma anual para donde se generaron y su ventaja, es que representan una gran cantidad de datos en una sola ecuación y se incorporan nuevos

datos fácilmente. Finalmente, Almonacid, Pérez-Higueras, Rodrigo & Hontoria (2013) también realizaron una comparación de tres métodos para estimar temperaturas horarias para localidades españolas: el de redes neuronales artificiales proporcionó los mejores resultados, la función de transferencia que utilizaron fue purelin en la capa de salida y tangente sigmoidea en la capa oculta, obteniendo *RMSE* en un rango de 0.53 – 1.20° C, estas funciones fueron las que mejor desempeño obtuvieron en el presente trabajo tanto en los ajustes, como en los pronósticos.

Conclusiones

En el pronóstico de las temperaturas máximas o mínimas en el distrito de riego 075 para cualquiera de sus aplicaciones, como el cálculo de la evapotranspiración de referencia, se pueden utilizar cualquiera de los escenarios de las RNA. Las funciones de transferencia que ofrecen mejores desempeños en el ajuste para el entrenamiento y/o pronóstico de la temperatura máxima o mínima diaria con la RNA *backpropagation* fueron: tangente sigmoidea en la capa oculta y purelin en la capa de salida. Los mejores modelos de RNA para el pronóstico de temperaturas máximas y mínimas diarias obtuvieron desempeños similares en comparación con los realizados por los mejores modelos de series de Fourier, para las estaciones de estudio.

Referencias

- Alexandridis A. K. & Zaprani A. D. (2013). *Modeling the daily averagetemperature. In: Weather Derivatives* (pp. 87-164). New York: Modeling and Pricing Springer.
- Almonacid F., Pérez-Higueras P., Rodrigo P & Hontoria L. (2013). Generation of ambient temperature hourly time series for some Spanish locations by artificial neural networks. *Renewable Energy*, 51 (marzo), 285-291.

Cai, J., Liu Y., Lei T. & Pereira L. S. (2007). Estimating reference evapotranspiration with the FAO Penman-Monteith equation using daily weather forecast messages. *Agricultural and Forest Meteorology*, 145(1), 22-35.

Cobaner M., Citakoglu H., Kisi O. & Haktanir T. (2014). Estimation of mean monthly air temperatures in Turkey. *Computers and electronics in agriculture*, 109, 71-79.

Coronas S. A. & Baldasano R. J. M. (1984). Fourier analysis of meteorological data to obtain a typical annual time function. *Solar Energy*, 32(4), 479-488.

Cristóbal J., Ninyerola M. & Pons X. (2008). Modeling air temperature through a combination of remote sensing and GIS data. *Journal of geophysical research*, 113, D13106.

Demuth H. & Beale M. (2001). *Neural Network Toolbox. For Use with Matlab. User's Guide* (version 4). Natick. Ma. USA: MathWorks, Inc.

Dubbel. H. (1977). *Manual del constructor de máquinas* (5ª. ed.). Barcelona, España: Editorial Labor, S.A.

Elías C. F. & Castellví S. F. (2001). *Agrometeorología* (2ª. ed. corregida). España: Ediciones Mundi-Prensa.

Hargreaves G. H. y Samani Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96-99.

Haykin S.S. (1994). *Neural Networks. A comprehensive foundation*. Ontario Canada: MacMaster MacMillan Publishing Company.

Lobato-Sánchez, R. & Altamirano-del-Carmen, M. A. (2017). Detección de la tendencia local del cambio de la temperatura en México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(6), 101-116, DOI: 10.24850/j-tyca-2017-06-07.

MathWorks, Inc. 2001. *Curve fitting Toolbox User's Guide*. Natick. Ma. USA: The MathWorks, Inc.

Monestiez P., Courault D., Allard D. & Ruget F. (2001). Spatial interpolation of air temperature using environmental context: Application to a crop model. *Environmental Ecology Statistics*, 8(4), 297-309.

Şahin M. (2012). Modelling of air temperature using remote sensing and artificial neural network in Turkey. *Advances in space research*, 50(7), 973-985.

Segura-Castruita, M. A., & Ortiz-Solorio, C. A. (2017). Modelación de la evapotranspiración potencial mensual a partir de temperaturas máximas-mínimas y altitud. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 93-110.

Thornley J. H. M. & France J. (2007). *Mathematical models in agriculture. Quantitative methods for the plant, animal and ecological sciences* (2nd. ed.). Wallingford, UK: Centre for Agriculture and Bioscience International.

Tymvios, F. S., Michaelides S. C. & Skouteli C. S. (2008). Estimation of surface solar radiation with artificial neural networks. En: Viorel Badescu (ed.). *Modeling Solar Radiation at the Earth's Surface*. Germany, Berlín: Springer.