



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias $\mathcal{E}$ Agua

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

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



Consejo Editorial

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

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

Editor en Agua y Energía
Dr. Humberto Marengo Mogollón
Consultor

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

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

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

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

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

Editor en Hidrología
Dr. Fco. Javier Aparicio Mijares
Consultor

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

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

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

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

©**TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, es una publicación bimestral editada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, teléfono +52 (777) 3 29 36 00, extensión 474, www.imta.gob.mx/tyca, fsalinas@tlaloc.imta.mx. Editor responsable, Nahún Hamed García Villanueva; Reserva de Derecho al Uso Exclusivo No. 04-2011-083111404500-203 e ISSN 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Subcoordinación de Difusión y Divulgación, Lic. Francisco José Salinas Estrada, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550. Fecha de la última modificación, 31 de agosto de 2016.

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

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

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



Para comentarios a la Coordinación
Editorial, dé clic aquí



Para suscripciones, dé clic aquí



Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016

Portada: cuenca del río Juntanghu, en las montañas Tian Shan, en Xinjiang, China. La evaluación de la escorrentía del deshielo en las cuencas sin llevar a cabo observaciones intensivas para la gestión de los recursos hídricos es preocupante. El modelo de herramienta de evaluación de suelos y aguas (SWAT) se utiliza para evaluar los efectos de un posible cambio climático, pues utiliza datos meteorológicos, que incluyen precipitación, temperatura, viento y radiación solar, para describir el impacto del cambio climático en el caudal de ríos, como en la cuenca Juntanghu, en China. Ver el artículo “Snowmelt Runoff Analysis under Generated Climate Change Scenarios for the Juntanghu River Basin, in Xinjiang, China” de Yue-Jian Wang, Xian-Yong Meng, Zhi-Hui Liu y Xiao-Nan Ji (pp. 41-54).

Autor de fotografía: Xian-yong Meng.





Inundación de fusión de la nieve en la cuenca del río Juntanghu, en Xinjiang, China.

Foto: Xian-Yong Meng.

Artículos técnicos

Utilidad de la geomorfología, arqueología e historia para conocer la dinámica fluvial de los ríos Duero y Tera en Numancia (Soria, España)
Eugenio Sanz-Pérez
Ignacio Menéndez-Pidal

Influencia de la presión en roturas de tubería de redes de distribución
Ángela Martínez-Codina
Casilda Saavedra
Luis Cueto-Felgueroso
Luis Garrote

Snowmelt Runoff Analysis under Generated Climate Change Scenarios for the Juntanghu River Basin, in Xinjiang, China
Yue-Jian Wang
Xian-Yong Meng
Zhi-Hui Liu
Xiao-Nan Ji

Riparian Communities along Longitudinal Gradients in Mexico's Northeastern San Juan River
San Juana Guerra
Liliana Lizárraga-Mendiola
José Návar

Calidad del agua subterránea: acuífero sur del estado de Quintana Roo, México
Joan Alberto Sánchez
Teresa Álvarez
Julia Guadalupe Pacheco
Laura Carrillo
Roger Amílcar González

Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso
Henry Casierra-Martínez
Jafeth Casalins-Blanco
Ximena Vargas-Ramírez
Aracelly Caselles-Osorio

Percepciones sobre vulnerabilidad frente al cambio climático en una comunidad rural de Yucatán
Denise Soares
Norma Cecilia Sandoval-Ayala

Technical articles

Utility of Geomorphology, Archeology and History in Understanding the Fluvial Dynamics of the Rivers Duero and Tera in Numancia (Soria, Spain) 5
Pablo Chafía
Pamela Cerón

Influence of Pressure on Pipe Breaks in Water Distribution Networks 25
Ángela Martínez-Codina
Casilda Saavedra
Luis Cueto-Felgueroso
Luis Garrote

Análisis del escurrimiento y derretimiento de la nieve generada en escenarios de cambio climático para la cuenca del río Juntanghu, en Xinjiang, China 41
Yue-Jian Wang
Xian-Yong Meng
Zhi-Hui Liu
Xiao-Nan Ji

Comunidades ripáricas en gradientes longitudinales en el río San Juan del noreste de México 55
San Juana Guerra
Liliana Lizárraga-Mendiola
José Návar

Groundwater Quality: Quintana Roo, Mexico, Southern Aquifer 75
Joan Alberto Sánchez
Teresa Álvarez
Julia Guadalupe Pacheco
Laura Carrillo
Roger Amílcar González

Domestic Wastewater Disinfection Using a Coupled System for Reuse Purposes 97
Henry Casierra-Martínez
Jafeth Casalins-Blanco
Ximena Vargas-Ramírez
Aracelly Caselles-Osorio

Perceptions of Vulnerability to Climate Change in a Rural Community in Yucatán 113
Denise Soares
Norma Cecilia Sandoval-Ayala

Consumo de agua y producto interno bruto en la cuenca Lerma-Chapala Juan José Fernández-Durán Antonio Lloret	<i>Water Use and Gross Domestic Product in the Lerma-Chapala Hydrographic Basin</i> Juan José Fernández-Durán Antonio Lloret	129
Modelo dinámico adaptativo para la gestión del agua en el medio urbano Poliopetro F. Martínez-Austria Alberto Vargas-Hidalgo	<i>Adaptive Dynamic Model for Urban Water Management</i> Poliopetro F. Martínez-Austria Alberto Vargas-Hidalgo	139
Notas técnicas	<i>Technical notes</i>	
Modelo <i>Seawat</i> para intrusión salina en el acuífero de Boca Abierta, Sonora Armando G. Canales Carlos E. Velázquez Luis Islas Randall T. Hanson Alyssa Dausman	<i>Seawat Model for Saline Intrusion in Boca Abierta, Sonora Aquifer</i> Armando G. Canales Carlos E. Velázquez Luis Islas Randall T. Hanson Alyssa Dausman	155
Una aplicación hidrológica de la regresión lineal múltiple ponderada Daniel Francisco Campos-Aranda	<i>An Hydrological Application of Weighted Multiple Linear Regression</i> Daniel Francisco Campos-Aranda	161
Discusión	<i>Discussion</i>	175
Guía para colaboradores	<i>Contributor's guide</i>	177

Utilidad de la geomorfología, arqueología e historia para conocer la dinámica fluvial de los ríos Duero y Tera en Numancia (Soria, España)

• Eugenio Sanz-Pérez* • Ignacio Menéndez-Pidal •
Universidad Politécnica de Madrid, España

*Autor para correspondencia

Resumen

Sanz-Pérez, E., & Menéndez-Pidal, I. (julio-agosto, 2016). Utilidad de la geomorfología, arqueología e historia para conocer la dinámica fluvial de los ríos Duero y Tera en Numancia (Soria, España). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 5-23.

Antes de la construcción de la presa de la Cuerda del Pozo, y en el tramo del río Duero estudiado, éste no había sufrido cambios importantes en su morfología en los dos o tres últimos siglos. Ello se deduce tras la consulta de mapas antiguos, documentos históricos, fotografías aéreas y con la ayuda del análisis geomorfológico. El río Tera ha cambiado de manera continua, pero dentro del margen de libertad impuesto por los bordes de la terraza T_1 , situada a 7-9 m por encima de ambos ríos. En el Duero se identifica un primer tramo rectilíneo de dirección NNO-SSE, en donde los cambios han sido mínimos. Sigue luego una banda S-O, donde se han constatado variaciones de mediana entidad y, sobre todo, una mayor movilidad en periodos de crecida. Dentro de esta banda, la movilidad del cauce del Duero quizá haya sido mayor en las proximidades de Garra, que representa un punto fijo para ambos ríos. También se observa en esta franja, y en general en todo ese sector, una tendencia del río Duero a desplazarse hacia el sur, como respuesta a la asimetría general del valle, donde las terrazas y llanura de inundación de la margen izquierda están mucho más desarrolladas. La construcción del pantano de la Cuerda del Pozo (y el de Dombellas, de modo secundario) ha supuesto la práctica desaparición de avenidas de alta frecuencia y reducción del aporte de sedimentos. Ello se ha traducido en disminución de la anchura del cauce y, sobre todo, en fijación del Duero por un solo cauce, estabilizándose el río en la banda más cambiante del sur, en la que apenas se observan modificaciones en los últimos 80 años, y donde el uso ocasional de cauces abandonados es remoto.

Palabras clave: dinámica fluvial, geomorfología, arqueología, historia, ríos Duero y Tera, España.

Abstract

Sanz-Pérez, E., & Menéndez-Pidal, I. (July-August, 2016). Utility of Geomorphology, Archeology and History in Understanding the Fluvial Dynamics of the Rivers Duero and Tera in Numancia (Soria, Spain). *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 5-23.

Before the construction of the Cuerda del Pozo dam, the stretch of the River Duero being studied had not undergone significant morphological changes over the previous two or three centuries. This fact was deduced after consulting old maps, historic documents, aerial photographs and analyzing the geomorphology. In contrast, the River Tera has undergone constant changes, though the changes have taken place within the margins imposed by the edges of the river terrace, T_1 , which is situated 7-9 m above the level of both rivers. In the River Duero, changes in the initial straight reach, flowing NNW-SSE, have been minimal. Then, in the downstream stretch flowing S-W, moderate changes have been noted including, above all, greater mobility during spate flows. Within this reach, the mobility of the riverbed of the Duero has perhaps been greater than in the vicinity of Garra, which represents a fixed point for both rivers. In this reach, and perhaps over this entire section, a trend has also been observed for the river Duero to be displaced towards the south in response to the general asymmetry of the valley: the terraces and floodplain of the left bank are much more developed. The construction of the Cuerda del Pozo reservoir (and the secondary Dombellas reservoir) has meant the virtual disappearance of high-frequency floods and a reduction in sediment input. This has been translated into a narrowing of the riverbed and, above all, in the establishment of the Duero as a single watercourse, which has settled the river in the more changeable southern band. There have been hardly any modifications over the last 80 years, with only a remote chance of the abandoned watercourses being occupied.

Keywords: Fluvial dynamics geomorphology, archeology, history, Duero and Tera rivers, Spain.

Recibido: 05/03/2015
Aceptado: 02/02/2016

Introducción y objetivos

El Duero, uno de los principales ríos de España, nace en la provincia de Soria (figura 1). Su cabecera, aguas abajo de la presa del embalse de la Cuerda del Pozo (Soria), transcurre por una ancha y bien definida cubeta llamada Vega Cintora. Su trazado meandriforme serpentea por una amplia llanura rellena de depósitos cuaternarios, que tiene unos 8 km de longitud y anchura media de 3 km. Sigue luego hasta el pequeño embalse de Buitrago en Dombellas, donde el río, con su dirección dominante oeste-este, presenta un gran desarrollo de terrazas hasta su confluencia con el río Tera en la amplia llanura de Garra (figura 2). Aquí cambia de rumbo, girando 90° hacia el sur, dirección que mantendrá 45 km hasta Almazán, donde nuevamente va a cambiar, tomando el rumbo definitivo este-oeste en dirección hacia el Atlántico.

La zona de estudio se sitúa en las amplias terrazas de la margen izquierda del río Duero de esta segunda cubeta cuaternaria, que se podría definir en la confluencia de este río con el Tera. En dicha zona, la llanura de inundación presenta un desarrollo considerable, con una extensión de unos 15 km², y constituye la fértil Dehesa de Garra (o soto de Garra), típico soto dedicado a pastizales y bosques de ribera, que ha sido explotado para la ganadería desde la temprana ocupación del hombre. Conserva todavía un significativo registro de antiguos canales, tes-

timonio geomorfológico de las migraciones del canal del río Duero.

Las terrazas de Duero en esta zona han sido parcialmente estudiadas en sus diversos aspectos. Así, se pueden citar los trabajos pioneros de Hernández-Pacheco (1928) y Sáenz (1934, 1951, 1957, 1958), referidos a las proximidades de Soria. Los más generales de Hoyos, Leguey y Rodríguez (1973); Delgado (1988); Rodríguez de Tembleque (1998); Rodríguez-García y Pérez-González (2002); Fernandez, Rey, Babin y Tejero (2004), y Rodríguez-García (2008). Y otros más específicos de la zona de Sanz (2001); Sanz, Sáenz y Meneses (2001); Sanz, Báez, Menéndez-Pidal y Pascual (2002); y Alcalde, Gómez-Manzanque, Postigo-Mijarra, Sanz y Menéndez-Pidal (2003), referidas al Cuaternario y dinámica del río Duero en la citada vega Cintora.

Por otra parte, y como se sabe, la construcción de presas modifica las condiciones de equilibrio iniciales de los ríos, generando una serie de cambios en los procesos fluviales. Diversos autores han estudiado los efectos hidrológicos y geomorfológicos de las grandes presas, entre los que se puede destacar a Leopold, Colman y Millar (1964); Petts (1984); Morisana (1985); Williams y Wolman (1984), y Kondolf (1997), entre otros. En tales trabajos se constata que dichos cambios suelen ocurrir en los primeros 20 años después de la construcción de las presas.

Los mapas geomorfológicos, yacimientos arqueológicos, mapas antiguos, documentos históricos y fotografías aéreas prestan un gran apoyo para la interpretación de los procesos fluviales en la llanura de inundación. Con la información proporcionada con esta documentación se ha intentado abordar los siguientes objetivos:

- Analizar los procesos de dinámica fluvial y del comportamiento reciente del río Duero y Tera, responsables de la morfogénesis de la llanura de inundación, sin pretender abordar el análisis paleoclimático y paleohidrológico, que requeriría un tratamiento más complejo. Se analizan así los

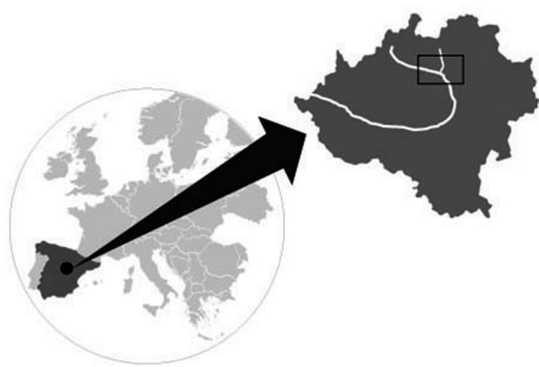


Figura 1. Situación de la zona de estudio.

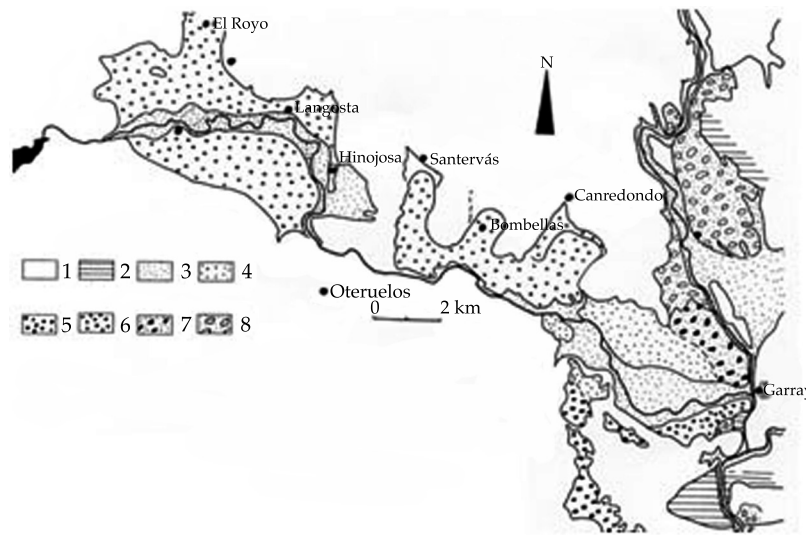


Figura 2. Esquema simplificado de las terrazas del Duero entre Cintora y Garray (tomado de Sanz, 2001); 1 y 2, sustrato 3; llanura de inundación y terrazas intermedias, que no se diferencian, 4, 5 y 6; terrazas altas del Duero y Tera, 7 (Fm. Numancia de bloques. Cuaternario antiguo).

principales cambios sufridos por el río Duero y Tera, a partir de la superposición de fotos y mapas antiguos en el tramo comprendido entre el embalse de Dombellas y Garray.

- Analizar el impacto antropogénico de la llanura de inundación, como son los efectos que ha producido el embalse de la Cuerda del Pozo en la dinámica fluvial de este río.

Metodología

La evolución de los cauces de los ríos Duero y Tera, así como de sus respectivas llanuras de inundación que pudieran haber sido susceptibles de cambiar con el tiempo, se han analizado a partir de los siguientes métodos:

Para conocer la dinámica de tiempos más recientes se ha hecho un análisis diacrónico de las fotografías aéreas verticales a escalas 1/33 000 (años cincuenta del siglo XX); 1/18 000 (años setenta y ochenta del siglo XX), y 1/5 000 (2010), acompañado de un reconocimiento de campo intenso. Se han cartografiado los cauces y las distintas superficies de uso del suelo de la llanura de inundación (barras, vegetación

herbácea colonizadora y praderas, vegetación de ribera, zonas antropizadas como extracciones de áridos, etc.).

La fotointerpretación geomorfológica de las fotografías aéreas ha ido acompañado también de un reconocimiento de campo intenso. A partir de la fotografía aérea se han definido las distintas unidades geomorfológicas que, complementándose con la información obtenida de los afloramientos de campo, ha servido para realizar un mapa geomorfológico. El conocimiento de la geomorfología de la zona resulta esencial para comprender los procesos que han intervenido en la evolución temporal y espacial de la dinámica de los ríos Duero y Tera, y para explicar y predecir su respuesta frente a alteraciones introducidas por el hombre. En este sentido, se han analizado todas las fotografías aéreas existentes (1956, 1977, 1985, etc.), presentándose la fotointerpretación geomorfológica de la de 1957 y 1985 en las figuras 2 y 3.

Para el seguimiento retrospectivo de las variaciones del cauce y de la llanura de inundación en épocas anteriores (pero también en las recientes), se ha aplicado también un método histórico, basado en la información proporcionada

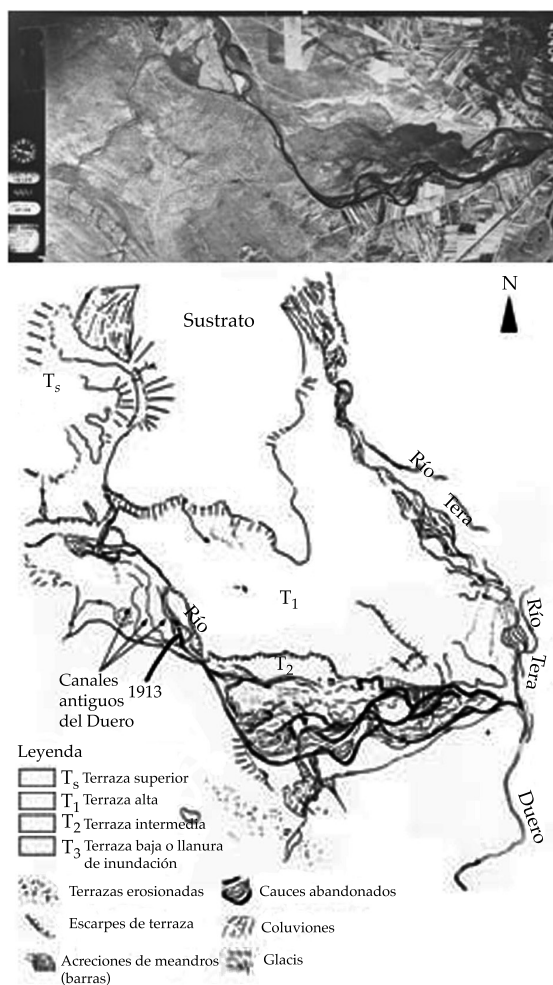


Figura 3. Fotointerpretación geomorfológica de la fotografía aérea de mayo de 1957 (vuelo americano) a escala 1/33 000.

por una investigación bibliográfica profunda, que incluye noticias, documentos y cartografía antigua, fotografías aéreas de distintas épocas y fotografías históricas, etcétera. Con estas fuentes se pueden relatar los hechos causados por crecidas, desbordamientos o por la actividad antropogénica. Todo ello presta un gran apoyo para la interpretación de los procesos fluviales en la llanura de inundación o terraza actual. Se consultaron 11 archivos oficiales y particulares, y se recopilieron numerosas referencias bibliográficas de carácter histórico.

Otra fuente de información fue la situación de los yacimientos arqueológicos dentro de las

distintas terrazas fluviales, que en la zona son relativamente abundantes y abarcan un amplio espectro cronológico. Se suponen que si estos yacimientos se han conservado es porque los asentamientos humanos se ubicaban en zonas no inundables en la época en que eran funcionales.

En concreto, y para estas dos últimas fuentes de información, se ha manejado la siguiente documentación: yacimientos arqueológicos del entorno del Soto de Garay de la guía arqueológica de la provincia de Soria; referencias textuales de autores clásicos acerca del régimen del Duero durante el cerco a Numancia en el año 133 a. C. (Morales-Hernández, 1990, 1995, 2001, 2004, 2006a, 2006b y 2009; Morales-Hernández & Dobson, 2005); mapa de Tomás López (1757) y archivos del texto del mismo; Catastro de la Ensenada, de 1755; mapa de Coello y otros del siglo XIX (Loperráez, 1788; Coello, 1860; Álvarez, 1997); memoria de Eduardo Saavedra acerca de la descripción de la vía romana de Numancia a Augustóbriga en 1847 (Saavedra, 1879); documentos históricos diversos (Madoz, 1849; Blasco, 1909; Zamora-Lucas, 1951; Ortego, 1967; Zozaya, 1970; Martín de Marco, 1986); notas de campo que acompañan a los mapas topográficos 1/50 000 de la hoja de Soria (núm. 350) del Instituto Geográfico Nacional, 1915; memorias de las excavaciones de Adolf Schulten sobre el cerco de Numancia (Schulten, 1905, 1908, 1909, 1927, 1937 y 1945); plano del aeródromo militar de Garay, 1940; fotografías aéreas de 1957 (vuelo americano) a escala 1/33 000 y del vuelo nacional (1/18 000) de 1977 y 1983; fotografías aéreas en color de años posteriores; fotografías del río Duero del archivo particular de Pedro Latorre Macarrón; todos los mapas topográficos 1/25 000 y 1/50 000 de la zona.

Resultados

Geomorfología

La fotointerpretación geomorfológica de las fotografías aéreas de 1957 y 1985 se presentan en las figuras 3 y 4. Los rasgos geomorfológicos dominantes en el entorno de la zona de estudio están marcados por las terrazas de los

ríos Duero y Tera. Hay otras superficies más antiguas, como el pediplano prefluvial, anterior a las terrazas fluviales y que modela parte de Valonsadero, así como los relieves residuales de Carcaña, Berrún, Velloso, etc. (Sanz, 2001).

Desde Soria hasta Vega Cintora y el embalse de Dombellas, se pueden distinguir los siguientes niveles de terrazas: una terraza alta a +60 -80 m por encima del Duero; una terraza media situada a +20 -25 m, la terraza baja a +3 -6 m, y la llanura de inundación. Sin embargo, en la cubeta de Cintora sólo es reconocible el nivel situado a +6 -8 m y la actual llanura de inundación; en la zona de Garray, tanto el Duero como el Tera presentan una terraza intermedia entre la llanura de inundación y la de +6 -8 m, que está a +3 -4 m (figuras 3 y 4).

El borde norte se adapta, sin embargo, a tres amplios entrantes de la sierra de Carcaña, que han sido aluvionados por grandes meandros de un antiguo y caudaloso Duero, que se ha adaptado a los salientes y entrantes de la mencionada sierra. De hecho, las terrazas que se conservan en este tramo no están directamente colgadas en las laderas, sino que corresponden a meandros adaptados a un relieve preexistente, que han quedado preservados del encajamiento de éste. Nos referimos a las rinconadas y vegas de Santervás de la Sierra, Dombellas y Canredondo (en referencia a un campo redondo o meandro), pueblos situados precisamente en la ladera baja de la Sierra y con vegas agrícolas bien definidas por la existencia de terrazas. La morfología de estos depósitos ha conservado la antigua forma en meandro y es fácil adivinar una hondonada en la periferia del valle de Canredondo, por ejemplo, que condiciona la refracción del trazado de la red actual de drenaje de las laderas, y la propensión a encharcarse, pues son zonas deprimidas, así como la orientación de los prados y fincas de labor.

Arqueología

Según los datos de la Carta Arqueológica de Soria, así como de otras informaciones que se han podido encontrar, a continuación se relacionan los yacimientos arqueológicos y asentamientos

humanos, indicando su cronología, y situándolos en el mapa geomorfológico de la figura 5.

Cartografía y documentación histórica

La primera información escrita se refiere al Cerco de Numancia (133-134 a. C.), donde Apiano indica que el Duero era un río ancho y rápido, por lo que Escipión desistió de hacer un puente y construyó un sistema de bloqueo para que no pudieran pasar aquellos voluntarios celtíberos que pretendían ayudar a los sitiados. En sus textos se indica también que el río era navegable en pequeños botes a remo y de vela (Morales-Hernández, 2001, 2009), cosa que llama la atención, pues hoy en día hay tramos de tan poca profundidad que ni siquiera es posible pasar a remo. En la figura 6 se presenta la situación de los campamentos romanos del cerco de Numancia según Schulten (1920).

En el Catastro de la Ensenada del siglo XVIII se indica que en el Soto del río Duero en Garray había fresnos, sauces, espinos, vergazas... y su uso para leña y pastos.

En el mapa de Tomás López (1757) (figura 7), y sobre todo en sus archivos y croquis que lo acompañan, se hacen algunas descripciones de los términos municipales que pueden ser útiles a nuestros efectos. Es el caso del Chavaler, donde se enumeran los pasos del río Duero y Tera en los diferentes caminos que partían del pueblo (Álvarez, 1997). Así, se dice que en el camino de Chavaler a Tardesillas había un puente de madera para cruzar el Tera. En Garray estaba el puente de piedra actual, donde se juntaba el Duero con el Tera, tal como hoy en día. En el camino de Chavaler a Cidones había una barca en Salas, donde había un molino (Molino del Colorao). En el camino de Chavaler a Ocenilla se pasaba el Duero por barca en La Aldehuela, que es otro molino situado en el Duero, a 1 500 m al sur de Dombellas. En el camino a Toledillo no hay puente en el Duero, y se supone se cruzaba por vado.

El plano topográfico de Numancia de Loperaez (1788) es cuasi inventado y apenas es aprovechable a nuestros efectos, salvo que en

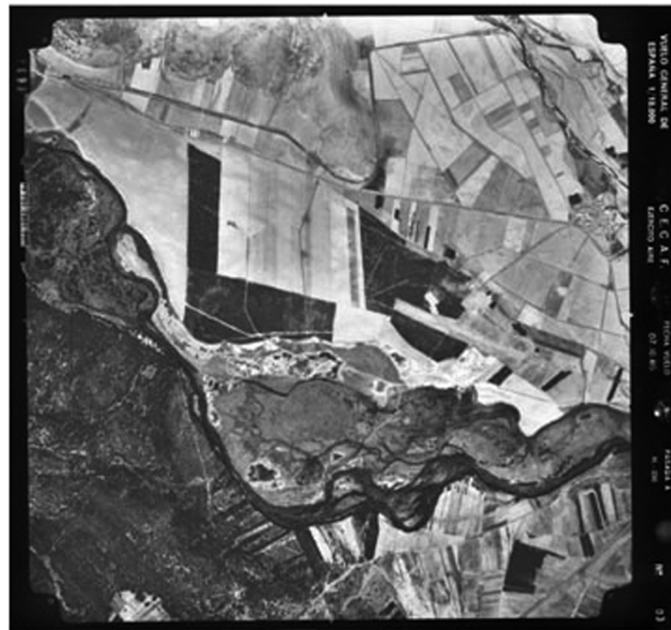


Figura 4a. Fotografía aérea del 7 de julio de 1985 a escala 1/18 000.

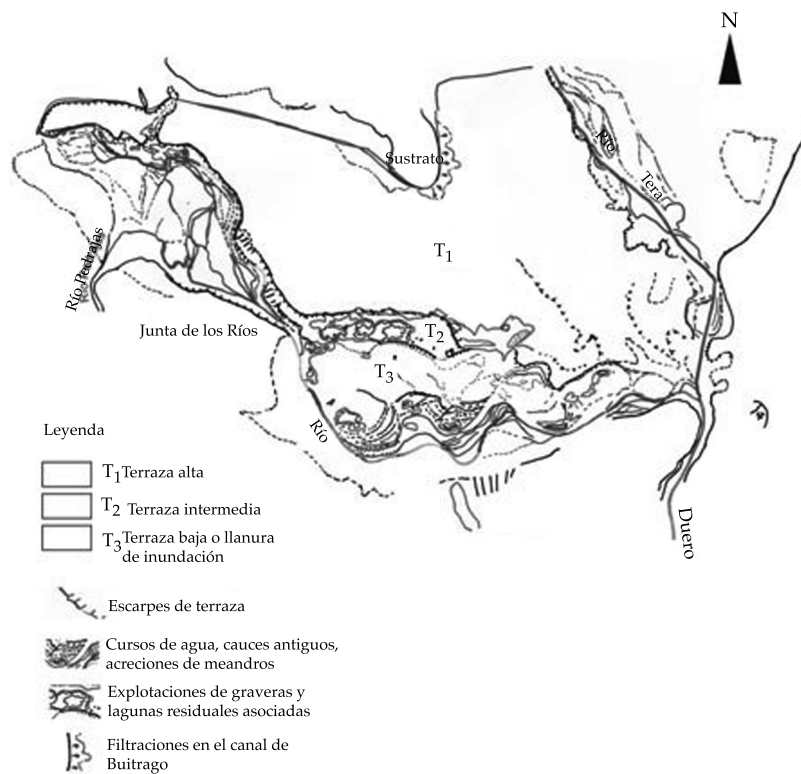


Figura 4b. Fotointerpretación geomorfológica de la fotografía aérea del 7 de julio de 1985 a escala 1/18 000.

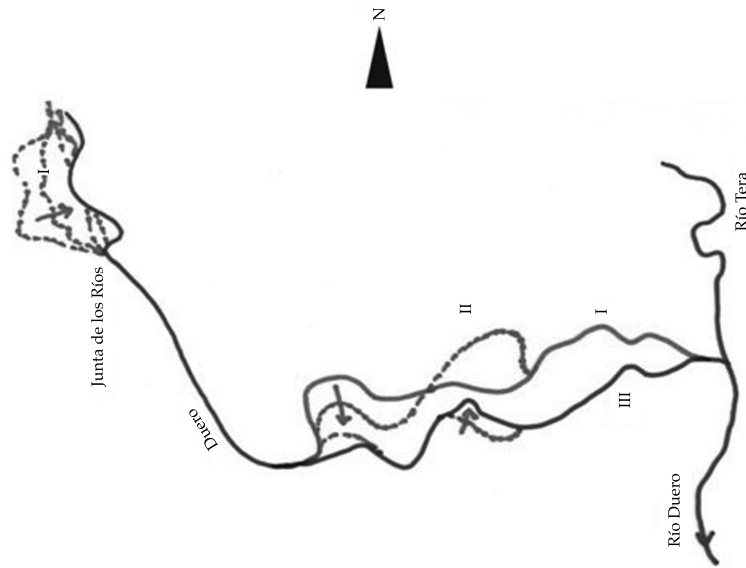


Figura 4c. Intento de evolución reciente en el trazado del río Duero; I) trazado más antiguo que erosiona la terraza intermedia en la margen izquierda en la Dehesa de Garra. Desplazamiento al este aguas arriba de la Junta de los Ríos; II) desplazamiento hacia el sur en el primer tramo y hacia el norte aguas abajo, atacando la terraza intermedia de la margen izquierda; III) desplazamiento hacia el sur. Uso de estos cauces en avenidas de antes de la construcción del pantano de la Cuerda del Pozo.

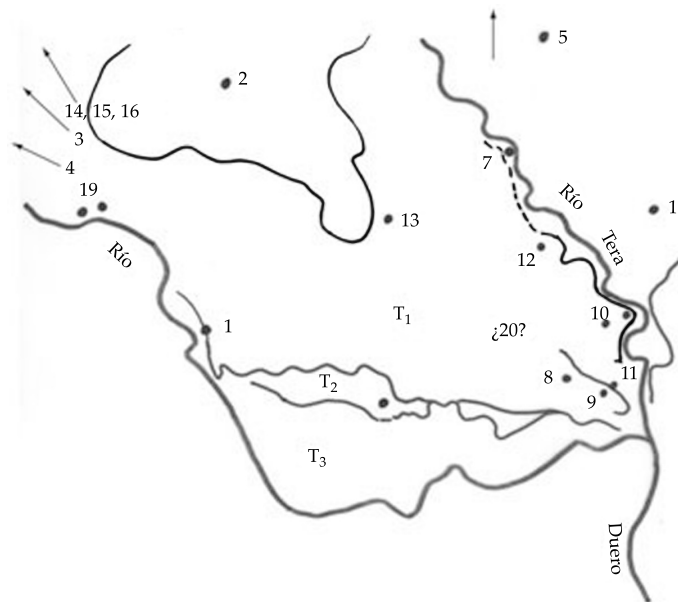


Figura 5. Situación de los yacimientos arqueológicos del entorno de la CMA respecto a las terrazas fluviales del Duero y Tera:

1) yacimientos del Paleolítico medio, en los derrubios de la terraza T₁ (depósito secundario, que procede de la T₁); 2) Los Gollizos, Paleolítico medio, situado en las laderas de la Sierra de Carcaña, en el sustrato Wealdense; 3) Santervás, Calcolítico; 4) La Huerta; 5) Molino de Chavaler, Calcolítico moderno; 6) Los Linares, Calcolítico-Neolítico; 7) Gazala II, Calcolítico; 8) Pozo de San Pedro, Campaniforme, Hierro II; 9) La Vega, Bronce antiguo, Hierro I y II; 10) Lomo de la Serna, Campaniforme, Hierro I, romano alto imperial; 11) campamento romano de alto real, perteneciente al cerco de Numancia (133 a. C.); 12) Tardesillas, restos romanos (milario) Tardorromano y alto medieval, ruinas del convento de Oter Salas (1212-1285); 13) Gazala I, Tardorromano; 14) Santervás, Tardorromano; 15) Dombellas, Tardorromano, alto medieval; 16) Ermita de Dombellas, Tardorromano; 17) La Cacara, Tardorromano; 18) Necrópolis del Soto, alto medieval; 19) San Hilario, despoblado moderno.



Figura 6. Numancia. Plano de la ciudad y el cerco de Escipión el año 133 a. C. (en círculo, zona estable por existencia de borde de terraza T_1 por el cerco romano, que cruzaba el río Tera).



Figura 7. Mapa de la provincia de Soria de Francisco de Tomás López (1757). En círculo, la zona de estudio.

la zona de Garra y Tardesillas había una vega en el río Duero y zonas cultivadas. En el mapa de la provincia de Soria de este mismo autor se ve que la curva del Duero en El Soto estaba ya configurada (figura 8).

En el mapa de la provincia de Soria del *Atlas Universal*, publicado por Franz Johann J. von Reilly, en 1788 (Viena), se ve la curva del Duero en El Soto (figura 9). En el mapa de Luis Ángel García (1835) también se observa este mismo trazado (figura 10).

En el mapa de Coello de Soria (1860), y aunque tampoco tiene detalle suficiente, sí se pueden observar tres cuestiones dignas de mencionar: la Junta de los Ríos estaba más aguas arriba que en la actualidad, el trazado del río Pedrajas era rectilíneo hacia el norte y no presentaba la curvatura que tiene en la actualidad hacia el este. Esto es perfectamente plausible, pues en esta amplia llanura de inundación, el río podría haber tenido margen de libertad



Figura 8. Mapa del Obispado de Osma, Loperráez, 1788. Obsérvese que la curva del río Duero en el Soto es parecida a la actualidad.

de tener otra desembocadura. De hecho, se “reconoce” en la plana aluvial el antiguo cauce muy desdibujado del Pedrajas. En diferentes documentos del Ayuntamiento de Soria de los años 1841, 1846, 1847, 1850 y 1854, se citan los “rompimientos hechos por el río Duero en el Monte”, y que hay que localizar seguramente en la llana de la Junta de los Ríos (Martín de Marco, 1986). Otro punto de interés se refiere a que el trazado general aguas debajo de la Junta de los Ríos es semejante al actual, e incluso se representan dos meandros como ahora. Y el tercer punto es que el Tera, aguas debajo de Chavaler estaba desdoblado en dos, para luego juntarse antes de Garra, lo cual también encaja con la existencia de una gran llanura.

Saavedra (1879) presenta un plano del territorio de alrededor de la vía romana de Uxama a Augustóbriga, y en la que aparece, con una precisión suficiente, el trazado general del Duero, ya arrimado al borde sur de la ladera del Cerro de Vellosillo (figura 11). En él se observa que hay un meandro agudo, como ahora, que procede de otro meandro anterior más suave. En el plano se representa la Casa del Soto, en cuyo territorio situado al norte había bosques. Se representa también la Laguna del Henar en Fuentecantos, y una zona pantanosa y encharcada en la margen izquierda aguas debajo de Tardesillas. Buscando

el antiguo puente romano y siguiendo las indicaciones de Apiano, Saavedra cita textualmente que: “el río Duero ha tenido un movimiento constante de echarse sobre su orilla derecha en lo que va de siglo (siglo XIX), dejando en seco la izquierda, y que ha hecho marchar un gran número de varas a su cauce” (más adelante se deduce que unos 200 m). Este movimiento hacia el sur es la tendencia que se observa desde la creación de la terraza intermedia (T_2) y también en la fotografía aérea.

Palacios (1890, p. 399), en su descripción geológica de la provincia de Soria, comenta que las avenidas del Duero arrastran siempre cantidades considerables de arenas y guijarros pequeños que se depositaban en los ensanches de sus márgenes, causando, a veces, no pocos perjuicios a los cultivos de los terrenos ribereños. Se apreciaban entonces grandes manchas de estos derrubios esparcidas a lo largo de su curso.

Ya en el siglo XX, hacia los años 1913-15, se pudo consultar el mapa a escala 1/25 000 de esta zona, y que se reproduce en la figura 11, y que sirvió de base para la publicación del mapa 1/50 000 por parte del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 1915). También se pudieron examinar los itinerarios de los topógrafos y descripción de las lindes de los términos municipales, donde



Figura 9. Mapa de la provincia de Soria del *Atlas Universal*, publicado por F. J. J. von Reilly, en 1799 (Viena). En círculo, la zona del estudio.



Figura 11. Mapa de los alrededores de Numancia por donde pasaba la vía romana. En él se refleja el trazado del Duero con cierta precisión (Saavedra, 1879).



Figura 10. Croquis de una parte del río Duero, en donde se indican sus pasos por puentes, barcas y vados (Por Luis Ángel García, 1835) (Servicio Histórico Militar).

vienen esquemas del río Duero. De este plano se tienen las siguientes observaciones:

El Soto de Garray carecía de lagunas y humedales con aguas permanentes, y tampoco había lagunas correspondientes a meandros abandonados del río Duero, como los galachos del Ebro en Zaragoza, por ejemplo (Ollero-Ojeda,

1995). La laguna llamada Poza Grande debe ser por tanto una excavación artificial realizada entre 1915 y 1940, como veremos, seguramente durante la Guerra Civil.

El Soto se dedicaba al pasto de ganado y había varias sendas que la atravesaban, como la de Las Cerradillas, que sigue el trazado de la acequia de cemento, aproximadamente, dando la vuelta hasta la senda del Soto y la senda de Los Negredos. Había varias construcciones, entre ellas una majada y una casa de labor. Por el borde, la terraza T_1 iba desde Garray el camino llamado del Soto; de Tardesillas venía otro camino; de las casas de labor iba un camino que cruzaba el Soto, llamado Camino Real, hasta llegar al río Duero, en donde no había puente, pero sí un vado. Seguramente este camino se perdía en Las Cerradillas, al otro lado del río; más al este, y partiendo del Pozo de San Pedro, había una senda que cruzaba el Duero por un vado y que era el camino de Tardesillas a Soria, continuando después por la otra margen del río; del término de Tardesillas venía la acequia del Plantío, se supone que para regar esta parte del Soto, lo cual indica que aunque ésta es la zona

más húmeda del Soto, en verano necesitarían regar los pastos de la Dehesa de la Vega; había otra acequia junto al camino de Garray a Dombellas, al oriente.

Se pueden observar también algunas modificaciones en el río Duero y Tera: el meandro A del Duero (figura 12) era más suave que en la actualidad; el meandro B del río estaba más desplazado hacia el norte, igual que el C; en el Tera se dibuja muy bien el meandro donde se sitúa la factoría de Soria Natural.

El plano de Schulten (hacia 1920) confirma lo que se ha comentado de ambos ríos en las proximidades de Garray. En la figura 13 se fotografía un meandro arenoso del Duero en 1920, aguas abajo de Numancia, representativo del tipo de sedimentación y acreción del río Duero en esta zona. En la figura 14 se aprecia el trazado en meandros del Tera que ha sido rectificado después. El Duero se ha desdoblado en dos antes de su confluencia con el Tera.

Una vista aérea de Numancia hacia 1920 viene también a confirmar el trazado actual del río Duero, *grosso modo*. En ella se pueden apreciar las barras de arena de los meandros y el sotobosque asociado con los cauces antiguos, es decir, una mayor humedad por desbordamiento.

En el mapa del aeródromo militar de Garray (1938) del Ejército del Aire (1940) (figura 15), se

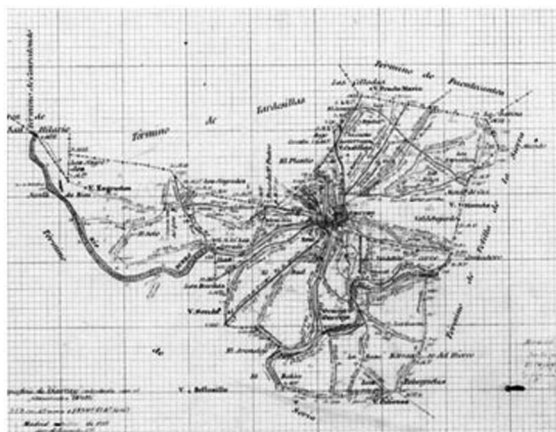


Figura 12. Borrador a escala 1/25 000 del mapa topográfico 1/50 000 número 351 (Soria) del IGN de la zona la zona de El Soto.



5. Numantia vom Hügel Canal aus: Südem

Figura 13. El Arenalejo: meandro arenoso del Duero aguas debajo de Garray. Se observa un segundo cauce en el Duero. Así, hay que imaginar parte de la terraza baja de El Soto, con un Duero que sedimenta arenas, sobre todo.



Figura 14. Panorámica de Garray a principios del siglo XX, mirando hacia el norte.

señalan las instalaciones militares utilizadas durante la guerra. En la terraza alta estaba situado el campo de aviación, depósito de explosivos, línea telefónica y carretera a Garra. En la terraza intermedia estaba el camino de San Pedro, depósitos de gasolina, barracones de madera y mampostería, pabellón para oficiales y suboficiales, depósito de agua, transformador, pozo de captación, etc. En el Soto o terraza baja había una charca (Poza Grande, quizá creada para disponer de agua cercana en caso de incendios), seis barracones, y dos líneas de electricidad y teléfonos que cruzaban el Duero.

En este plano se observa que el río Tera presentaba como funcional el meandro de la fábrica

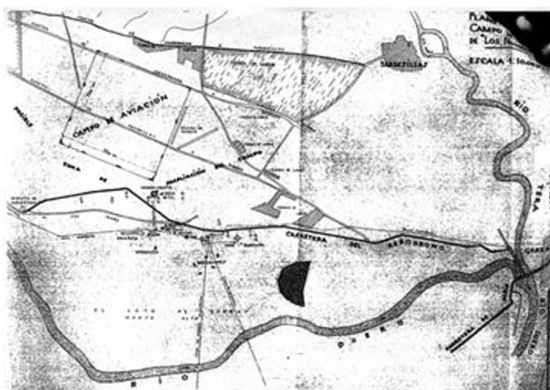


Figura 15. Mapa de El Soto y del aeródromo militar de Garray en 1940 (Archivo Histórico del Ejército del Aire), donde se aprecia la Poza Grande y diversas instalaciones ubicadas en la llanura de inundación. El pantano de la Cuerda del Pozo ya se habría construido. Uno de los meandros del Duero agudizará después su trazado.

de Soria Natural, y que el río se desdoblaba en Tardesillas (el Tera grande y el “Río Peque”). Este último cauce se puede apreciar hoy en día, el cual es sólo funcional en crecidas muy fuertes.

En el Duero, lo más destacado es el meandro X, que no existía o era mucho más suave. Se debe recordar que el Pantano de la Cuerda del Pozo entró en servicio en 1940 y que el desvío del río parece que fue después.

Discusión: dinámica fluvial de la llanura de inundación del Duero

Lo que dice la geomorfología

La llanura de inundación tiene forma de dos macromeandros: uno al norte de la Junta de los Ríos y otro en la zona del Soto de Garray. Este último macromeandro es equiparable al que presentan sus depósitos de terraza e indican la evidente tendencia natural del río a mantener su morfología en planta a lo largo del tiempo geológico.

El límite de la llanura de inundación en el Soto de Garray por el norte es un escarpe bien definido, correspondiente a la terraza media (es-

carpe de 2 o 3 m de desnivel) o superior (escarpe de 4 a 7 m de desnivel). Este escarpe presenta en la parte más cercana a Garray numerosas entalladuras semicirculares de semejante radio a la que tiene el río Duero en el resto de meandro. Son consecuencia de la excavación realizada por una serie de meandros actualmente abandonados, pero que se aprecia fueron funcionales en los siglos pasados (quizá siglos XVII y XVIII), al menos en crecidas. Estos viejos cauces actualmente están colmatados por sedimentos de finos, y se presentan como zonas encharcadas y criptohumedales al pie del escarpe de la terraza. Los cauces abandonados suelen ser de vida corta y tienden a colmatarse en pocas décadas por sedimentos de finos, colonizándose de vegetación, y en un siglo suelen desaparecer.

Vamos a suponer que la fotografía aérea de 1957 es una buena aproximación de la situación anterior a la construcción de la presa de la Cuerda del Pozo. En ella es posible observar los siguientes rasgos geomorfológicos más notables:

Entre la presa de Dombellas y la Junta de los Ríos, la llanura de inundación está cubierta hoy día de un extenso pinar, en donde se pueden identificar tres canales del río Duero que todavía no han sido colmatados del todo, quizá porque han debido ser funcionales en crecidas hasta hace relativamente poco. Estos canales parecen indicar que el río Duero ha emigrado hacia el norte, hasta pegarse al escarpe del borde de la terraza superior. Esto ha podido ser motivado por el empuje del río Pedrajas, que se sabe que en el siglo XIX, tal como se ve en el plano de Coello (1860), tenía su desembocadura al norte (se reconoce también el antiguo canal de este río de manera muy leve en la fotografía aérea). Este desplazamiento del río quizá supuso el abandono y despoblación del pueblo de San Hilario (o de Pan Caliente, citado en el siglo XVI), situado en el borde estable de la terraza alta e intermedia de la margen izquierda, que seguramente perdieron las dehesas para el ganado, ya que éstas se quedaron al otro lado del río (Los Herrerones o arenales). Se reconocen algunas rectificaciones de un meandro pequeño hacia el este y que ha sido comprobado también

con los mapas del Instituto Geográfico Nacional de 1913.

El río Pedrajas, sin embargo, ha debido ser empujado a su vez por el Duero hacia el sur en avenidas, llevándolo hasta el borde montañoso y rocoso de la Junta de los Ríos, donde aflora el sustrato wealdense. Es un punto estable que debe continuar al otro lado del río, donde la geofísica ha dado espesores pequeños para el Cuaternario, y donde incluso parecen asomar entre las terrazas de esta margen izquierda algunas rocas de caliza, aunque no se puede asegurar.

Es digno de mencionar el pequeño delta que ha formado el arroyo de Cambrones (precedente de Canredondo), en la plana del Duero aguas abajo de la presa de Dombellas, y que ha obligado al desplazarse ligeramente al río Duero. Se sabe que este arroyo tiene crecidas súbitas de considerable caudal.

Pasada la Junta de los Ríos, el río recorre un tramo rectilíneo en dirección norte-sur, que no ha sufrido cambios importantes durante estos últimos siglos.

En la parte sur, cuando el río cambia su dirección general a la oeste-este, presenta una tendencia muy clara en formarse meandros durante los últimos siglos. Las fotos de 1956 son reflejo de un río poco alterado y con un desarrollo bastante activo, como se puede juzgar por las barras no vegetadas presentes en el cauce y el cinturón de meandros muy nítido. Son meandros de semejante curvatura que la actual, de gran actividad y desarrollo de barras. Resulta difícil reconstruir cómo ha sido la evolución del trazado del río en los últimos siglos en esta banda meridional, y de las disquisiciones imaginadas llegamos a la conclusión de que el río ha dado bandazos, aunque con tendencia clara de desplazarse hacia el sur.

En la fotografía de 1957 se reconocen cauces abandonados que presentan curvaturas de sinuosidad semejante a la del cauce actual del río. En general, y la mayor parte de las veces, no se conoce bien cuándo el río ha sufrido estos cambios naturales, pero se cree que son relativamente recientes. Al pertenecer la mayor parte de

los terrenos en ambas márgenes al término de Garray, dificulta la labor, y los cambios habidos no pueden identificarse en el catastro. De todas formas, es muy significativo que el término de Garray ocupe la parte oriental de la margen derecha del aluvial, pues es señal de que esta banda ha sido cambiante. Creemos que, básicamente, el río ha ido desplazándose hacia el sur, aunque en riadas se hayan utilizado cauces abandonados, sobre todo en la zona más baja del este. Se piensa que la existencia del punto fijo y estable del estrecho rocoso de Garray ha hecho serpentear el río aguas arriba a lo largo de los siglos de manera intensa, pero restringiéndose a la franja situada más al sur. El resto del Soto, sobre todo el primer meandro situado en el giro del oeste, ha permanecido estable durante mucho tiempo y las barras arenosas han ido apilándose en secuencias solapadas. En la figura 4c se presenta un intento de evolución del río Duero en esta parte para los dos o tres últimos siglos; se trata de un intento de hacer un modelo que no es seguro, y es probable que la realidad sea que el río ha cambiado de manera casi caótica en esa zona.

El cauce actual de río Tera ha sido intervenido de manera reciente por el hombre, que lo ha rectificado de modo sustancial, acortando meandros y bifurcaciones. Estas cortas de meandros tienen por objeto aumentar la velocidad de desagüe para prevenir las avenidas en Garray y drenar las áreas pantanosas situadas aguas arriba de este pueblo. En la figura 15 se puede apreciar el trazado actual y el correspondiente a principios del siglo XX. En la figura 14 se fotografía, a principios del siglo XX, los meandros que había un poco más aguas arriba de Garray, y que ya no existen. En estos cambios ha intervenido posiblemente mucho más la acción humana que la dinámica natural del río.

Lo que dice la arqueología: contexto geomorfológico y significado

La situación de los yacimientos arqueológicos en las distintas unidades geomorfológicas cartografiadas en la figura 4 indica que en las terrazas

T_1 y T_2 se encuentran todas las cronologías conocidas, desde el Paleolítico medio hasta la actualidad. A esta terraza T_1 parece que se le puede asignar una edad Achelense medio / Achelense superior (Pleistoceno medio-superior), según se deduce del estudio de Sanz *et al.* (2002).

En la llanura de inundación (T_3) están ausentes todos los yacimientos, lo cual no quiere decir que no hubiera actividad humana, pero que las avenidas de los ríos impedían que hubiera núcleos de población estables. La situación actual es, sin embargo, muy distinta, pues el embalse de la Cuerda del Pozo ha regulado mucho el río Duero en este tramo situado aguas abajo y antes de la confluencia con el Tera, río sin regular.

Como vemos en la situación de los yacimientos arqueológicos, los asentamientos humanos en el borde de la llanura de inundación desde muy antiguo indican que esta zona era muy apreciada, seguramente como lugar de aprovechamiento de pastos de verano, para pobladores que básicamente eran más ganaderos que agricultores. Igual ocurrió después en la etapa celtíbera, donde las llanuras de inundación del Tera, Duero y sus afluentes en las proximidades de Numancia, garantizaban la existencia de dehesas frescas y verdes, debido a la proximidad de los niveles freáticos e irrigados en las avenidas de los ríos durante todo el año. Aquí se practicaba también la trashumancia local para el ganado lanar con las sierras cercanas de Alba, Carcaña y Cebollera. En todo caso, no existe en toda esta región (salvo en Vega Cintora), unas dehesas tan grandes, constituyendo un reservorio de pastos de verano en años secos. Esta condición económica justifica de forma plena la localización de Numancia, aparte de situarse en un cerro relativamente bien defendido, y en un nudo de comunicaciones y de paso fácil del río Duero. Esta situación favorable para la ganadería ha continuado también durante la época medieval y moderna hasta nuestros días (Zozoya, 1970). Antes de la construcción del pantano de la Cuerda del Pozo, la propensión de esta vega a las inundaciones a través de sus numerosos brazos muertos en la banda sur y la cercanía del nivel freático, tal como se ha dicho,

ha originado (y origina en la actualidad) una dehesa verde y fresca en verano. Constituía una reserva de pasto seguro durante las sequías, como las de 1658 y 1764-65, que quedó reflejada en numerosas denuncias a las incursiones que hacían los rebaños en Vega Cintora (Carnicero, 1980). En el siglo XVIII subió el precio de los cereales y, por consiguiente, se empezó a labrar los prados en bastantes sitios, pues la tierra era el principal bien económico y tenía mucho más valor que ahora.

Lo que dice la historia

La mayoría de estos pasos del Duero citados por Tomás López (1757) se presentan fotografiados en 1959 (antes de la construcción del embalse de Dombellas) en las fotografías del archivo familiar de Macarrón, e indica que seguían siendo utilizados dos siglos después. Fueron escogidos por los antiguos con mucha idea en aquellos puntos del curso del río que eran estables, sobre todo en terrenos rocosos. Es también muy significativo un croquis del Duero de Tomás López, que aunque no tiene precisión, sí suficiente detalle como para reflejar que la curva de la traza del río Duero es, a grandes rasgos, tal como la conocemos hoy en día: el Duero estaba ya bastante desplazado hacia el sur.

El embalse de la Cuerda del Pozo y sus efectos en la dinámica fluvial del río Duero hasta Garray

En el caso que nos ocupa, el embalse de la Cuerda del Pozo, de 240 hm³ de capacidad, ha supuesto la reducción de la frecuencia y magnitud de las avenidas en el tramo inmediatamente aguas abajo, hasta Garray, donde se le junta el Tera como río importante sin regular. El régimen del río Duero en este tramo está por tanto casi controlado por el embalse y sólo el río Pedrajas constituye un modesto tributario tanto de caudal como de aporte de sedimentos en suspensión (arenas, limos y arcillas).

La reducción de los picos de las avenidas ordinarias ha debido tener como consecuencia

la disminución de la capacidad del río por transportar carga de fondo. El embalse de la Cuerda del Pozo (y de manera secundaria el de Dombellas) retiene la mayor parte de los sedimentos transportados desde aguas arriba, en particular material grueso como carga de fondo (arenas, gravas y cantos), y también parte de los sedimentos en suspensión. La carga de fondo es la responsable del mantenimiento de la estructura morfológica del cauce, y de las zonas de ribera en ríos de gravas o de arenas, como es el caso de este tramo del Duero, donde predominan las arenas. La carga del río Duero en régimen natural ha sido sobre todo de arenas. Ello ha podido suponer convertir en mayor o menor medida el propio cauce en una fuente de sedimentos aguas abajo. La erosión del cauce se produce porque los caudales que libera la presa de aguas limpias no aportan sedimentos, por lo que el balance sedimentario del río entra en desequilibrio. La erosión por agua limpia empieza de inmediato después de la construcción de la presa y va disminuyendo a medida que el lecho del río se va acorazando.

El análisis de las series fotográficas de las figuras 3 y 4 ha permitido constatar una serie de cambios morfológicos en el cauce del río Duero en la zona de meandros del sur del Soto de Garay, y que son consecuencia de los efectos mencionados sobre la dinámica del río. Estos cambios se pueden resumir en:

- Colonización de áreas antes activas del cauce por vegetación de ribera.
- Cambios en la anchura del cauce.
- Incisión del lecho.
- Modificación en la dinámica y tipología de las barras.

Lo que resulta muy significativo son las trazas de los antiguos canales que se aprecian sobre la llanura de inundación en la fotografía de 1957 (figura 3), y que se van desdibujando de modo progresivo en las fotos más recientes, lo que indica un abandono paulatino de la actividad fluvial en esta zona, al mismo tiempo

que la tierra de pastos se ha ido expandiendo sobre esta zona.

En efecto, si se comparan las fotografías aéreas de 1957 (y en las que se conserva todavía muy bien la morfología heredada anterior, a pesar de que hace ya 20 años que se construyó la presa), con las de 1977 y posteriores se observa que se ha producido el abandono de los cauces secundarios tanto por falta de avenidas como por la incisión probable del cauce principal debido a la ausencia de sedimentos. Asimismo, se observa cómo numerosas barras que antes eran activas, han sido colonizadas por vegetación y han pasado de situaciones centrales a laterales. Estas zonas activas, que antes se inundaban con frecuencia, han pasado a ser estables y han sido aprovechadas para pastizales en el Soto e incluso para nuevos campos de cultivo en la margen derecha. Este efecto ha sido notado aguas debajo de Garay, donde, por ejemplo, la gran barra arenosa del Arenalejo, surcada por dos cauces y desprovista de vegetación en 1920 (Schulten, 1920), ha sido colonizada por vegetación y plantaciones de choperas, y donde el canal subsidiario también ha desaparecido.

Como consecuencia de estos mismos procesos se ha producido una reducción de la anchura del cauce, encauzándose el Duero por un solo canal. Esto también parece observarse si se comparan los mapas topográficos de 1915 (figura 12) y las fotografías aéreas posteriores.

La fotografía aérea de 1957 a escala 1/33 000 se interpreta en la figura 3. Corresponde a una época en la que el río Duero se hallaba regulado con el embalse de la Cuerda del Pozo, aunque la foto presente muchos rasgos geomorfológicos de la dinámica anterior. En esta foto se pueden apreciar las barras arenosas todavía bastante frescas, sin vegetar en su plenitud, así como los surcos de acreción de los diferentes meandros.

En el resto de las fotos (1977, 1983...) se puede observar que el río está muy estabilizado y que no se han producido cambios significativos. Los rasgos debidos a la dinámica fluvial de épocas pasadas se han vegetado en gran parte, perdiendo por tanto sus evidencias geomorfológicas.

Conclusiones

Sobre la dinámica fluvial reciente del Duero

Una de las consecuencias prácticas y de aplicación de estos estudios de dinámica fluvial histórica es que suelen dar las pautas de cómo se va a comportar el río en el futuro, así como la identificación de zonas con riesgo de inundación.

En la zona estudiada se reconocen tres terrazas del río Duero y Tera: una terraza alta (T_1) muy desarrollada, situada a + 7-9 m del río y que conforma la llanura de Tardesillas; una banda estrecha y discontinua de terraza intermedia (T_2 + 4 m, aprox.), que es donde se emplaza la mayor parte de la CMA, y una llanura de inundación (T_3 + 2 -3 m, aprox.), que adquiere una amplia extensión en el Soto de Garray.

El valle del Duero y del Tera constituye en esta región una única cubeta Cuaternaria, donde las terrazas alta e intermedia presentan una litología con predominio de gravas, arenas y arcillas. La llanura de inundación o terraza baja (T_3) está formada por potentes arenales.

Antes de la construcción de la presa de la Cuerda del Pozo, y en el tramo comprendido entre la Junta de los Ríos y Garray, el río Duero no ha sufrido cambios importantes en su morfología en los dos o tres últimos siglos. Ello se deduce tras la consulta de mapas antiguos, documentos históricos, fotografías aéreas y con la ayuda del análisis geomorfológico.

Se identifica un primer tramo rectilíneo de dirección NNO-SSE, donde los cambios han sido mínimos. Sigue luego una banda S-O, donde se han constatado variaciones de mediana entidad y, sobre todo, una mayor movilidad en periodos de crecida. Dentro de esta banda, la movilidad del cauce quizá haya sido mayor en las proximidades de Garray que, de modo paradójico, representa un punto fijo del río. También se observa en esta franja, y en general en todo este sector, una tendencia del río Duero a desplazarse hacia el sur, como respuesta a la asimetría general del valle, donde terrazas y llanura de inundación de la margen izquierda están mucho más desarrolladas.

Con la construcción del pantano de la Cuerda del Pozo (y el de Dombellas, de manera secundaria), ha supuesto la práctica desaparición de avenidas de alta frecuencia y la reducción del aporte de sedimentos. Ello se ha traducido en la disminución de la anchura del cauce y, sobre todo, en la fijación del Duero por un solo cauce, estabilizándose el río en la banda más cambiante del sur, en la que apenas se observan modificaciones en los últimos 80 años, y donde el uso ocasional de cauces abandonados es remoto. Por otra parte, ha habido una intensa colonización vegetal de las áreas que antes se inundaban de forma frecuente, expandiéndose los pastizales del Soto y desarrollándose mucho la vegetación de ribera.

La terraza intermedia (T_2) no ha sido inundada desde al menos la Edad de Bronce, ya que en ella hay vestigios de esa época. Hay otros asentamientos posteriores romanos, medievales y de la edad moderna. La llanura de inundación carece de asentamientos humanos históricos, pero se ha utilizado de manera importante desde al menos la época celtibérica como pastizal.

Por otra parte, se quiere llamar la atención en cuanto a que al hablar de "llanura de inundación" se está utilizando un término geomorfológico equivalente a la terraza baja de los ríos, y no significa que toda la superficie sea inundable.

Sobre las consecuencias de las acciones antropogénicas de extracción de áridos

Otras de las consecuencias aplicadas de este tipo de estudios es la identificación de las modificaciones que estas acciones de extracción de áridos han podido suponer en los sistemas hidrológicos o hidrogeológicos de las llanuras de inundación de los ríos.

En efecto, este uso tradicional y ecológico como dehesa para ganado prolongado durante veinte siglos se rompió en los años setenta del siglo XX, con la proliferación de extracciones de materiales granulares, una actividad minera que se mantuvo durante al menos un década, y cuyos impactos en el medio ambiente han sido heredados hasta hoy en día.

Esta extracción en las terrazas y llanura de inundación llegó a suponer cerca de 20% de la superficie del Soto de Garra, pero sobre todo, más que la superficie total afectada, es la dispersión de los numerosos yacimientos, extensos y poco profundos, y con un impacto visual grande, en particular los situados en terrazas intermedias.

Aparte de la pérdida irreversible de suelo agrícola y de pasto en este 20% de superficie, es necesario señalar como impacto importante la modificación de los sistemas hidrológicos. Se perturbó el campo de avenidas con la abertura de las graveras en las terrazas bajas, con la posibilidad de cambio en el equilibrio de las riadas y se crearon lagunas residuales debido a la proximidad del nivel freático. Según documentos históricos, mapas antiguos y fotografías aéreas, se constata que no ha habido lagunas naturales estables de entidad en el Soto de Garra durante los dos últimos siglos. Sí ha habido zonas encharcadizas y brazos muertos del Duero, muy cambiantes y efímeras. Todas ellas aluvionadas. Así pues, todas las lagunas existentes en la actualidad son artificiales y proceden del afloramiento del nivel freático del acuífero aluvial en los huecos dejados en las graveras explotadas en los decenios de 1970 y 1980.

Entre otros impactos, se debe tener en cuenta que son explotaciones bastante extensas que han cambiado las secciones anteriores de la zona inundable. Las balsas creadas de manera artificial son de aguas muy someras y pueden sufrir recalentamiento en verano y enfriamiento en invierno, lo cual pudiera (y puede también hoy día) haber influido en el equilibrio ecológico del manto acuífero y repercutir en la vegetación del entorno de las charcas (Campy & Macaire, 1989).

Durante décadas, en estas lagunas residuales ha habido un gasto anual por evaporación de unos 200 000 m³, lo que representa casi 10% de los recursos del acuífero, y con los que se habría podido abastecer una población de unos 2 200 habitantes.

Agradecimientos

Se agradece a los responsables de los siguientes archivos y estamentos oficiales y particulares por las facilidades dadas en su consulta: Servicio Arqueológico Provincial de la Junta de Castilla y León en Soria; Servicio Geográfico Nacional, Madrid; Archivo Histórico Provincial de Soria, Ayuntamiento de Garra, Soria; Museo Numantino, Soria; Biblioteca Nacional, Madrid; Archivo Histórico del Ejército del Aire, Villaviciosa de Odón, Madrid; Delegación del Medio Ambiente de Soria; Servicio Geográfico del Ejército; archivo particular de Pedro Latorre Macarrón; Diputación Provincial de Soria, Sección de Vías y Obras.

La presente investigación es el resultado de Convenio entre ADE Parques Tecnológicos Empresariales de Castilla y León, S. A., y la Fundación Agustín de Betancourt.

Se agradece al doctor Carlos Fernández Jáuregui por la revisión crítica del manuscrito, que ha servido para mejorarlo.

Referencias

- Alcalde, C., Gómez-Manzanque, F., Postigo-Mijarra, J. M., Sanz, E., & Menéndez-Pidal, I. (2003). *Pinus sylvestris* L. en el Pleistoceno Superior del Duero (Vega Cintora, Soria, España). *Cuaternario y Geomorfología*, 17(1-2), 21-28.
- Álvarez, C. (1997). *Catálogo de la exposición de mapas, planos, dibujos y grabados de la provincia de Soria*. Archivo Histórico provincial de Soria (274 pp.). Soria, España: Junta de Castilla y León.
- Blasco, M. (1909). *Nomenclator histórico, geográfico, estadístico y descriptivo de la provincia de Soria*. Tipografía de Pascual P. Rioja. Soria.
- Campy, M., & Macaire, J. J. (1989). *Geologie des formations superficielles* (433 pp.). Paris. Masson.
- Carnicero, F. (1980). *Economía y sociedad en tierras de Soria: hermandad de san Benito 1600-1800*. Tesis de licenciatura (inédita). Zaragoza, España: Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Zaragoza.
- Coello, F. (1860). *Mapa de la provincia de Soria*. Atlas de España y sus posesiones de ultramar. Copia digital. Madrid. Valladolid: Junta de Castilla y León, Consejería de Cultura y Turismo.
- Delgado, C. (1988). *Investigación sobre morfología, génesis, características y usos ingenieriles de las terrazas cuaternarias del Duero en la Canal de Almazán* (202 pp. + anejos y planos). Dos tomos. Tesis doctoral (inédita). Madrid: ETSI de Caminos, C. y P. UPM.
- Fernandez, P., Rey, C., Babin, R., & Tejero, R. (2005). Estudio morfoestructural de la red de drenaje en la Cuenca de Almazán. *Geotemas*, 6(14), 219-222.

- Hernández-Pacheco, F. (1928). *Modificaciones de la red fluvial en España. La captura del Duero en Numancia* (165-177). Tomo 6, sec. 4. Asociación Española para el Progreso de las Ciencias, XI Congreso, Cádiz, España.
- Hoyos, M. A., Leguey, S., & Rodríguez, J. (1973). Estudio mineralógico de las terrazas del río Duero en la provincia de Soria. *Anal. Edafol. Agrobiol.*, 32, 143-160.
- IGN (1915). *Mapa de Soria y minutas*. Madrid: Instituto Geográfico y Catastral.
- Kondolf, G. M. (1997). Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, 21(4), 533-551.
- Leopold, L. B., Colman, M. G., & Millar, J. P. (1964). *Fluvial Processes in Geomorphology* (522 pp.). San Francisco: W. H. Freeman.
- Loperráez, Y. (1788). *Descripción histórica del obispado de Osma*. 3 v. Madrid: Impr. Real.
- López, T. (1757). *Atlas Geográfico del Reyno de España e Islas Adyacentes*. Ed. facsímile, 1991. Madrid: Frame.
- Madoz, P. (1849). *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de Ultramar*. Madrid: Establecimiento tipográfico de P. Madoz y L. Sagasta.
- Martín de Marco, J. A. (1986). Estudio sobre la propiedad del Monte Valonsadero (1256-1863). *Celtiberia*, 72, 273-299.
- Morales-Hernández, F. (1990). Dos tumbas de barro en la necrópolis medieval de "El Soto" en Garray (Soria). *Celtiberia*, 79-80, 177-182.
- Morales-Hernández, F. (1995). *Carta arqueológica de Soria. La altiplanicie soriana*. Soria: Excm. Diputación Provincial.
- Morales-Hernández, F. (2001). El cerco de Numancia revisado. *Revista de Soria*, 33, 61-73.
- Morales-Hernández, F. (2004). Los campamentos y fuertes romanos del asedio de Numancia (pp. 251-258). En: *Actas de arqueología militar romana en Europa*. Pérez-González, C., & Illarregui, E. (coords.). Salamanca: Universidad Internacional SEK, Junta de Castilla y León.
- Morales-Hernández, F. (2006a). Circunvallation of Numantia. Forts and Siege Works (pp. 249-262 y 263-276). En: *The Roman Army in Hispania. An Archaeological Guide* (pp.). Guía Arqueológica. Morillo, A., & Aurecochea, J. (eds.). Y también en: *El ejército romano en Hispania*. Morillo, A. (ed.). León, España: Universidad de León.
- Morales-Hernández, F. (2006b). El trazado de la circunvalación de Numancia. Pasado y presente de la investigación. En: *Actas del XX Congreso Internacional de la Frontera Romana*, León, España.
- Morales-Hernández, F. (2009). El cerco a Numancia: el cierre del Duero. *Glaudius*, 24, 71-92.
- Morales-Hernández, F., & Dobson, M. (2005). Why 'La Rasa' was not a camp of the Scipionic siege of Numantia. *Madridr Mitteilungen*, 46, 104-111.
- Morisana, M. (1985). *Rivers: From and Process* (222 pp.). London: Longman.
- Ollero-Ojeda, A. (1995). Dinámica reciente del cauce del Ebro en la reserva natural de los Galachos (Zaragoza). *Cuaternario y Geomorfología*, 9(3-4), 85-93.
- Ortego, T. (1967). *Guía de Numancia. Guías de conjuntos arqueológicos*. Soria, España: Dirección General de Bellas Artes.
- Petts, G. E. (1984). *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management* (326 pp.). Chichester, UK: John Wiley and Sons.
- Palacios, P. (1890). Descripción física, geológica y arqueológica de la provincia de Soria. *Mem. Com. Mapa Geol. de España*, 16, 1-558.
- Rodríguez de Tembleque, J. M. (1998). Aportaciones al Paleolítico inferior en la provincia de Soria. *Celtiberia*, 92, 27-54.
- Rodríguez-García, J. A. (2008). *Geomorfología de un sector de la Cuenca de Almazán (Soria): procesos de erosión de suelos y planteamientos de escenarios ante el cambio climático*. Tesis doctoral (Inédita). Madrid: Universidad Complutense de Madrid.
- Rodríguez-García, J., & Pérez-González, A. (2002). Terrazas del río Duero en la cuenca de Almazán (Soria) (pp. 527-536). En: *Estudios recientes (2000-2002) en geomorfología, patrimonio, montaña y dinámica territorial*. Actas VII Reunión Nacional de Geomorfología Serrano, E. et al. (eds.). Valladolid, España: Departamento de Geografía, Universidad de Valladolid.
- Saavedra, E. (1879). Descripción de la vía romana entre Uxama y Augustóbriga. En: *Memorias de la Real Academia de Historia*, IX. Madrid: Academia de la Historia.
- Sáenz, C. (1934). Sur les terrasses pliocènes et pleistocènes de Soria (Hant-Duero). En C. R. *du Congrès International de Géographie de Varsovie*, 1934, II, 2 láms., 1 mapa, Warszawa.
- Sáenz, C. (1951). Marco geográfico de la altimeseta Soriana. *Celtiberia*, 1, 69-80.
- Sáenz, C. (1957). La hoz del Duero en Soria (geología y espeleología locales). I. de Garray a Soria. *Celtiberia*, 14, 215-251.
- Sáenz, C. (1958). Miscelánea de la historia fluvial española. *Not. Com. IGME* (núm. extraordinario), 149-180.
- Sanz, E. (2001). *Las montañas de Urbión, Cebollera y Cabrejas: geomorfología y patrimonio geológico* (244 pp.). Colección Temas Sorianos. Soria, España: Diputación Provincial de Soria.
- Sanz, E., Sáenz, C., & Meneses, J. M. (2001). Una vieja obra hidráulica: el muro de la laguna de la Serna en Hinojosa de la Sierra (Soria). *Revista de Soria (segunda época)*, 33, 83-91.
- Sanz, E., Báñez, S., Menéndez-Pidal, I., & Pascual, C. (2002). Cuaternario del río Duero en la Vega Cintora (pp. 129-139). En: *Las montañas de Urbión, Cebollera y Cabrejas. Geomorfología y Patrimonio Geológico*. Colección Temas Sorianos. Soria, España: Diputación Provincial de Soria.

- Schulten, A. (1905). *Numantia. Eine topographisch-historische Untersuchung*. Berlin.
- Schulten, A. (1908). Les camps de Scipion à Numance. Premier rapport. (Fouilles de 1906), *Bulletin Hispanique*, 10, 128-156.
- Schulten, A. (1909). Les camps de Scipion à Numance. Deuxième rapport. (Fouilles de 1907). *Bulletin Hispanique*, XI, 1-24.
- Schulten, A. (1927). *Numantia. Die Ergebnisse der Ausgrabungen 1905-1912. III, Die Lager des Scipio*. München: Bruckmann.
- Schulten, A. (1937). *Fontes Hispaniae Antiquae*, 4. *Las guerras de 154-72 a. C.* Barcelona: Bosch.
- Schulten, A. (1945). *Historia de Numancia*. Barcelona: Barna.
- Williams, G. P., & Wolman, M. G. (1984). *Downstream Effects of Dams on Alluvial Rivers* (83 pp.). US Geological Survey.
- Zamora-Lucas, F. (1951). Un monasterio cisterciense en Tardesillas (1212-1285). *Celtiberia*, 1, 81-98.
- Zozaya, J. (1970) Acerca del posible poblamiento medieval de Numancia. *Celtiberia*, 40, 209-218.

Dirección institucional de los autores

Dr. Eugenio Sanz Pérez

Universidad Politécnica de Madrid
Laboratorio de Geología
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
C. y P. de Madrid
C. Profesor Aranguren s/n
Ciudad Universitaria
28040 Madrid, ESPAÑA
Teléfono: +34 (91) 3366 423
esanz@caminos.upm.es

Dr. Ignacio Menéndez-Pidal de Navascués

Universidad Politécnica de Madrid
Laboratorio de Geología
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
C. y P. de Madrid
C. Profesor Aranguren s/n
Ciudad Universitaria
28040 Madrid, ESPAÑA
Teléfono: +34 (91) 3365 351
ignacio@menendezpidal.es



Haga clic aquí para escribir al autor



Roturas de tubería de hierro fundido en redes de distribución de agua.

Foto: Ángela Martínez Cofina.

Influencia de la presión en roturas de tubería de redes de distribución

• Ángela Martínez-Codina* •
Canal de Isabel II Gestión, España

*Autor para correspondencia

• Casilda Saavedra •
Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá

• Luis Cueto-Felgueroso • Luis Garrote •
Universidad Politécnica de Madrid, España

Resumen

Martínez-Codina, Á., Saavedra, C., Cueto-Felgueroso, L., & Garrote, L. (julio-agosto, 2016). Influencia de la presión en roturas de tubería de redes de distribución. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 25-39.

Uno de los síntomas del deterioro de las redes de distribución de agua son las frecuentes roturas de tubería. Las gestoras del agua tratan de evitarlas en la medida de lo posible debido a los elevados costos económicos, sociales y medioambientales asociados a ellas. Se ha demostrado antes que la implantación de una gestión de presiones puede reducir la probabilidad de roturas. Se propone una metodología que analiza la influencia de la presión del agua en la probabilidad de roturas de tubería, a través de indicadores de presión. El principal objetivo es conocer los indicadores de presión más influyentes en la probabilidad de las roturas para una red en concreto. La metodología compara la función de distribución acumulada (FDA) condicionada a las roturas con 100 FDAs procedentes de series aleatorias de cada indicador de presiones. Los indicadores más influyentes se corresponden con los que tienen mayor número de hipótesis nulas rechazadas de la prueba de Kolmogorov-Smirnov. La metodología se ha aplicado a dos corregimientos de Ciudad de Panamá. Se concluye que los indicadores que representan la dispersión de los datos son los más influyentes en la probabilidad de las roturas.

Palabras clave: redes de abastecimiento urbano, rotura de tuberías, modelo bayesiano.

Abstract

Martínez-Codina, Á., Saavedra, C., Cueto-Felgueroso, L., & Garrote, L. (July-August, 2016). Influence of Pressure on Pipe Breaks in Water Distribution Networks. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 25-39.

Frequent pipe breaks are one symptom of the deterioration of water distribution systems. Water managers strive to avoid pipe breaks due to the high economic, social and environmental costs related to them. It has been previously demonstrated that water pressure management may succeed at reducing the probability of occurrence of pipe breaks. In this paper, a methodology that analyzes the influence of water pressure on the probability of occurrence of pipe breaks is proposed. The main objective is to identify the most influential pressure indicators on the probability of occurrence of pipe breaks for a particular network. The methodology compares the cumulative distribution function (CDF) conditioned to pipe breaks to 100 CDFs obtained from random realizations of the unconditional CDF. We argue that the most influential indicators on the probability of occurrence of pipe breaks are those associated with the largest number of rejected null hypotheses in the Kolmogorov-Smirnov test. The methodology has been applied to two districts of Panamá City. It is reasonable to conclude that the indicators that represent the dispersion of the data are the most influential on the probability of pipe breaks.

Keywords: Water supply systems, pipe breaks, bayesian model.

Recibido: 08/05/2015
Aceptado: 09/03/2016

Introducción

Las compañías gestoras del agua pretenden que se satisfagan todas las necesidades que son requeridas por sus usuarios, a los que les llega el suministro a través de las redes de distribución. Para poder prestar un buen servicio al ciudadano, el agua debe tener suficiente caudal y presión (Cabrera-Béjar & Gueorguiev-Tzatchkov, 2012), además de buena calidad. Sin embargo, los sistemas de distribución están en deterioro, que tienen como síntomas la aparición de roturas frecuentes en tuberías (Pelletier, Mailhot, & Villeneuve, 2003). Las roturas en redes de distribución pueden dar lugar a que no se cumplan estas condiciones, además de tener otros efectos nocivos sobre la salud humana debido a que el agua puede perder calidad porque puede contaminarse. También, las roturas de tubería podrían provocar interrupciones en el servicio, generando otros costos sociales, al producir incluso inundaciones y cortes en el tráfico (Xu, Chen, Li, & Ma, 2011). Asimismo, la actividad local de la zona circundante a la rotura se vería afectada y los niveles de ruido aumentarían por encima de lo habitual (Davies, Clarke, Whiter, & Cunningham, 2001). A su vez, las roturas constituyen un riesgo potencial debido a que dejarían fuera de servicio a los hidrantes en caso de incendios (Yamijala, Guikema, & Brumbelow, 2009). Las roturas no sólo afectan a los usuarios sino también a los gestores de las redes de abastecimiento de agua, dado que el costo que pueden provocar puede ser muy elevado. Además, las roturas implican grandes cantidades de pérdidas de agua, que en algunos países podría ascender a 70%, desencadenando tanto repercusiones económicas como graves consecuencias medioambientales (Berardi, Kapelan, Giustolisi, & Savid, 2008). Ante los costos sociales, económicos y medioambientales que producen las roturas, se puede pensar que la mejor solución podría ser la sustitución de toda la red de distribución, pero se trata de una inversión enorme, que está fuera de las posibilidades de las compañías del agua.

Por ello, los gestores del agua necesitan modelos que les ayuden a la toma de decisiones, a fin de poder predecir las roturas y así actuar para evitarlas en la medida de lo posible, y llevar a cabo estrategias de reparación o renovación. Sin embargo, resulta difícil plantear un modelo que permita deducir cuándo se va a producir una rotura o qué gestión es necesario hacer para tratar de reducirlas, en particular debido al elevado número de factores que contribuyen al deterioro de la red de distribución y que tiene como consecuencia la rotura de tuberías (Davies et al., 2001) (Boxal, O'Hagan, Pooladsaz, Saul, & Unwin, 2007). En los últimos años, se ha dedicado más atención a examinar cómo las roturas se encuentran influenciadas por la presión en los sistemas de distribución de agua (Lambert & Thornton, 2005). Con este objetivo, todavía se siguen realizando análisis prácticos y métodos de predicción, los cuales consideran normalmente a las tuberías y las acometidas por separado (Lambert & Fantozzi, 2010). En general, la gestión de presiones se asocia con el control de la presión máxima para disminuir las roturas de tubería en redes de distribución de agua. Sin embargo, se ha deducido que el análisis de las variaciones de presión es también crucial para conseguir este objetivo (Thornton & Lambert, 2007). Dada esta situación, es esencial que se analice una serie de indicadores de presión que permiten extraer información de las series de presión, además de resultar herramientas útiles de ayuda a la decisión (Alegre et al., 2006). Estos indicadores se pueden adaptar a la disponibilidad de datos de presión. Por tanto, un indicador de presión se puede definir como el estadístico calculado a partir de una serie de lapso de presión para un ancho de ventana específico y un tiempo de anticipación determinado. El ancho de ventana es el número de valores de presión que se requieren para calcular el indicador de presión y que es múltiplo de 24 horas debido al comportamiento cíclico diario de la presión. El tiempo de anticipación es el tiempo (en horas) que transcurre entre el final del periodo de computación del indicador de presión y el momento de registro de la rotura. La presión

del agua se puede medir en la cabecera de los sectores en los que se divide la red, porque se puede asumir que esta presión es representativa de todas las tuberías del sector, dado que las pérdidas de carga son relativamente bajas y las diferencias topográficas se tienen en cuenta en las condiciones del diseño de la red.

Por otra parte, Babovic, Drécourt, Keijzer y Hasen (2002) explican que la relación causal entre dos variables se puede establecer de modo probabilístico. También sugieren que las funciones de probabilidad pueden reducir la incertidumbre asociada con los datos de las tuberías, a los que, en su mayor parte, son difíciles de acceder por estar éstas enterradas. Así, en este artículo se plantea una metodología de análisis estadístico de roturas de tubería en redes de distribución de agua, que emplea reglas probabilísticas y trata de identificar los indicadores de presión con más influencia en la probabilidad de roturas. El fin principal de esta metodología es ayudar a las gestoras del agua a reducir las roturas de tubería que se producen en las redes de distribución de agua.

Metodología

Las roturas de tubería están relacionadas con la presión del agua, pero existen distintas alternativas de gestión de la presión. Los indicadores de presión son estadísticos calculados a partir de la serie de presiones que muestran valores, como la presión y su variación, que a su vez influyen en la probabilidad de roturas (Martínez-Codina, Castillo, González-Zeas, & Garrote, 2013; Martínez-Codina, 2015a; Martínez-Codina, Castillo, González-Zeas, & Garrote, 2015b). A través de una gestión de presiones que limite los rangos de los indicadores que aumentan la probabilidad de roturas, se puede reducir el número de roturas que se produce en la red (Martínez-Codina, Cueto-Felgueroso, Castillo, & Garrote, 2015c).

Para conocer si un indicador es influyente en la probabilidad de las roturas, se comparan las estimaciones de las funciones de distribución

acumulada (FDA) de los indicadores de presiones, considerando dos situaciones: cuando se condicionan a la ocurrencia de una rotura (suceso raro) y cuando se calculan en la situación normal de operación (normal operación). Por lo general, las compañías gestoras cuentan con registros de roturas de los años más recientes y al encontrarse las tuberías enterradas, se complica el acceso a su información. Por ello, se propone el uso de funciones de probabilidad que permite reducir la incertidumbre asociada con los datos registrados. De esta forma, se determinan las funciones de distribución acumuladas (FDAs) de los valores del indicador de la serie de presión (situación normal de operación) y las FDAs de los valores del indicador en el momento de ocurrencia de las roturas (condicionado a las roturas). Si las funciones de distribución provienen de la misma población, no se puede deducir que el indicador de manera clara influya en la probabilidad de roturas. Sin embargo, si se prueba estadísticamente que las funciones no proceden de la misma población, se puede concluir que existe una relación entre el indicador analizado y la ocurrencia de las roturas. Debido a que el número de valores del indicador de la FDA condicionada a las roturas puede ser mucho menor que el número de valores del indicador de la FDA incondicional a las roturas, se generan series aleatorias a partir de los valores de los indicadores con el mismo número de valores de roturas registradas. Las series aleatorias se generan a partir de números pseudoaleatorios distribuidos de forma uniforme a lo largo de la serie de presiones completa. La serie completa de presiones es función del tiempo. Para generar una serie aleatoria correspondiente a un determinado indicador, se generan puntos o instantes de tiempo pseudoaleatorios distribuidos de modo uniforme a lo largo de la serie de presiones completa. Una vez obtenidas las fechas correspondientes a estos instantes de tiempo, se determinan los valores del indicador de presiones, que conformarán la serie aleatoria. Con los valores de los indicadores procedentes de la serie aleatoria, se

obtiene la FDA aleatoria del indicador. Se repite este proceso tantas veces como FDAs de series aleatorias se quieran obtener. De esta forma, se comparan las FDAs de series aleatorias del indicador con la FDA condicionada a las roturas del mismo indicador y se deduce si el indicador es influyente en la probabilidad de las roturas.

El modelo introduce unos parámetros de cálculo, llamados tiempo de anticipación y ancho de ventana. Como se ha mencionado, el tiempo de anticipación es el lapso entre el final del periodo de computación del indicador de presión y la rotura, y el ancho de ventana es el número de valores de presión que se requieren para calcular el indicador de presión (múltiplo de 24 horas). Estos parámetros son necesarios porque permiten determinar el intervalo de tiempo en el que la presión del agua, expresada a través de indicadores, es más influyente en la probabilidad de las roturas. Un análisis de sensibilidad de los parámetros de cálculo explica cuándo los indicadores de presión influyen más en la probabilidad de roturas.

La metodología propuesta en este apartado se aplica a nivel de sector y parte de la hipótesis de que la presión del agua es similar en todo el sector debido a que las pérdidas de agua deben ser significativamente bajas, debido a que se asume que se han seguido los criterios de sectorización para dividir la red de abastecimiento del agua, como el criterio de similitud entre cotas piezométricas de las tuberías. La metodología se divide en tres etapas principales: (1) filtrado de datos, (2) análisis de roturas y (3) análisis de sensibilidad. En primer lugar, el filtrado de datos conduce a la obtención de series de tiempo de presión y de roturas objeto de evaluación. En segundo lugar, el análisis de roturas permite la comparación entre la FDA de los indicadores calculados a partir de la serie de presiones y la FDA condicionada a las roturas de tuberías de los mismos indicadores. En tercer lugar, el análisis de sensibilidad del ancho de ventana y del tiempo de anticipación permite conocer qué indicador es más influyente en la probabilidad de roturas de tuberías.

Filtrado de datos

Los datos que se necesitan en este estudio son las series temporales de las presiones y la ubicación de las roturas de tuberías, así como el momento en que se producen. La ubicación de las roturas es necesaria para identificar las zonas en las que se produjeron las roturas y poder analizar la influencia de la presión en la probabilidad de las roturas en cada una de las zonas.

Se aplica una nueva técnica de agrupamiento de datos de la variable continua (presión) para definir los periodos de tiempo en los que el agua se suministra bajo condiciones estables. Por condiciones estables se entiende que no haya registros de presión muy baja o nula. De esta forma, se descartan los posibles errores de medición de la presión. La técnica consiste en primer lugar en ajustar las series temporales de la presión del agua a varias funciones paramétricas (regresión lineal, regresión polinómica, modelo exponencial, series de Fourier, modelo gaussiano, modelos de series potenciales, modelos racionales, suma de senos, distribución de Weibull) y no paramétricas (interpolación, ajuste suave). La serie temporal de la presión y las curvas ajustadas se comparan de forma gráfica y cuantitativa por medio de la bondad del ajuste, para obtener la curva que mejor se ajusta a los datos. El siguiente paso consiste en determinar la función derivada de la función que representa el mejor ajuste. Además, se deben obtener los extremos (máximos y mínimos) de la función derivada de la curva ajustada, que son equivalentes a los puntos de inflexión de la curva ajustada. Sin embargo, sólo unos extremos conducen a la agrupación de las series de tiempo y son aquellos que están fuera del rango definido por la media de los valores mínimos y máximos, más y menos un número de veces la desviación estándar de los mismos valores extremos, respectivamente. La forma de la serie temporal de presiones definirá el factor multiplicador de la desviación típica de las presiones. Los valores extremos elegidos generan grupos de datos sucesivos en el tiempo dentro de la serie tem-

poral de las presiones con un comportamiento estadístico similar listos para ser analizados. En la figura 1 se muestra la técnica de agrupamiento de datos, una vez que se ha determinado el mejor ajuste a la serie de presiones. Se presenta la serie de presiones completa, la función a la que se ajusta dicha serie y la primera derivada de la función ajustada. Los mayores máximos y menores mínimos de la función derivada permiten dividir la serie de presiones completa en tramos estadísticamente homogéneos. Por lo tanto, esta técnica de agrupamiento de datos permite definir tramos estadísticamente homogéneos en las series temporales, facilitando el análisis de estas series con cambios estadísticos en el tiempo, porque permite estudiar la variable de la serie con independencia de cada uno de los tramos en los que se ha dividido dicha serie temporal. Para diferenciar los tramos estadísticamente homogéneos se tienen en cuenta los errores de medición y cambios relevantes en presión. Los errores de medición se asocian con periodos prolongados con registro nulo de presiones. Los cambios en la presión se identifican con variaciones relevantes de la presión media y desviación típica.

Los datos de roturas de tubería que se requieren en este análisis deben haberse registrado en las tuberías, no en otros elementos de la red, y no tienen que ser provocadas. Al mismo tiempo, los datos de roturas y presiones deben solaparse con el tiempo para poder estudiar su relación.

Análisis de roturas

En esta parte de la metodología, se identifican los indicadores de presión del agua relacionados con roturas de tubería. Se parte de los indicadores mostrados en el cuadro 1. La figura 2a ilustra cómo se calculan los indicadores de presión condicionados a las roturas. Muestra una rotura y su antecedente serie temporal para un periodo determinado. Los indicadores relacionados con la presión se computan mediante el análisis de la serie temporal de presiones para un ancho de ventana dado y separada una anticipación en el tiempo del evento de roturas. Si se repite este proceso antes de cada registro de roturas se obtiene un conjunto de valores del indicador de presiones condicionado a las roturas. A partir de dichos valores, se puede obtener la FDA del indicador condicionado a las roturas.

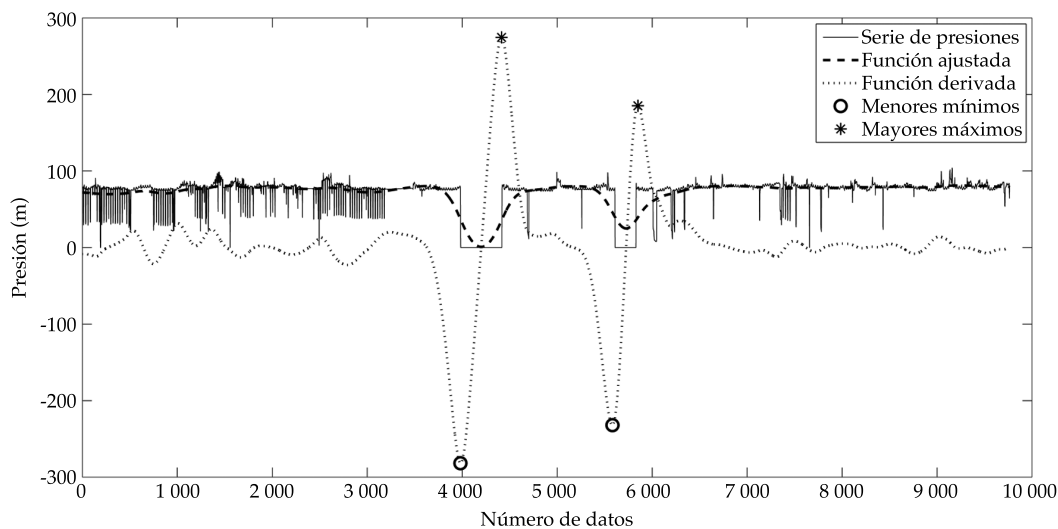


Figura 1. Método de filtrado de datos. Se muestra un caso de estudio (Bethania). Se presenta la serie completa de presiones, la función ajustada a la serie de presiones y la función derivada de la función ajustada. Se identifican mayores máximos y menores mínimos de la función derivada.

Cuadro 1. Indicadores de presión del agua.

Nombre	Fórmula
Presión máxima	$\max_p = (\max_{i=1, \dots, n} (p_i))$
Presión mínima	$\min_p = (\min_{i=1, \dots, n} (p_i))$
Presión media	$\bar{p} = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n p_i \right)$
Rango de presión	$rg_p = \max_p - \min_p$
Variabilidad de presión	$s_p = \left(\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})^2 \right)^{1/2} \right)$
Variación de presión	$v_p = (\max_{i=1, \dots, n} (p_{i+1} - p_i))$
Rango de variación de presión	$rv_p = (\max_{i=1, \dots, n-2} (2p_{i+1} - p_i - p_{i+2}))$

p_i representa la presión del valor i y n es el número de valores de presión considerados para determinar cada indicador.

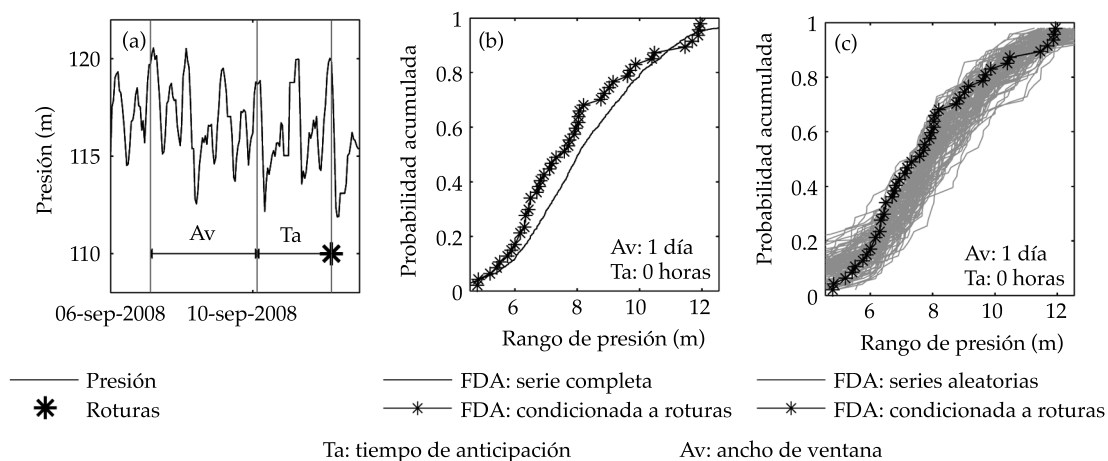


Figura 2. a) Cálculo del indicador condicionado a las roturas; b) comparación de FDA condicionada a las roturas y FDA de la serie completa; c) comparación de FDA incondicional a las roturas y 100 FDAs procedentes de la FDA de la serie completa.

El conjunto de valores del indicador incondicionales a las roturas se calcula a partir de la serie completa de presiones con una ventana temporal móvil (figura 2b). El ancho de ventana es el mismo que el utilizado en el cálculo del conjunto de valores de los indicadores condicionados a las roturas. Sin embargo, los resultados dependen del tamaño de las muestras que se comparan. El número de valores del

indicador empleados para determinar la FDA condicionada a las roturas puede ser menor, en comparación con el número de indicadores utilizados para estimar la FDA de la serie incondicional de presiones. Por esta razón, la FDA estimada y condicionada a la ocurrencia de las roturas se compara con un conjunto elevado de series aleatorias que tienen el mismo tamaño muestral que la FDA condicionada a las roturas

y que se obtienen a partir de los valores de los indicadores incondicionales a las roturas. En la figura 2c se muestra el resultado de graficar la FDA condicionada a las roturas y 100 FDAs procedentes de 100 series aleatorias de la FDA incondicional a las roturas.

Se aplica la prueba de Kolmogorov-Smirnov (Conover, 1980) para comparar la FDA obtenida a partir de los indicadores de presión antes de cada rotura con cada una de las FDAs resultantes de las series aleatorias de los indicadores.

Se supone que $F_1(x)$ y $F_2(x)$ son dos pares de FDAs de dos muestras de datos de la variable x . La hipótesis nula y la hipótesis alternativa de la prueba de Kolmogorov-Smirnov (K-S) pueden describirse como sigue:

$$H_0: F_1(x) = F_2(x) \text{ para toda } x$$

$$H_1: F_1(x) \neq F_2(x) \text{ para al menos un valor de } x$$

El estadístico D se puede describir como:

$$D = (\sup_x |F_1(x) - F_2(x)|)$$

Donde D es la máxima distancia vertical entre las dos funciones $F_1(x)$ y $F_2(x)$. Si el estadístico D es mayor que un determinado valor crítico, la hipótesis nula se rechaza (Khan, Coulibaly, & Dibike, 2006):

$$D \leq D_\alpha \text{ se acepta } H_0$$

$$D > D_\alpha \text{ se rechaza } H_0$$

Donde $D_\alpha = c(\alpha) * \sqrt{\frac{n_1 + n_2}{n_1 * n_2}}$, siendo n_1 el número de valores de la primera muestra y n_2 el número de valores de la segunda. El coeficiente $c(\alpha)$ depende del nivel de significancia para $\alpha = 0.05 \rightarrow c(\alpha) = 1.36$.

La hipótesis nula de la prueba de K-S afirma que la FDA del indicador condicionado a las roturas ($F_1(x)$) y la FDA del indicador de la serie completa de presiones ($F_2(x)$) proceden

de la misma función de distribución teórica. Si el estadístico D es mayor que el valor crítico, la hipótesis nula no se puede aceptar, lo que significa que el indicador en estudio puede influir en la probabilidad de roturas de tubería. Cuanto mayor sea el número de hipótesis rechazadas cuando se compara la FDA del indicador de la serie completa con cada una de las funciones condicionadas a las roturas, mayor influencia tendrá el indicador de presiones en las roturas.

Análisis de sensibilidad

Con el fin de identificar el indicador de presiones más importante con respecto a los resultados de la probabilidad de roturas de tubería, se desarrolla un análisis de sensibilidad que calcula el tiempo de anticipación y ancho de ventana para los cuales el indicador es más influyente en la probabilidad de las roturas. Para ello, se aplica la prueba de K-S (Conover, 1980) entre las FDAs procedentes de series aleatorias del indicador de la serie temporal de presiones y la FDA del indicador condicionado a las roturas. El mayor número de hipótesis nulas rechazadas determina la situación en la que el indicador de presiones en análisis es más influyente en la probabilidad de roturas.

Casos de estudio

Los casos de estudio en donde se ha aplicado la metodología son dos corregimientos o zonas de Ciudad de Panamá, llamados San Francisco y Bethania. En la figura 3 se muestra la red de distribución de estas áreas, cuyas características principales se presentan en el cuadro 2.

La figura 4 enseña los periodos en los que las condiciones de suministro son estables y además se muestra el número de roturas registradas en cada periodo. Esta figura 4 es el resultado de la primera parte de la metodología, de filtrado de datos. El periodo de registro está comprendido entre el 3 de enero



Figura 3. Red de distribución de los corregimientos de San Francisco (abajo a la derecha) y Bethania (arriba a la izquierda).

Cuadro 2. Características generales de los corregimientos de Ciudad de Panamá.

Núm.	Corregimiento	Área (km²)	Longitud (km)	Material		Diámetro (")
1	San Francisco	6.24	77.915	91%	Hierro fundido	2-24
				6%	PVC	
				3%	HR	
2	Bethania	8.88	119.26	78%	Hierro fundido	1-42
				17%	PVC	
				2%	Fibrocemento	

de 2012 y el 14 de febrero de 2013. En cada uno de los corregimientos se puede apreciar que hay tres tramos en los que las presiones son estadísticamente homogéneas, los cuales se van a estudiar de forma independiente: en San Francisco, el primero, segundo y tercer

tramo; y en Bethania, el primero, tercero y quinto tramo. Los tramos segundo y cuarto de Bethania no se han representado, al existir errores de medición de presión, por lo que no se puede analizar la influencia de la presión en la probabilidad de roturas.

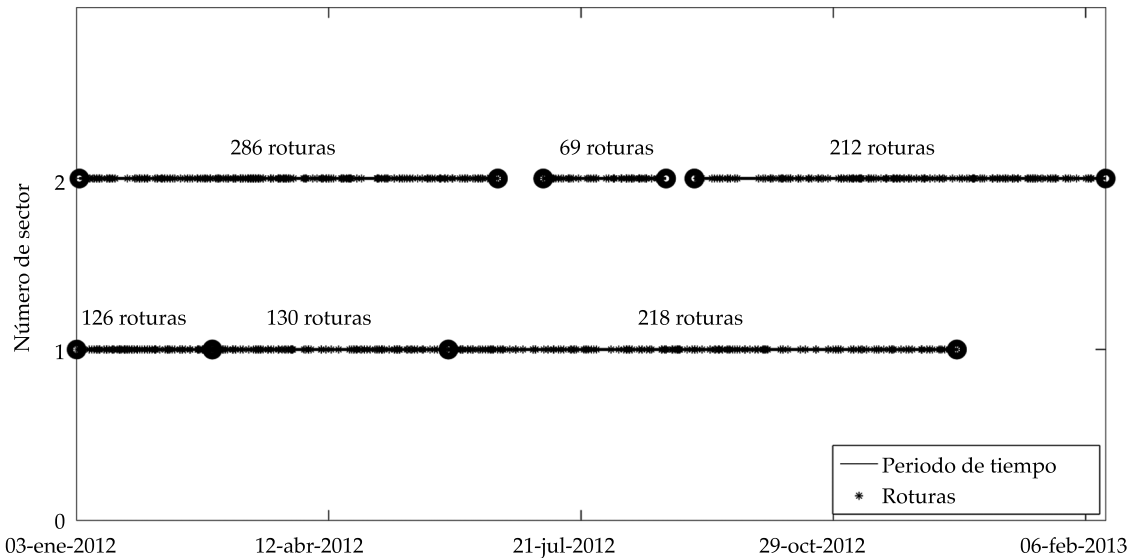


Figura 4. Periodos de tiempo con condiciones estables de suministro y número de roturas en los dos corregimientos de San Francisco (número 1) y Bethania (número 2).

Tratamiento de datos de roturas

Entre las variables almacenadas en la base de datos de roturas se explica la causa del fallo del sistema. Las causas de las quejas se refieren tanto a problemas de la red de distribución de agua como de la red de saneamiento. Se filtran los problemas según los dos corregimientos de San Francisco y Bethania. Las causas de las quejas de los usuarios registradas, en el caso de agua potable, pueden ser baja presión, carro de cisterna no despacha agua, daño al hidrante, fuga de agua, interrupción del suministro, problemas de calidad del agua, reposición del pavimento, medidores, conexión ilegal y robo de agua, cortes del servicio por error, denuncia-toma de agua, mantenimiento de camino y solicitud de inspección de alto consumo. Debido a que sólo se consideran las roturas que no han sido provocadas y que se producen en la infraestructura de la red de distribución, no en acometidas ni contadores, las quejas de los usuarios que se consideran son aquellas que se refieren a “baja presión”, pues una rotura da lugar a que disminuya la presión, y a “fuga de agua”, porque una

rotura se agrupa dentro de las fugas de agua alertadas por usuarios. Se podría considerar la queja de alto consumo como una consecuencia de una rotura, pero puede que se trate de fallos de los contadores o roturas en las acometidas. Además, entre las variables de la base de datos de roturas se encuentran la fecha de apertura de la rotura y la fecha de cierre de la rotura. Se ha optado por escoger una sola fecha de cierre, a la que se asocia la primera fecha de apertura debido a que una rotura puede ser alarmada por los usuarios desde que se produce hasta que se repara. Sin embargo, se debe tener en cuenta que si la fecha de cierre se repite en varias ocasiones puede significar que un día en concreto se reparan varias roturas al mismo tiempo, pero se considera que tales roturas han ocurrido con poco margen de tiempo y por la misma causa.

Resultados y discusiones

La metodología presentada se ha aplicado en los dos corregimientos de Ciudad de Panamá: San Francisco y Bethania, en los que se distinguían tres tramos homogéneos de presiones en cada

uno de ellos (figura 4). Se han evaluado los indicadores que se muestran en el cuadro 1. Para conocer qué indicadores son los más influyentes en la probabilidad de ocurrencia de las roturas se hizo un análisis de sensibilidad de los dos parámetros de cálculo, tiempo de anticipación y ancho de ventana. Este último parámetro es múltiplo de 24 horas, al tener la presión un comportamiento cíclico.

En cada uno de los tramos se ha comparado la FDA condicionada a las roturas con cada una de las 100 funciones de distribución procedentes de las series aleatorias del indicador incondicional a las roturas, variando el tiempo de anticipación y ancho de ventana. En el cuadro 3 se muestra el número máximo de

hipótesis falsas que se rechazan de la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Esta situación se corresponde con determinados valores del tiempo de anticipación y el ancho de ventana, los cuales se muestran en el cuadro 4. En la última columna del cuadro 3 se presenta el número de tramos en los que se rechaza al menos 60% de las hipótesis nulas evaluadas, para poder determinar los indicadores más influyentes en la probabilidad de ocurrencia de roturas.

Se distingue en el cuadro 3 que en todos los tramos analizados de los corregimientos de San Francisco y Bethania, los indicadores del rango de presión, de la variabilidad de presión y de la variación de presión influyen en la probabilidad de la rotura. Se observa que en 100%

Cuadro 3. Porcentaje de hipótesis nulas que son rechazadas de la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Número de tramos en los que se rechaza al menos 60% de las hipótesis nulas.

Indicador/corregimiento	San Francisco			Bethania			Tramos ($\geq 60\%$)
	1	2	3	1	3	5	
Tramo							
Presión máxima	98	94	32	93	38	94	4
Presión mínima	82	88	54	83	74	86	5
Presión media	100	100	53	97	44	86	4
Rango de presión	94	73	100	100	69	98	6
Variabilidad de presión	100	91	89	98	60	96	6
Variación de presión	100	94	98	100	62	84	6
Rango de variación de presión	99	100	100	88	48	82	5

Cuadro 4. Parámetros de cálculo del modelo: tiempo de anticipación (Ta) y ancho de ventana (Av), cuando el número de hipótesis nulas rechazadas es máximo. La unidad de medida de los parámetros es la hora.

Indicador/corregimiento	San Francisco						Bethania					
	1		2		3		1		3		5	
Tramo	Ta	Av	Ta	Av	Ta	Av	Ta	Av	Ta	Av	Ta	Av
Presión máxima	18	2	23	2	79	1	9	4	146	5	51	1
Presión mínima	119	1	62	1	125	5	156	5	51	5	52	1
Presión media	33	1	67	1	97	2	67	5	36	1	34	1
Rango de presión	146	1	60	1	58	3	11	4	101	1	6	1
Variabilidad de presión	161	3	149	2	35	5	133	5	102	1	56	5
Variación de presión	139	1	1	1	58	3	33	4	66	5	11	2
Rango de variación de presión	164	3	76	1	64	4	80	1	54	1	14	1

de los tramos, el número de hipótesis nulas rechazadas en estos tres indicadores supera 60% de los casos estudiados. El rango de presión se calcula a través de la diferencia entre la presión máxima y presión mínima; la variabilidad de presión, con la desviación típica de la presión, y la variación de presión, con el máximo de la diferencia de presiones en cada paso de tiempo horario. El rango de presión y la variabilidad de presión son indicadores que hacen referencia a la dispersión de los datos, a la persistencia de la variación de la presión y que en términos de resistencia de materiales se asemeja a la fatiga. La variación de presión representa cómo crece o decrece la presión con el tiempo.

De esta forma, los indicadores del rango de presión, de la variabilidad de presión y de la variación de presión son los indicadores más influyentes en la probabilidad de ocurrencia de roturas de los corregimientos estudiados. Tales resultados verifican uno de los principios básicos de la implantación de una gestión de presiones, que sugiere se controlen las variaciones de presión, con el fin de reducir la probabilidad de ocurrencia de roturas (Thornton & Lambert, 2007).

Sin embargo, se debe mencionar que para el resto de indicadores (presión máxima, presión mínima, presión media, rango de variación de presión), el porcentaje de tramos en los que se rechazan más de 60% de las hipótesis analizadas, es de al menos 66.67% (cuatro de los seis tramos considerados). Por tanto, se puede afirmar que la presión es un factor determinante que contribuye al deterioro de la red de distribución de los dos corregimientos en Ciudad de Panamá. Sin embargo, que el número de roturas sea tan elevado en periodos de tiempo relativamente cortos puede dar lugar a que se superpongan los efectos entre roturas, lo que podría aumentar el número de hipótesis rechazadas. Se puede llegar a pensar que si una rotura se produce con tan poco margen de tiempo desde que sucede otra rotura es porque una misma causa de deterioro puede influir en la rotura de varias tuberías y también porque cuando se rompe una tubería se pueden producir cambios en el entorno e

interior de las tuberías cercanas a la rotura, que pueden provocar el fallo de las mismas.

Para los tres indicadores seleccionados como influyentes en la probabilidad de roturas, se representan la FDA condicionada a las roturas y las 100 FDAs procedentes de las series aleatorias del indicador incondicional a las roturas, cuando el número de hipótesis nulas rechazadas es máximo. Cuando el número de hipótesis rechazadas alcanza su máximo, la probabilidad de rotura es más elevada. Para esta situación, en la figura 5 se muestran los resultados para el indicador del rango de presión; en la figura 6, para el indicador de la variabilidad, y en la figura 7, para el indicador de la variación de presión. También se tiene el tiempo de anticipación y ancho de ventana que hacen máximo el número de hipótesis nulas rechazadas. El tiempo de anticipación puede asociarse con el tiempo que transcurre desde que ocurre la rotura hasta que se registra.

En la figura 5 se aprecia que la FDA condicionada a las roturas sigue un comportamiento estadístico característico y diferente que en la mayoría de los casos de las FDAs de series aleatorias. En cuatro de los seis tramos, la FDA condicionada a las roturas está desplazada hacia los valores más elevados del indicador. Es de destacar que los valores del indicador del rango de presión en el tercer tramo del corregimiento de Bethania difieren en el orden de magnitud con respecto a los otros dos tramos. Hay que mencionar que en este tramo, los valores del rango de presión son bastante inferiores, no sólo en cuanto a los de los otros dos tramos del corregimiento de Bethania, sino también en relación con los tramos de San Francisco. Estos resultados podrían llegar a explicar que en este tercer tramo del corregimiento de Bethania, el número de hipótesis nulas falsas es mucho menor que el resto de tramos analizados.

En el indicador de la variabilidad de presión, representado en la figura 6, se observa que de manera clara la FDA condicionada a las roturas está separada de las FDAs obtenidas de series aleatorias del indicador, estando desplazada hacia valores más elevados o más bajos del

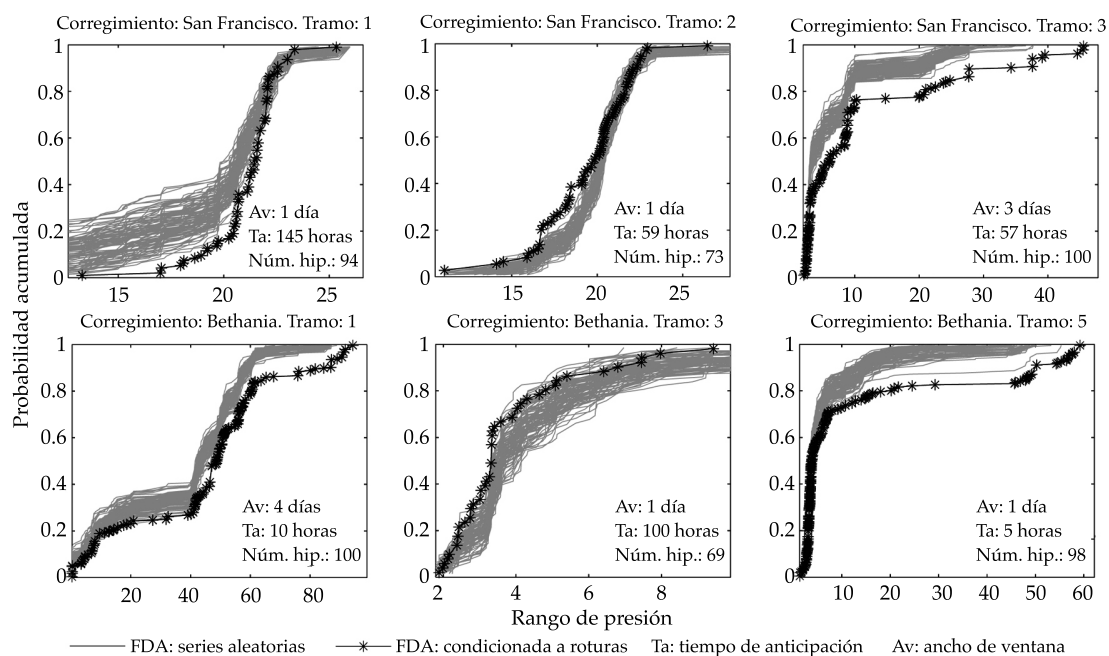


Figura 5. Para el indicador del rango de presión se muestran las funciones de distribución acumuladas siguientes: FDA condicionada a las roturas y FDAs procedentes de las 100 series aleatorias, cuando el número de hipótesis nulas de la prueba de K-S es el máximo. Se indica el valor del tiempo de anticipación y ancho de ventana.

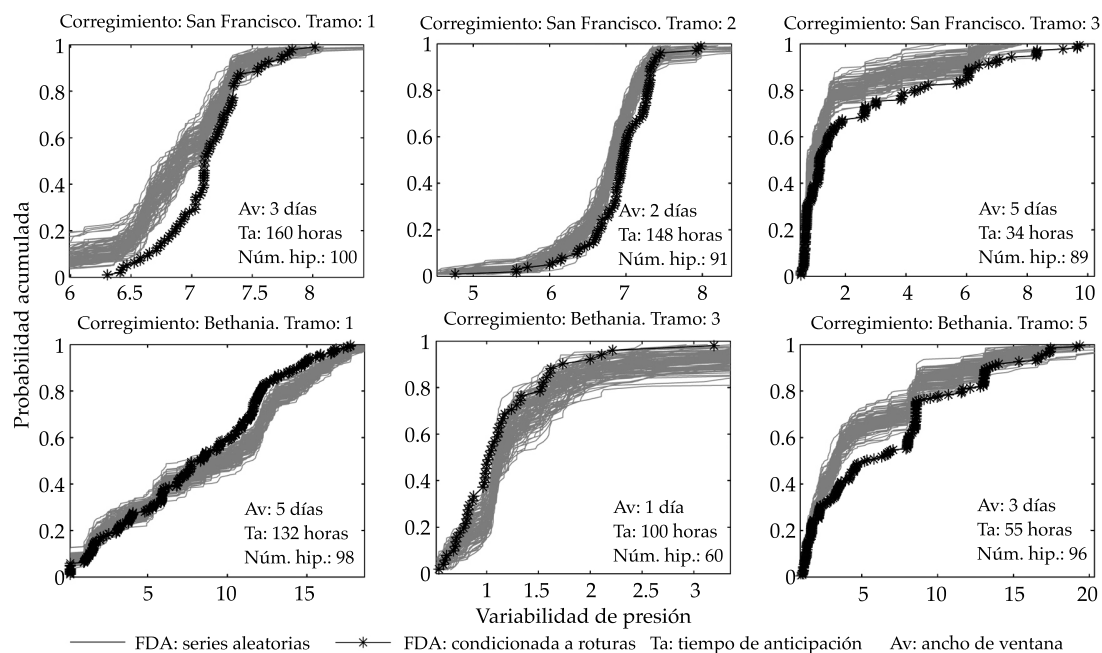


Figura 6. Para el indicador de la variabilidad de la presión se presentan las funciones de distribución acumuladas siguientes: FDA condicionada a las roturas y FDAs procedentes de las 100 series aleatorias, cuando el número de hipótesis nulas de la prueba de K-S es el máximo. Se indica el valor del tiempo de anticipación y ancho de ventana.

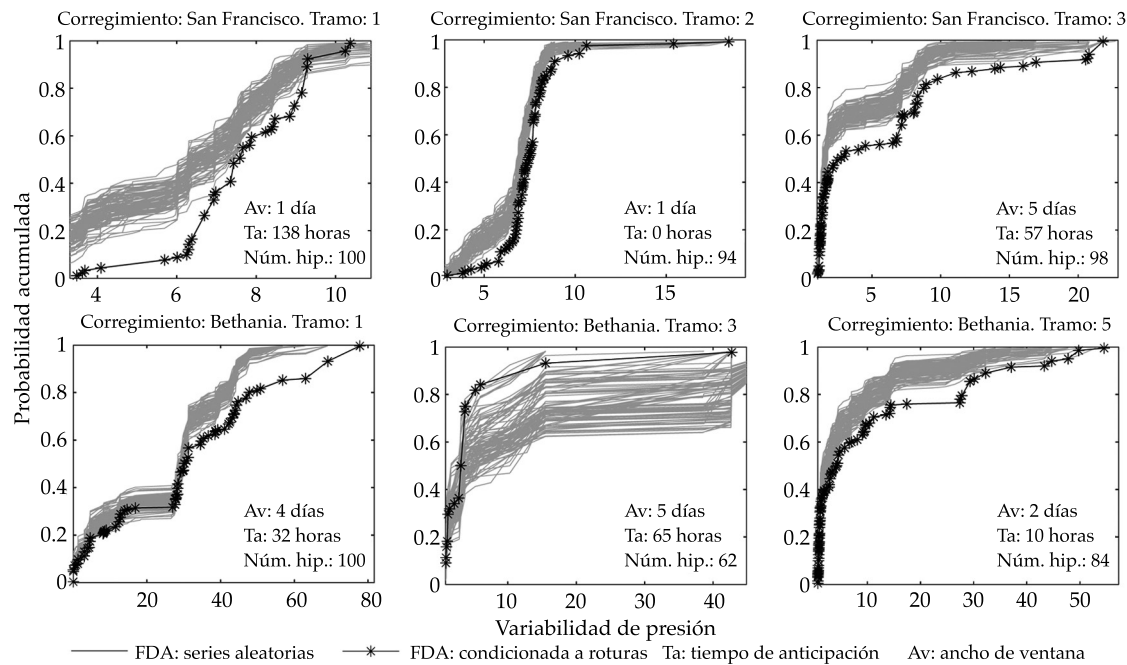


Figura 7. Para el indicador de la variación de presión se muestran las funciones de distribución acumuladas siguientes: FDA condicionada a las roturas y FDAs procedentes de las 100 series aleatorias, cuando el número de hipótesis nulas de la prueba de K-S es el máximo. Se indica el valor del tiempo de anticipación y ancho de ventana.

indicador. En cuatro de los seis tramos, la FDA condicionada a las roturas adquiere valores más altos del indicador para la misma probabilidad acumulada.

Con excepción del primer tramo de Bethania, la FDA condicionada a las roturas del indicador de la variabilidad de presión tiene un comportamiento estadístico similar a la FDA condicionada a las roturas del indicador del rango de presión, es decir, la FDA condicionada a las roturas está por encima o por debajo del resto de FDAs de series aleatorias para los mismos tramos de presiones.

En el segundo tramo del corregimiento de San Francisco, la diferencia en el comportamiento estadístico de la FDA condicionada a las roturas es más notable, pues esta función se desplaza hacia valores más elevados del indicador y el número de hipótesis rechazadas pasa de 73, con el indicador del rango de presión; a 91 hipótesis, con el indicador de la variabilidad de presión.

Como sucedía con el indicador del rango de presión, en el tercer tramo del corregimiento de Bethania, el orden de magnitud del indicador de la variabilidad de presión es menor que en el resto de tramos tanto de Bethania como de San Francisco. En este tramo, el número de hipótesis rechazadas es de 60, bastante inferior al resto de tramos, cuyo porcentaje de rechazos es como mínimo de 89%.

Por último, la FDA estimada a partir de los valores del indicador de la variación de presión condicionado a las roturas destaca sobre las 100 FDAs estimadas con 100 series aleatorias de valores del mismo indicador (figura 7). Para la misma probabilidad acumulada, en cinco de los seis tramos, los valores del indicador son superiores cuando está condicionado a las roturas que cuando no lo está.

En este caso del indicador de la variación de presión, el tercer tramo del corregimiento de Bethania también cuenta con el menor número

de hipótesis rechazadas, como sucedía con los dos indicadores anteriores. Sin embargo, el orden de magnitud del indicador es similar al resto de tramos, pero se debe considerar que tan sólo unos pocos valores del indicador de la variación de presión adquieren valores elevados del indicador.

De esta forma, se recomienda la implementación de una gestión de presiones en los corregimientos analizados, que considere en primer lugar la dispersión de las mediciones de presión y su ritmo de crecimiento, pero que también tenga en cuenta otros indicadores de presión, con el fin de disminuir la probabilidad de roturas. Además, sería conveniente iniciar la gestión de presión con una sectorización de los corregimientos a través de válvulas de seccionamiento, en los que se llevara a cabo un control más exhaustivo de las propiedades hidráulicas del agua, como es la presión del agua. De esta manera, se podría efectuar una gestión de presiones a nivel de sector, teniendo en cuenta los indicadores más influyentes en cada caso.

Conclusiones

Se ha analizado de forma estadística la relación de dependencia de la presión del agua con la probabilidad de ocurrencia de las roturas a través de indicadores de presión en dos corregimientos de la red de distribución de Ciudad de Panamá, San Francisco y Bethania. Los dos corregimientos se han dividido en tramos de presiones, atendiendo a un suministro estable de agua a través de una técnica de agrupamiento de datos. Se han comparado los indicadores de presión en dos situaciones: cuando se condicionan a las roturas y cuando no, y se ha hecho un análisis de sensibilidad de los parámetros de cálculo del modelo, tiempo de anticipación y ancho de ventana. Así, se ha podido conocer qué indicadores influyen más en la probabilidad de las roturas en los corregimientos analizados.

Se ha concluido que los indicadores del rango de presión, variabilidad de presión y variación de presión son los indicadores más

influyentes en la probabilidad de las roturas en los tramos estudiados debido a que en todos los tramos, el número de hipótesis nulas rechazadas de la prueba de Komogorov-Smirnov (K-S) cuando se compara la función de distribución acumulada (FDA) condicionada a las roturas y 100 FDAs procedentes de series aleatorias supera al 60% de los casos estudiados. Se trata, por tanto, de indicadores que hacen referencia a la dispersión de los datos de presión y a su ritmo de crecimiento. Estos resultados concuerdan con los principios básicos de la gestión de presiones. Aunque el número de hipótesis rechazadas difiere de unos indicadores a otros, las funciones de distribución condicionada a las roturas se suelen comportar en la estadística de una manera similar. Por lo general, el número de hipótesis nulas rechazadas es muy elevado, por lo que se puede concluir que existe gran dependencia entre los indicadores seleccionados y la probabilidad de las roturas.

La metodología sirve de ayuda a los gestores del agua al control de las redes de distribución. Para concluir, se sugiere la implantación de la gestión de presiones que ayude al control de la persistencia de la variación de la presión, con el fin de reducir la probabilidad de las roturas de tubería.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer al Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales (IDAA) de Panamá la provisión de los datos necesarios para realizar este estudio, así como su apoyo tecnológico.

Referencias

- Alegre, H., Baptista, J. M., Cabrera, E., Cubillo, F., Duarte, P., Hirner, W., Merkel, W., & Parena, R. (2006). *Performance Indicators for Water Supply Services*. London: IWA publishing.
- Babovic, V., Drécourt, J. P., Keijzer, M., & Hasen, P. F. (2002). A Data Mining Approach to Modelling of Water Supply Assets. *Urban Water*, 4(4), 401-414.
- Berardi, L., Kapelan, Z., Giustolisi, O., & Savid, D. (2008). Development of Pipe Deterioration Models for Water Distribution Systems Using EPR. *Journal of Hydroinformatics*, 10(2), 113-126.

- Boxal, J. B., O'Hagan, A., Pooladsaz, S., Saul, A., & Unwin, D. (2007). Estimation of Burst Rates in Water Distribution Mains. *Water Management*, 160, 73-82.
- Cabrera-Béjar, J. A., & Gueorguiev-Tzatchkov, V. (2012). Modelación de redes de distribución de agua con suministro intermitente. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(2), 5-25.
- Conover, W. J. (1980). *Practical Nonparametric Statistics*, 2nd ed. New York: John Wiley & Sons.
- Davies, J. P., Clarke, B. A., Whiter, J. T., & Cunningham, R. J. (2001). Factors Influencing the Structural Deterioration and Collapse of Rigid Sewer Pipes. *Urban Water*, 3(1-2), 73-89.
- Khan, M. S., Coulibaly, P., & Dibike, Y. (2006). Uncertainty Analysis of Statistical Downscaling Methods. *Journal of Hydrology*, 319(1-4), 357-82.
- Lambert, A., & Fantozzi, M. (2010). *Recent Developments in Pressure Management*. IWA Specialized Conference Water Loss 2010, Sao Paulo, Brazil, June 2010.
- Lambert, A., & Thornton, J. (2011). The Relationship Between Pressure And Burst – A 'State-of-the-Art' Update. *Journal of Water Reuse and Desalination Water*, 21,13(2), 37-38.
- Martínez-Codina, Á., Castillo, M., González-Zeas, D., & Garrote, L. (2013). Pressure as Predictor of Pipe Breaks in Water Distribution Networks. In *Proc. 8th International Conference of European Water Resources Association (EWRA)*. Porto.
- Martínez-Codina, Á. (2015a). *Metodología de análisis estadístico de roturas en redes de distribución de agua*. Tesis doctoral. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Martínez-Codina, Á., Castillo, M., González-Zeas, D., & Garrote, L. (2015b). Pressure as Predictor of Occurrence of Pipe Breaks in Water Distribution Networks. *Urban Water Journal*, doi: 10.1080/1573062X.2015.1024687.
- Martínez-Codina, Á., Cueto-Felgueroso, L., Castillo, & M., Garrote, L. (2015c). Use of Pressure Management to Reduce the Probability of Pipe Breaks: A Bayesian Approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, doi: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000519.
- Pelletier, G., Mailhot, A., & Villeneuve, J. P. (2003). Modelling Water Pipe Breaks-Three Case Studies. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(2), 115-123.
- Thornton, J., & Lambert, A. (2005). Progress in Practical Prediction of Pressure: Leakage, Pressure: Burst Frequency and Pressure: Consumption Relationships. *Proceedings of IWA Specialist Conference 'Leakage 2005'*. Halifax.
- Thornton, J., & Lambert, A. (2007). *Pressure Management Extends Infrastructure Life and Reduces Unnecessary Energy Costs*. IWA Specialized Conference Water Loss 2007, Bucarest.
- Xu, Q., Chen, Q., Li, W., & Ma, J. (2011). Pipe Break Prediction Based on Evolutionary Data-Driven Methods with Brief Recorded Data. *Reliability Engineering and System Safety*, 96(8), 942-948.
- Yamijala, S., Guikema, S. D., & Brumbelow, K. (2009). Statistical Models for the Analysis of Water Distribution System Pipe Break Data. *Reliability Engineering and System Safety*, 94(2), 282-293.

Dirección institucional de los autores

Dra. Ángela Martínez-Codina

Canal de Isabel II Gestión
Subdirección de I+D+i
Calle Santa Engracia, 125
28003 Madrid, ESPAÑA
Teléfono: +34 (91) 5451 000
angelamartinezcodina@gmail.com

Dra. Casilda Saavedra

Universidad Tecnológica de Panamá
Facultad de Ingeniería Civil
Cátedra de Gestión Ambiental
Campus Víctor Levi Sasso
Vía Centenario, Ancón, Panamá, PANAMÁ
Teléfono: +507 5603 000
casilda.saavedra@utp.ac.pa

Dr. Luis Cueto-Felgueroso

Universidad Politécnica de Madrid
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos
Departamento de Ingeniería Civil: Hidráulica, Energía y Medio Ambiente
Calle Profesor Aranguren
28040 Madrid, ESPAÑA
Teléfono: +34 (91) 336 6672
luis.cueto@upm.es

Dr. Luis Garrote

Universidad Politécnica de Madrid
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos
Departamento de Ingeniería Civil: Hidráulica, Energía y Medio Ambiente
Calle Profesor Aranguren
28040 Madrid, ESPAÑA
Teléfono: +34 (91) 336 6672
garrote@caminos.upm.es



Haga clic aquí para escribir al autor



La nieve cubre la ladera norte de las montañas Tianshan, Xinjiang, China.

Foto: Xian-Yong Meng.

Snowmelt Runoff Analysis under Generated Climate Change Scenarios for the Juntanghu River Basin, in Xinjiang, China

• Yue-Jian Wang •
Xinjiang University, China

• Xian-Yong Meng* •
China Institute of Water Resources & Hydropower Research
*Corresponding author

• Zhi-Hui Liu •
Xinjiang University

• Xiao-Nan Ji •
Chinese Academy of Sciences

Abstract

Wang, Y. J., Meng, X. Y., Liu, Z. H., & Ji, X. N. (July-August, 2016). Snowmelt Runoff Analysis Under Generated Climate Change Scenarios for the Juntanghu River Basin in Xinjiang, China. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 7(4), 41-54.

Assessing snowmelt runoff in catchments without conducting intensive observations for water resource management is very important. This paper presents the modeling results of meltwater runoff in the Juntanghu River basin, where the river flow is dominated by glacier and snow meltwater from above the mid-altitude of the north central Tian Shan Mountains in Northwest China. The soil and water assessment tool (SWAT) model is used to assess the effects of potential climate change on the Juntanghu River basin. The model uses meteorological data, which include precipitation, temperature, wind, and solar radiation, to depict the impact of climate change on the river discharge in the Juntanghu watershed. The SWAT model is validated and verified against the observed discharge at the Hongshan reservoir at the outlet of the watershed from 1995 to 2010. The SWAT model can well differentiate between meltwater runoff from snow and that from glaciers in the basin. The R2 and Nash-Sutcliffe simulation efficiency values computed for the daily comparisons are 0.92 and 0.85 for the calibration period and 0.83 and 0.81 for the validation period, respectively. Experiments show that the hydrological cycle in the Juntanghu River basin may be altered under changing climatic scenarios. The mean annual stream flow changes in response to climate change projections are simulated using SWAT model. A rising mean temperature ($T + 1\text{ }^{\circ}\text{C}$) in early spring results in a 2.14 times increase in the average daily stream flow (on February 27), whereas a higher rising temperature ($T + 3\text{ }^{\circ}\text{C}$) results in an earlier snowmelt phenomenon. However, the snowmelt runoff from the preliminary to interim stages has less influence in relation to changes in the precipitation. The average daily

Resumen

Wang, Y. J., Meng, X. Y., Liu, Z. H., & Ji, X. N. (julio-agosto, 2016). Análisis del escurrimiento y derretimiento de la nieve generada en escenarios de cambio climático para la cuenca del río Juntanghu, en Xinjiang, China. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 41-54.

La evaluación de la escorrentía del deshielo en las cuencas sin llevar a cabo observaciones intensivas para la gestión de los recursos hídricos es muy serio. Este trabajo presenta los resultados de los modelos de escorrentía de agua de deshielo en la cuenca del río Juntanghu, donde el caudal del río está dominado por glaciares y nieve, agua de fusión por encima de la mitad de altitud de la zona centro norte de Tian Shan en el noroeste de China. El modelo de herramienta de evaluación de suelos y aguas (SWAT) se utiliza para evaluar los efectos de un posible cambio climático en la cuenca del río Juntanghu. El modelo utiliza datos meteorológicos, que incluyen precipitación, temperatura, viento y radiación solar, para describir el impacto del cambio climático en el caudal de los ríos en la cuenca Juntanghu. El modelo SWAT es validado y verificado en contra de la aprobación de la gestión observada en el embalse de Hongshan a la salida de la cuenca de 1995 a 2010. El modelo SWAT también puede diferenciar entre el escurrimiento de agua de deshielo de la nieve y a partir de los glaciares en la cuenca. Los valores de eficiencia de simulación R2 y Nash-Sutcliffe calculadas para las comparaciones diarias son de 0.92 y 0.85 para el periodo de calibración, y 0.83 y 0.81 para el periodo de validación, respectivamente. Los experimentos muestran que el ciclo hidrológico en la cuenca del río Juntanghu puede alterarse bajo escenarios climáticos. Los cambios en el flujo de corrientes anuales medias en respuesta a las proyecciones del cambio climático se simula utilizando el modelo SWAT. Una temperatura media ascendente ($T + 1\text{ }^{\circ}\text{C}$) en los resultados de primavera aumenta en un 2.14 veces en el flujo de la corriente media diaria (27 de febrero), mientras que un aumento de la temperatura más alta ($T + 3\text{ }^{\circ}\text{C}$) da lugar a un fenómeno del deshielo temprano. Sin embargo, la escorrentía de deshielo de la preliminar a etapas intermedias tiene menos influencia en relación con los cambios en precipitación. Los cambios en el flujo promedio diario de 1.07 veces son los previstos

flow changes of 1.07 times are predicted for precipitation change scenarios of 10%. The climate change scenarios show a large degree of uncertainty in terms of current climate change forecasts for the Juntanghu basin. The simulated Juntanghu hydrological cycle is also very sensitive to current forecasted climate changes under climate change conditions.

Keywords: SWAT, snowmelt runoff, climate change, China.

en escenarios de cambio de precipitación (10%). Los escenarios de cambio climático muestran un alto grado de incertidumbre en cuanto a las previsiones de cambio climático actuales para la cuenca Juntanghu. El ciclo hidrológico Juntanghu simulado es también muy sensible a los cambios climáticos pronosticados actuales bajo condiciones de cambio climático.

Palabras clave: SWAT, la escorrentía de deshielo, cambio climático, China.

Received: 08/09/2015

Accepted: 08/03/2016

Introduction

The surface water cycle in the continental interior is more seriously influenced by snow accumulation and ablation processes in the 40° latitude than most global land areas (Adam & Hamlet, 2009). Xinjiang is located in the northwestern part of China. The hydrological distribution and extreme climate condition in the mid-interior of Eurasia complicate the snowmelt processes. The Tian Shan Mountains belt is a hot research area in the field of global hydrological system and climate change (He & Meng, 2014; Meng & Yu, 2015). Specifically, Xinjiang is located deep inland, far from oceans and surrounded by high mountains. It is therefore difficult to attract marine currents and has a distinct continental climate temperature. Huge air temperature difference, adequate sunshine duration (*i.e.*, annual sunshine duration reaches 2500–3500 h), small precipitation, and dry weather are observed in this area. Xinjiang has an annual average precipitation of about 150 mm. However, a great difference in precipitation exists across different regions. South Xinjiang also has higher air temperature and lower precipitation than north Xinjiang. Yang and Wei (2003) studied the temperature and humidity changes in Xinjiang, as well as corresponding space–time distribution characteristics, based

on climatic data of nearly 40 years (*i.e.*, 1961 to 2000). They found a clear warming and humidifying trend in the past four decades. The average temperatures in the 1990s in south Xinjiang, north Xinjiang, and Tian Shan mountainous area are 0.6, 0.4, and 0.6 °C, respectively, than the average temperature in other years. Climate warming (mainly in winter) in north Xinjiang is more intensive than in south Xinjiang. The annual average precipitation increases by 11.4%, 25.2%, and 6.9% in north Xinjiang, south Xinjiang, and Tian Shan mountainous area, respectively. Most precipitation occurs in winter and summer, and a few in autumn. An urgent evaluation of the snowmelt processes in Xinjiang under regional climate changes is needed because of prominent climate changes.

A recent research showed that glaciers are gravely influenced by small-scale fluctuation in the natural climate. The said research indicates that a warming climate can influence the hydrological regimes of glacier and snow-melt driven watersheds (Barnett & Adam, 2005; Immerzeel & Van, 2010; Schaefer & Denton, 2006). Qing, Ji, Chang and He (2004) indicated that the global average temperature will increase by 1.1–6.4 °C in the 21st century. The effect of global climate change on the hydrological system and the change in mountain snow and glacier melt can express the timing and

amount of runoff in mountainous watersheds. Both the water resource redistribution and the global hydrological system are affected by global climate change. Conducting research on the hydrological and climate changes of high mountain regions is important because of the sensitive hydrological process in circumpolar latitude and high altitude localities. Global climate change has led to ice and snow melt in recent years. This phenomenon has caused many spring floods. Flood from the northern slope of the Tian Shan Mountains has caused many problems, such as the destruction of properties, cessation of traffic, human casualties, water pipes, etc (Su & Guo, 2003; Ebrahim & Hamidreza, 2015). The mountain-front stream discharge has increased by 10% in the last ten years (Chen, Pang, Hao, Xu, & Chen, 2008; Shi & Zhang, 1995). The decreased water resource use efficiency and water shortage restrict the development of agriculture and industry in Xinjiang. Thus, research on the snowmelt runoff from the northern slope of the Tian Shan Mountains, accurate simulation of the stream flow, and comprehensive forecasting are necessary to help the government manage water resources and reasonably develop them (Liangge & Jie, 2013; Abudu, Cui, King, & Abudukadeer, 2010). These methods can also minimize the disaster risk caused by rapid spring snow and glacier melt and provide a research basis for the forecast of water resource availability. However, no clear research exists on the impact of climate change on water resource areas in China (Piao *et al.*, 2010; Yao & Qing, 2014).

Many researchers use models, such as Şorman (Şorman, Şensoy, Tekeli, Şorman, & Akyürek, 2009; Garcia, Martin, & Castro, 2015; He & He, 2015), to simulate daily stream flows and adapt hydrologic conditions in glacier- and snow-fed catchments (Şorman *et al.*, 2009; Dragan & Nauparac, 2015). These simulations are complicated and data intensive. Generally, varied hydrologic conditions can be processed using only a few snowmelt models (Tekeli, Akyürek, Şorman, Şensoy, & Şorman, 2005). Some researchers use a new method of

simulating daily discharges. They study the impact of climate change on these discharges in a research area, which is integrated between remote-sensing snow cover products and MIKE-SHE, a snowmelt runoff model (SRM). Various agencies, institutes, and universities use the SRM in more than 100 basins at various elevations. However, research conducted using Soil and Water Assessment Tools (SWAT) to simulate the watershed hydrological cycle under different climate changes is rare. SWAT model has been most widely used in simulation and forecasts. Furthermore, the SWAT model does not require data from snow-covered areas. Arnold and Williams (1995) developed SWAT model for the United States Department of Agriculture and Agricultural Research Service. This tool is used to predict the effect of water, sediment, and fertilizer in large-scale watersheds on water and land resource management (Bingner, 1996; Chow & Maidment, 1998; Chu & Shirmohammadi, 2004; Gitau & Gburek, 2012; Rosenthal & Srinivasan, 1995; Sophocleous *et al.*, 1999; Spruill & Workman, 2000; Weber & Nicola, 2001; Akinro & Olufayo, 2012; Jie & Zheng, 2014).

The present study selects the Juntanghu watershed as its study area. This watershed is located in the northern slope of the Tian Shan Mountains in Xinjiang, China. The data source consists of the annual mean temperature and precipitation annual average data of ten weather stations in the northern slope of the Tian Shan Mountains. The data can be used to simulate the relationship among snowpack, meteorology, and runoff. The SWAT model is also used as a framework to discuss the changes in the snowmelt runoff under different climate scenarios.

Materials and Methods

Regional setting

The Juntanghu River basin was chosen as the study area. The distance from the source of the Juntanghu River to the Hongshan reservoir was 60 km. The Hongshan reservoir catchment area was about 861 km², and the total watershed area

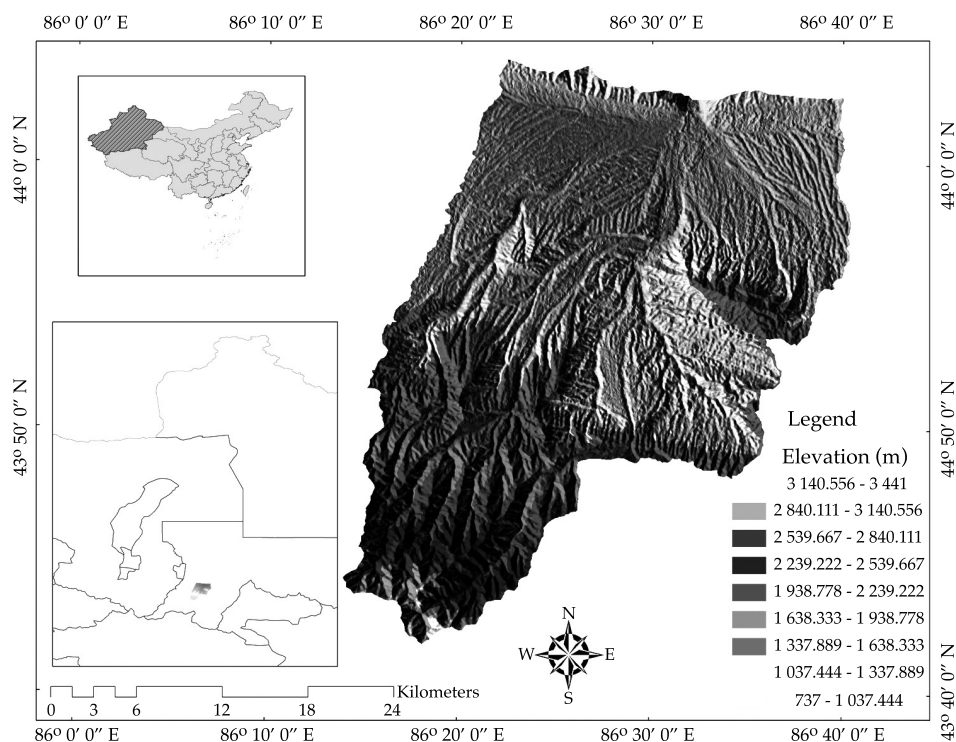


Figure 1. Juntanghu watershed in the northern slope of the Tian Shan Mountains, Xinjiang, Hutubi county, China.

was 1218 km² (Figure 1). The average elevation of the basin was 1503 m, and the mean annual runoff was 3273×10^4 m³. The snow cover in the Tian Shan Mountains accounted for 55% of the total area in winter and about 5% in summer (Dou, Chen, Bao, & Li, 2010). The snow melt runoff produced about 40.3% of the total stream of the river in Xinjiang. However, the contribution of snowmelt to the runoff varied with the interactions between climatic and environmental factors (Li & Simonovic, 2002). The snow cover started to emerge at mid-September, and the peak of the snow cover would last until January of the next year. The thickness of the snow pack could reach from 20 cm to 30 cm. Temperature was identified as a critical factor that could influence the hydrological process in the Juntanghu watershed because of its contributions to snowmelt, surface soil frost, thaw, and evaporation (Anderson, 1973; Li & Simonovic, 2002; Tanasienko & Chumbaev,

2008). Snow melt occurs when the air temperature rises again in February and can reach its maximum proportion in March. The occurrence of snowmelt flood in this area has become more frequent in recent years, and it is imperative to better understand the snowmelt process for better agriculture practices and flood control.

Data

The input data in this study was derived from various sources (Table 1). The data on the daily stream (from 2000 to 2010) were obtained from the Hongshan reservoir, Hutubi county, Xinjiang, China. The monthly precipitation and temperature data (from 1961 to 2009) of three stations (i.e., Manas, Hutubi, and Xiaoquzi) in the Tian Shan Mountains were taken from the Xinjiang Bureau of Meteorology. These monthly data were used to conduct the Mann-Kendall (M-K) monotonic trend test. The 11-year

daily meteorological data of the Hutubi station (from 2000 to 2010), which included the average air pressure, average wind speed, average temperature, daily maximum temperature, daily minimum temperature, average relative humidity, 20–20 h precipitation, evaporation, average solar radiation, and average wind speed, were used to conduct the SWAT model simulation. All the data, including soil, land use, topography, weather (XPR, YPY), and stream data were formatted as the same project (WGS_1984_UTM_Zone_45N). The resolution for the land use and soil raster file was 1 arc second (30 m * 30 m).

Methods

Climate change analysis using the M–K test

This research used the M–K monotonic trend test (Yue & Pilon, 2002) to identify the climate changes in the Juntanghu River basin. This test was mainly used to analyze the trend of the mean annual temperature (MAT) and precipitation in the northern slope of the middle Tian Shan Mountains. Hipel and McLeod (1994, 1991) used the M–K trend test in all kinds of circumstance data analysis. The M–K trend test has been well developed because of its many advantages (Hamed & Rao, 1998; Yue & Pilon, 2002).

Normalized variable statistics UF and UB

Given stream frequency variables, $x_1, x_2, \dots, x_n$, n_i is the accumulation of samples for which

$x_i > x_j$ ($1 \leq j \leq i$). The equation for the statistical parameter d_k is expressed as follows (Zhang et al., 2014):

$$d_k = \sum_{i=1}^k n_i \quad (2 \leq k \leq n) \quad (1)$$

$$UF(k) = \frac{[d_k - E(d_k)]}{\sqrt{\text{var}(d_k)}}, (k = 2, 3, \dots, n) \quad (2)$$

where the normalized variable statistic d_k is denoted as follows:

$$E(d_k) = k(k-1)/4, \text{var}(d_k) = k(k-1)(2k+5)/72 \quad (3)$$

The calculation for the backward sequence UB uses a series of data $F' = (f_1', f_2', f_3', \dots, f_n') = (f_n, f_n - 1, f_n - 2, \dots, f_1)$. UB(k) can be calculated as follows:

$$UB(k) = \frac{[d_k - E(d_k)]}{\sqrt{\text{var}(d_k)}}, (k = 2, 3, \dots, n) \quad (4)$$

SWAT model

This research used the SWAT model to predict the relationship between snowmelt flood and climate change in high cold mountains. SWAT can simulate a number of different physical processes in a watershed. A watershed needs to be partitioned into many sub-watersheds or sub-basins for modeling purposes in SWAT, because the sub-areas within a watershed are dominated by different land uses or the proper-

Table 1. Source of input data for research area (Northern mid-slope of Tian Shan mountains, Juntanghu watershed).

Data	Sources
Soil	http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/ (FAO-1:1,000,000)
Land use	http://westdc.westgis.ac.cn/data/f1aacad-9f42-474e-8aa4-d37f37d6482f (WESTDC--1:10,0000)
Topography	http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp (DEM-30m)
Weather data	http://www.climate.xj.cn/gx/dsQuery.do?id=5&pid=-1 (Temperature, solar radiation, precipitation, wind, etc.)
Stream data	Hongshan Reservoir (Daily stream data at hongshan gauge station)

ties of soils are sufficiently dissimilar to impact the hydrology of areas. Dividing a watershed into many sub-basins makes it easy for users to spatially reference different watershed areas to one another. Watershed delineation in the SWAT model is generated from a given digital elevation model to a number of sub-basins. The input information for each sub-basin can be classified into different categories, including climate, hydrologic response units (HRUs), ponds/wetlands, groundwater, and the main channel/reach draining the sub-basin (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2009). The HRUs within each sub-basin consist of similar land use and soil distribution. These units are the basic modeling units. Physical characteristics, such as slope, reach dimensions, and meteorological data, are considered for each sub-basin (Di Luzio & Srinivasan, 2004). The meteorological data from the station nearest to the centroid of each sub-basin are used in SWAT (Abbaspour et al., 2007). In each HRU of the sub-basin, the processes of evapotranspiration, infiltration, surface flow, percolation, underground flow, sediment erosion, and crop growth are simulated. The nutrient and sediment fluxes from each HRU are accumulated and routed to the main outlet of each sub-basin. The discharge and sediment fluxes are routed within the stream network from one sub-basin to another and finally to the outlet of the watershed. Channel routing is calculated using either the variable storage routing method (Arnold & Williams, 1995) or the Muskingum River routing method.

In SWAT, Water balance is the key and driving force behind everything that occurs in the watershed regardless of the problems being studied. The hydrological cycle process is expressed as follows:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - \omega_{seep} - Q_{gw}) \quad (5)$$

where SW_t and SW_0 are the final and initial soil water (mm), respectively; t is the simulation time (days); R_{day} is the quantity of precipitation on simulation day_i (mm); Q_{surf} is the quantity of the surface runoff on simulation day_i (mm); E_a

is the evapotranspiration on day_i (mm); ω_{seep} is the water quantity entering the vadose zone in the soil on simulation day_i (mm), and Q_{gw} is the quantity of the return flow on day_i (mm).

The second division is the water routing phase of the hydrological cycle, defined as the movement of water, sediment, nutrients, and organic chemicals through the channel network of the watershed to the outlet (Neitsch et al., 2009).

The snowmelt module in the SWAT model is based on equations similar to the sine formula (Neitsch et al., 2009). This module assumes two boundaries of the snowmelt rate: maximum (assumed to occur on June 21st) and minimum (assumed to occur on December 21st), which follow the trend of the sine formula. The SNO_{mlt} value can be calculated as follows:

$$SNO_{mlt} = B_{mlt} \times SNO_{cov} \left[\frac{T_{snow} + T_{mx}}{2} - T_{mlt} \right] \quad (6)$$

where SNO_{mlt} is the volume of the snowmelt on simulation days (mm H₂O); B_{mlt} is the snowmelt factor on simulation days (mm H₂O/day-°C); SNO_{cov} is the snowmelt fraction covered by snow; T_{snow} is the snowpack temperature on the simulation days (°C); T_{mx} is the maximum air temperature (°C), and T_{mlt} is the snow melt temperature threshold value (°C).

The snowpack temperature in the SWAT module can be considered the function of the average temperature of the previous day and is changed by temperature according to the Damping form. The snowpack temperature in the previous day affects the current snowpack temperature, which is controlled by the delay factor L_{sno} . This factor considers the snowpack depth, density, and exposure degree, which can influence the snowpack temperature. The snowpack temperature is calculated as follows:

$$T_{snow(dn)} = T_{snow(dn-1)(1-\delta_{sno})} + \overline{T_{av}} \times \delta_{sno} \quad (7)$$

where $T_{snow(dn)}$ is the snowpack temperature on simulation days (°C); $T_{snow(dn-1)}$ is the snowpack temperature of the previous day; δ_{snow} is the delay factor of the snowpack, and $\overline{T_{av}}$ is the current average air temperature. The calculation

formula of the snowmelt factor can be expressed as follows:

$$b_{mli} = \frac{b_{\max} - b_{\min}}{2} \times \sin\left(\frac{n-81}{58.09}\right) + \frac{b_{\max} + b_{\min}}{2} \quad (8)$$

where b_{mli} is the snowmelt factor ($\text{mm H}_2\text{O}/\text{day}^\circ\text{C}$), $b_{\max}$ is the snowmelt factor on June 21, $b_{\min}$ is the snowmelt factor on December 21, and n is the number of the simulation days in one year.

Model setup

In this study, the Juntanghu watershed was divided into 33 sub-basins, and HRUs were used for land division. Land utilization, soil, and slope classification were set to 0% in SWAT to retain all HRUs and refine the SWAT model. A total of 144 HRUs were finally acquired. In the SWAT model, the potential evapotranspiration was calculated based on the Penman–Monteith method. Given that all the input data were daily data, the surface runoff was calculated using the soil conservation service (SCS) curve. The SCS curve was a non-linear function between the precipitation and initial losses. The surface runoff in every HRU was calculated, and it converged in the main channel of the river basin. The water evolution in the main channel was finally calculated using the channel storage method based on the equation of continuity.

The N value of Manning was set for the channel flow. The channel flow condition was set to Manning's default N of natural streams (0.025).

The SWAT model was calibrated and validated based on the observed inflow series at the Hongshan Reservoir station. The data from 1995 to 2000 were used to warm up the model. The data from 2000 to 2004 and 2006 to 2010 were used for calibration and validation, respectively.

Results

Climate change feature analysis using the M-K trend test

The M-K trend test and wavelet analysis were applied on the 50-year data (from 1961 to 2011) of ten weather stations in the study region. Figure 2 shows a significant increasing in the MAT trend in the northern slope of the middle Tian Shan mountains during 1961–2011 ($P < 0.001$). The M-K statistical test showed a rate of $0.40^\circ\text{C}/\text{decade}$. The step change points also occurred in 1995 ($P < 0.01$). The rising rate in the northern slope of the middle Tian Shan mountains was consistent with the temperature of northwestern China, with values of $0.34^\circ\text{C}/\text{decade}$ (Li & Chen, 2012). Furthermore, the rising rate was also much higher than the average increasing rate of the global temperature

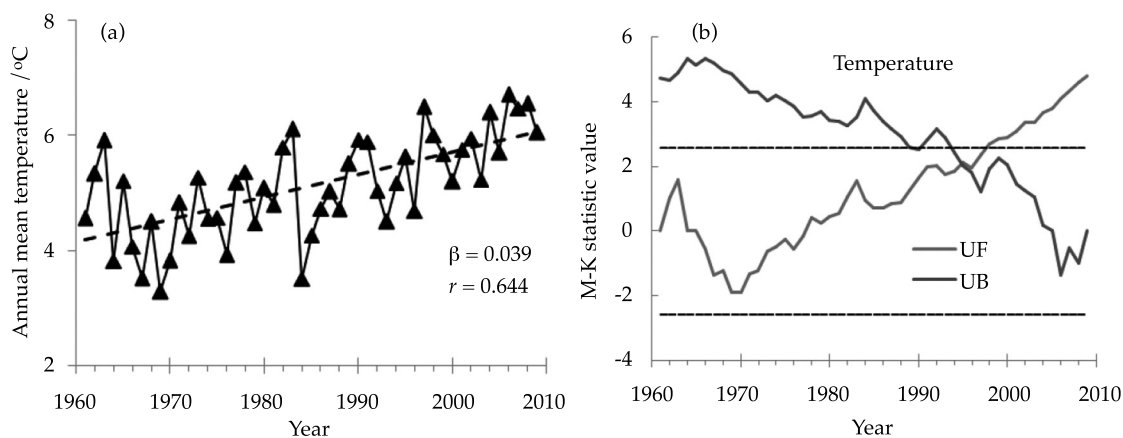


Figure 2. Variation M-K test in MAT from 1961 to 2009 in the northern mid-slope of the Tian Shan Mountains.

(0.13 °C/decade) (Brohan, Kennedy, Harris, Tett, & Jones, 2006; Solomon, 2007) and that of China (0.25 °C/decade) (Ren *et al.*, 2005). The Mountains had the lowest rate (*i.e.*, 0.21 °C/decade) among all the oasis landscapes and mountains. The oasis had the highest increasing rate (*i.e.*, 0.42 °C/decade). The landcovers, including the glacier, snow, various vegetations, and ecosystem, had an important role as buffer under global climate change (Li & Chen, 2012). The lowest increasing rate for all the seasons was in spring, whereas the highest was in summer. The coefficient of variation (*Cv*) was selected to measure the variation statistics of the observed value and variation degree of the variable (*i.e.*, precipitation and temperature) in the time series. The temperature had moderate variability in the northern mid-slope of the Tian Shan Mountains, and the *Cv* value was 0.168. The *Cv* of the temperature in each season ranged from 0.073 to 0.246 and indicated moderate variability. The *Cv* of the temperature reached its highest value in autumn, which also indicated moderate variability. The lowest value was observed in summer, which could be considered to have weak variability (figure 2).

The increasing precipitation rate in the northern mid-slope of the Tian Shan Mountains during the past 50 years was 15.38 mm/

decade. This rate indicated the step change points in 1991 ($P < 0.05$). The increasing rates of precipitation on the mountains were the fastest with a rising rate of 21.10 mm/decade. The slowest rate was observed in the oasis area with a value of only 12.17 mm/decade. The rising rate was at its highest in winter and lowest in autumn. The precipitation in the northern mid-slope of the Tian Shan Mountains had moderate variability (*i.e.*, the *Cv* was 0.178). The *Cv* of the precipitation in each season was low (*i.e.*, ranging from 0.221 to 0.443), which indicated moderate variability. The *Cv* of the precipitation was the lowest in summer and the highest in winter (figure 3). The climate change analyzed via the M-K trend test showed a significantly increasing trend in terms of MAT and the precipitation in the northern slope of the middle Tian Shan mountains from 1961 to 2011. These two factors (*i.e.*, precipitation and temperature) could influence the snowmelt process. Climate change scenarios were then established based on both factors.

Simulation of climate changes using the SWAT model

Figure 4 shows the calibration period from 2000 to 2004. The NS efficiency coefficient for

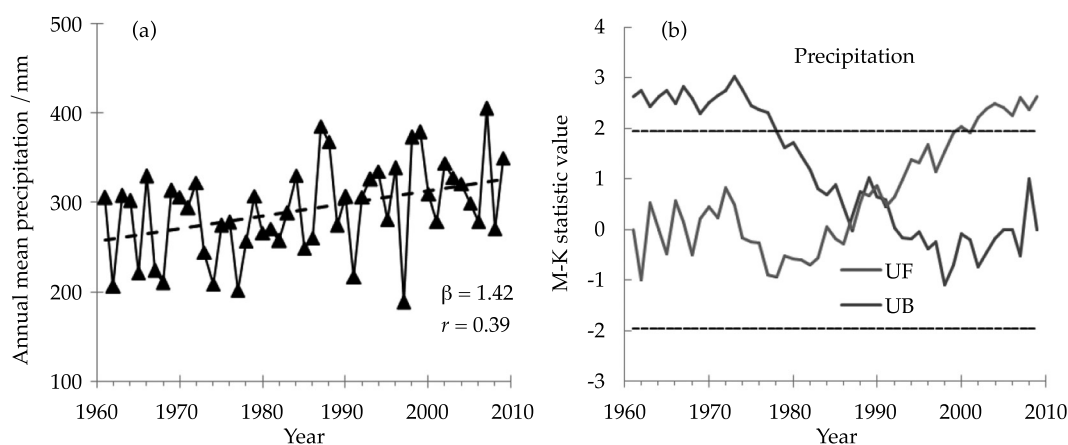


Figure 3. Variation M-K test in the mean annual precipitation from 1961 to 2009 in the northern mid-slope of the Tian Shan Mountains.

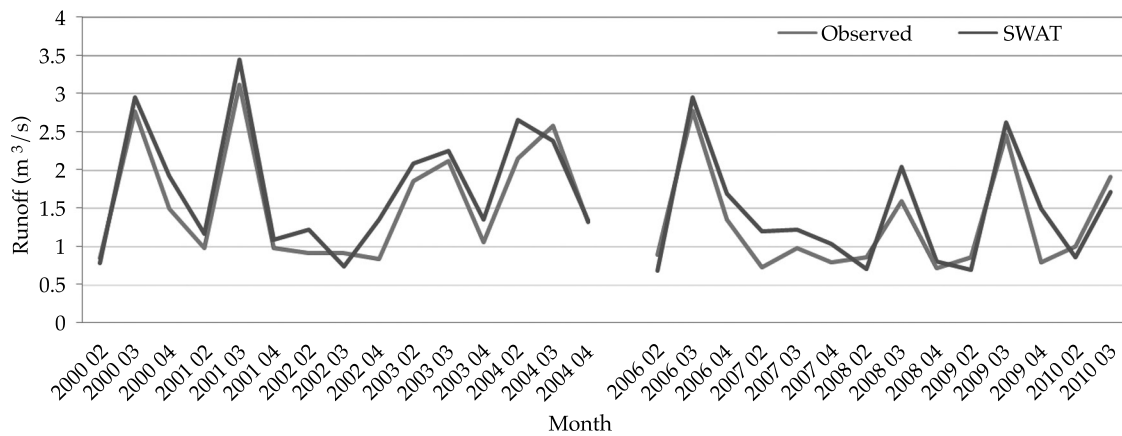


Figure 4. Measured (observed) and simulated runoff during the calibration (from 2000 to 2004) and validation periods (from 2006 to 2010) using the SWAT and SWAT-JTH models at the Juntanghu watershed, Xinjiang, China.

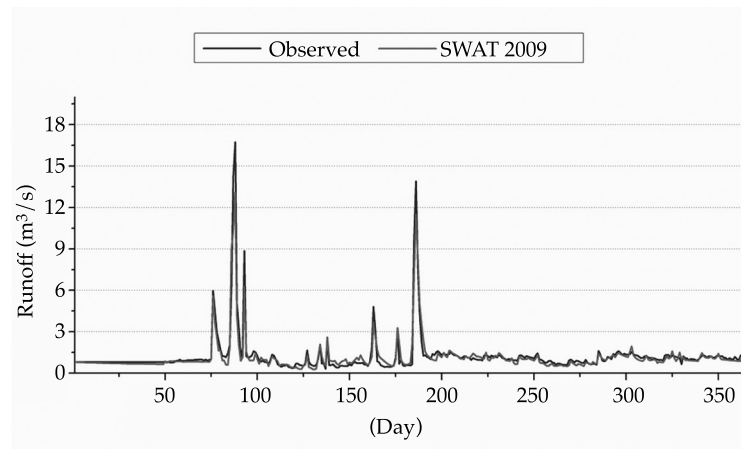


Figure 5. Measured and simulated runoff during the calibration period using the SWAT model at the Juntanghu watershed, Xinjiang, China. The x-axis shows continuous days throughout year 2000.

the SWAT model was 0.85. The correlation coefficient R^2 was 0.92. The NS efficiency coefficient of the original SWAT model in the validation period from 2006 to 2010 was 0.81, while the correlation coefficient R^2 was 0.83. Figure 5 shows the simulation results in the Juntanghu watershed (from 2 000.2.1 to 2 000.12.31). The NS efficiency over the annual simulation period was greater than 0.81.

The SWAT model was a good choice to simulate the discharges in the glacier- and snow-fed Juntanghu River basin. Figure 5 shows that the surface runoff in winter was rarer than that in the spring snowmelt stage (from February 20 to April 20, 2000). This change could have been caused by the increasing temperature, which would increase not only the volume of the spring snowmelt runoff but also the volume

of the summer stream flow in the region. The snowmelt water would significantly influence the hydrological surface in the spring snowmelt stage. This influence would influence the important core of the regulation in the Juntanghu River basin.

The SWAT model was selected to study the impact of climate variability on the Juntanghu River runoff after calibration and validation (from 2000 to 2010). Different future climate scenarios for precipitation and mean temperature were used to estimate the relative stream flow in the future for water resource management. The scenarios are described as follows:

(a) An increase in mean temperature

This scenario was used to validate the contribution of changes in the temperature to snowmelt runoff. The annual average temperature of the research area has always exhibited a rising trend after 1996, as shown in Figure 2. Thus, the temperature in the simulation day was manually increased (*i.e.*, temperature +1 °C and temperature +3 °C), and the other parameters were kept constant. The SWAT 2009 model was

used to simulate the changes in the condition of the snowmelt runoff.

(b) An increase in precipitation

Given the uncertainty of precipitation, the setting of this factor differed from that of temperature (*i.e.*, precipitation +10% and precipitation -10%).

Influence of temperature variability on the Juntanghu River runoff

The average temperature (*i.e.*, +1 °C and +3 °C) of the Juntanghu catchment was manually increased. The other physical variables were kept constant. The snowmelt runoff was simulated using SWAT. The mean temperature of the Juntanghu catchment was assumed to increase up to 1 °C and 3 °C. The other variables, particularly precipitation, were kept constant. Figure 6 shows the daily discharges of the Juntanghu River simulated under these scenarios. Accordingly, a 1 °C rise in temperature resulted in an increase of 7.78 m³/s, which was greater than 3.62 m³/s. This result was derived using *T*

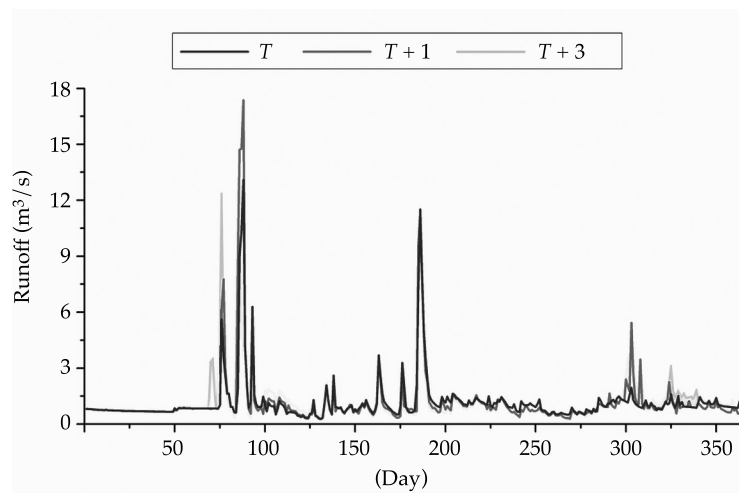


Figure 6. Influence of temperature variability on the Juntanghu River runoff. The x-axis shows continuous days throughout year 2000.

simulation on day 27 of February. In addition, the snowmelt phenomenon seemed to occur earlier on the 34th day and reached its flood peak ($17.37 \text{ m}^3/\text{s}$) on the 38th day. The value increased by $4.27 \text{ m}^3/\text{s}$ compared to the result simulated with T . When compared with the runoff ($4.27 \text{ m}^3/\text{s}$) simulated with T , a 3°C rise in temperature would force the mean discharge to increase earlier by nearly 7 days (*i.e.*, from 25th to 18th), and reach its flood level ($12.393 \text{ m}^3/\text{s}$). The snowmelt phenomenon was unnoticeable earlier on the 33th day at a 3°C rise in temperature. This result indicated the relatively small influence of temperature variability on the Juntanghu River runoff, except for the snowmelt period. The peak value and the runoff hydrograph significantly changed during the spring snowmelt period when compared with those in the other stages in a year. The earlier starting date of the snowmelt runoff correspondingly occurred when the temperature was raised. The runoff greatly changed when the temperature substantially changed. However, these results may only be specific to this particular local area because the watershed response to the climate warning (*i.e.*, rise in temperature) may not be the same in other watersheds. Null and Viers

(2010), and Young (2009) explained that the river runoff decreases with increasing temperature scenarios.

Influence of precipitation variability on the Juntanghu River runoff

The precipitation of the Juntanghu catchment was assumed to change (*i.e.*, $P + 10\%$ and $P - 10\%$), and the other parameters were kept constant (Figure 7). The snowmelt runoff during the preliminary to interim stages had less influence in relation to changes in precipitation. The simulation values were underestimated by $1.02 \text{ m}^3/\text{s}$ (*i.e.*, observed data of $1.05 \text{ m}^3/\text{s}$ vs. simulation value of $0.98 \text{ m}^3/\text{s}$) under $P + 10\%$ conditions. The rise in the precipitation on the 26th also slightly increased the runoff. The precipitation influenced only the snowmelt in the later snowmelt period. Above all, the snowmelt runoff in the Juntanghu watershed seemed to be more sensitive to temperature. The Juntanghu River runoff was greatly influenced by the snow and glacier cover melt caused by the change in temperature, instead of the catchment precipitation. This conclusion is also been confirmed by Archer (2003). The M-K test showed that the

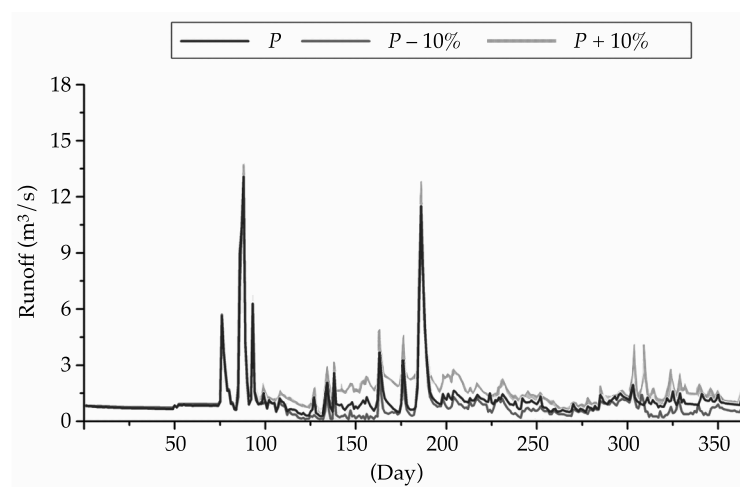


Figure 7. Influence of precipitation variability on the Juntanghu River runoff. The x-axis shows continuous days throughout year 2000.

mean annual precipitation and the temperature (from 1961 to 2009) in the northern mid-slope of the Tian Shan Mountains had a rising trend. Thus, the research area selected in this study was predicted to receive an increasing amount of precipitation in the future without significant increase in the mean temperature. This may be because of an extended snow cover area. This area will produce a large amount of runoff on melting if the mean temperature increases too rapidly in the future.

Conclusions

This research concludes that the SWAT model based on a degree day factor can efficiently simulate the glacier- and snow-fed watershed in the northern slope of the Tian Shan Mountains in Xinjiang, China. The M-K trend test analysis is selected to analyze the ten-year data (from 1986 to 2011) of the annual average precipitation and temperature of ten weather stations in the northern slope of the Tian Shan mountains. The annual average temperature and precipitation have obviously increased in the past ten years. The SWAT model is also used to analyze the most sensitive parameter related to snowmelt runoff. The analysis of the impact of climate change indicates that the research area's hydrological system alters under different climate change scenarios. The increasing temperature not only increases the volume of stream flow but can also trigger an early occurrence of the snowmelt period. This study shows that a change in temperature greatly affects all the hydrological elements in the Juntanghu River basin. Moreover, the results produced from the Juntanghu watershed can be extended to all the areas in the northern mid-slope of the Tian Shan Mountains in Northwest China. The availability of the snowmelt runoff changes accordingly with the rise in the average temperature in spring. The research analysis also indicates that new or present reservoirs (e.g., Hongshan reservoir) are needed for large flow storage to meet the increasing needs for flood control and water supply. This study conducts climate sce-

nario analysis using the SWAT model to provide useful information in managing the water cycle and meeting the country's future needs.

Acknowledgements

This study was financially supported by the MWR public sector research and special funds - the most stringent in arid zone water resources management key technologies (201301103) and National Nature Science Foundation of China (NSFC) under Grant No. 41130531, 41130641, 41202113, 41201025 and Ministry of Education Key Laboratory of Eco-Oasis Open Topic-Moisture change in Central Asia and its influence on precipitation in Xinjiang province (XJDX0201-2012-09, XJDX0201-2013-07). This financial support is gratefully acknowledged and appreciated.

References

- Abbaspour, K. C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., & Srinivasan, R. (2007). Modelling Hydrology and Water Quality in the Pre-Alpine/Alpine Thur Watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333(2), 413-430, doi: 10.1016/j.jhydrol.2006.09.014.
- Abudu, S., Cui, C., King, J. P., & Abudukadeer, K. (2010). Comparison of Performance of Statistical Models in Forecasting Monthly Streamflow of Kizil River, China. *Water Science and Engineering*, 3(3), 269-281, doi: 10.3882/j.issn.1674-2370.2010.03.003.
- Adam, J. C., & Hamlet, A. F. (2009). Implications of Global Climate Change for Snowmelt Hydrology in the Twenty-First Century. *Hydrological Processes*, 23(7), 962-972, doi: 10.1002/hyp.7201.
- Akinro, A. O., & Olufayo, A. A. (2012). Crop Water Productivity of Plantain (*Musa Sp*) in a Humid Tropical Environment. *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 5(1), 19-25.
- Anderson, E. A. (1973). *National Weather Service River Forecast System-Snow Accumulation and Ablation Model*. NOAA Technical Memorandum, NWS HYDRO-17 (pp. 217). Consulted at http://www.weather.gov/oh/hrl/nwsrfs/users_manual/part2/_pdf/22snow17.pdf.
- Archer, D. (2003). Contrasting Hydrological Regimes in the Upper Indus Basin. *Journal of Hydrology*, 274(1), 198-210, doi: 10.1016/S0022-1694(02)00414-6.
- Arnold, J. G., & Williams, J. R. (1995). Continuous-Time Water and Sediment-Routing Model for Large Basins. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121(2), 171-183, doi: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1995)121:2(171).

- Barnett, T. P., & Adam, J. C. (2005). Potential Impacts of a Warming Climate on Water Availability in Snow-Dominated Regions. *Nature*, 438(7066), 303-309. doi:10.1038/nature04141.
- Bingner, R. L. (1996). Runoff Simulated from Goodwin Creek Watershed Using SWAT. *Transactions of the ASAE*, 39(1), 85-90.
- Brohan, P., Kennedy, J. J., Harris, I., Tett, S. F., & Jones, P. D. (2006). Uncertainty Estimates in Regional and Global Observed Temperature Changes: A New Data Set from 1850. *Journal of Geophysical Research, Atmospheres* (1984-2012), 111(D12), doi: 10.1029/2005JD006548.
- Chen, Y., Pang, Z., Hao, X., Xu, C., & Chen, Y. (2008). Periodic Changes of Stream Flow in the Last 40 years in Tarim River Basin, Xinjiang, China. *Hydrological processes*, 22(21), 4214-4221, doi: 10.1002/hyp.7024.
- Chow, V. T., & Maidment, D. R. (1998). *Applied Hydrology*. New York: McGraw-Hill Book Co., Inc.
- Chu, T. W., & Shirmohammadi, A. (2004). Evaluation of the SWAT Model's Hydrology Component in the Piedmont Physiographic Region of Maryland. *Transactions of the ASAE*, 47(4), 1057-1073.
- Di Luzio, M., & Srinivasan, R. (2004). A GIS-Coupled Hydrological Model System for the Watershed Assessment of Agricultural Nonpoint and Point Sources of Pollution. *Transactions in GIS*, 8(1), 113-136, doi: 10.1111/j.1467-9671.2004.00170.x.
- Dou, Y., Chen, X., Bao, A. M., & Li, L. H. (2010). Study of the Temporal and Spatial Distribute of the Snow Cover in the Tianshan Mountains, China. *J. Glaciol. Geocryol*, 32, 28-34.
- Dragan, B., & Nauparac, D. H. (2015). Different Modeling Technologies of Hydraulic Load Simulator for Thrust Vector Control Actuator. *Technical Gazette*, 22(4), 599-606, doi: 10.17559/TV-20140621063240.
- Ebrahim, A., & Hamidreza, Z. (2015). Analysis of the Effect of Explosion on Altering the Tensions and Strains in Buried Water Pipes. *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 8(3), 196-200.
- Garcia, P., Martin, S., & Castro, M. (2015). Calculation of Water Flow with Reel Hydrometric through Mobile Application and Arduino. *DYNA*, 90(3), 243-245, doi: 10.6036/7501.
- Gitau, M. W., & Gburek, W. J. (12, 2012). *Estimating Best Management Practice Effects on Water Quality in the Town Brook Watershed*. In *Interagency Federal Modeling Meeting Las Vegas*. E. E. President (Presidency). New York: NV.
- Hamed, K. H., & Rao, A. R. (1998). A Modified Mann-Kendall Trend Test for Autocorrelated Data. *Journal of Hydrology*, 204(1), 182-196, doi: 10.1016/S0022-1694(97)00125-X.
- He, L. Y., & Meng, X. Y. (2014). Study on the Ecological Characteristics and Change Analysis of Xinjiang Junggar Basin Based on the NDVI. *Nature Environment and Pollution Technology*, 13(1), 191-196.
- He, L. X., & He, S. H. (2015). Solving Water Resource Scheduling Problem through an Improved Artificial Fish Swarm Algorithm. *International Journal of Simulation Modelling*, 14(1), 170-181, doi: 10.2507/IJSIMM14(1)CO5.
- Hipel, K. W., & McLeod, A. I. (1994). *Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems*. Canada: Elsevier.
- Immerzeel, W., & Van, B. L. (2010). Climate Change will Affect the Asian Water Towers. *Science*, 328, 1382-1385, doi: 10.1126/science.1183188.
- Jie, Z., & Zheng, Z. M. (2014). Research on Pollution Characteristics of Rural Runoff. *INMATEH-Agricultural Engineering*, 42(1), 115-122.
- Li, B., & Chen, Y. (2012). Why does the Temperature Rise Faster in the Arid Region of Northwest China? *Journal of Geophysical Research, Atmospheres* (1984-2012), 117(D16115), doi: 10.1029/2012JD017953.
- Li, L., & Simonovic, S. P. (2002). System Dynamics Model for Predicting Floods from Snowmelt in North American Prairie Watersheds. *Hydrological Processes*, 16(13), 2645-2666, doi: 10.1002/hyp.1064.
- Liangge, Z., & Jie, L. (2013). Studies on Potential Water Resources Crisis Based on STIRPAT Model: A Case from Zhejiang in China. *Nature Environment and Pollution Technology*, 12(4), 631-636.
- McLeod, A. I., & Hipel, K. W. (1991). Trend Analysis Methodology for Water Quality Time Series. *Environmetrics*, 2(2), 169-200, doi: 10.1002/env.3770020205.
- Meng, X. Y., & Yu, D. I. (2015). The Comparison of the Mountain Snowmelt Runoff Simulation by Using SWAT and Energy Balance-Based Model. *Journal of Mountain Sciences*, 12(2), 368-381, doi: 10.1007/s11629-014-3081-6.
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., & Williams, J. (2009). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009*. Technical Report, No. 406. Texas Water Resources Institute. Consulted at <http://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>.
- Null, S. E., & Viers, J. H. (2010). Hydrologic Response and Watershed Sensitivity to Climate Warming in California's Sierra Nevada. *PLoS One*, 5(4), e9932.
- Piao, S., Ciais, P., Huang, Y., Shen, Z., Peng, S., Li, J., Zhou, L., Liu, H., Ma, Y., Ding, Y., Friedlingstein, P., Liu, C., Tan, K., Yu, Y., Zhang, T., & Fang, J. (2010). The Impacts of Climate Change on Water Resources and Agriculture in China. *Nature*, 467(2), 43-50, doi: 10.1038/nature09364.
- Qing, W. M., Ji, C. L., Chang, J. M., & He, J. Z. (2004). Preliminary Inquiry on Conjunctive Management of Ground Water and Surface Water in the North Henan Plain. *Groundwater*, 26(4), 102-113, doi: 10.3969/j.issn.1004-1184.2004.04.001.
- Ren, G. Y., Xu, M. Z., Chu, Z. Y., Guo, J., Li, Q. X., Liu, X. N., & Wang, Y. (2005). Changes of Surface Air Temperature in China during 1951-2004. *Climatic and Environmental Research*, 10(4), 717-727.

- Rosenthal, W. D., Srinivasan, R. G. (1995). Alternative River Management Using a Linked GIS-Hydrology Model. *Transactions of the ASAE*, 38(3), 783-790.
- Schaefer, J. M., & Denton, G. H. (2006). Near-Synchronous Interhemispheric Termination of the Last Glacial Maximum in Mid-Latitudes. *Science*, 312(5779), 1510-1513, doi: 10.1126/science.1122872.
- Shi, Y. F., & Zhang, X. S. (1995). Effects and Future Trend of Climate Change on Surface Water Resources in Arid Areas in Northwest China. *Sci. China (B)*, 9, 959-976.
- Solomon, S. (2007). Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC (Vol. 4). In: Climate Change 2007-The Physical Science Basis (pp. 333). Solomon, S. (ed.). Consulted at <http://www.slvwd.com/agendas/Full/2007/06-07-07/Item%2010b.pdf>.
- Sophocleous, M. A., Koelliker, J. K., Govindaraju, R. S., Birdie, T., Ramireddygar, S. R., & Perkins, S. P. (1999). Integrated Numerical Modeling for Basin-Wide Water Management: The Case of the Rattlesnake Creek Basin in South-Central Kansas. *Journal of Hydrology*, 214(1), 179-196, doi:10.1016/S0022-1694(98)00289-3.
- Şorman, A. A., Şensoy, A., Tekeli, A. E., Şorman, A. Ü., & Akyürek, Z. (2009). Modelling and Forecasting Snowmelt Runoff Process Using the HBV Model in the Eastern Part of Turkey. *Hydrological Processes*, 23(7), 1031-1040, doi: 10.1002/hyp.7204.
- Spruill, C. A., & Workman, S. R. (2000). Simulation of Daily Stream Discharge From Small Watersheds Using the SWAT Model. *Transactions of the ASAE*, 43(6), 1431-1439.
- Su, W., & Guo, Z. (2003). Preliminary Approach on the Floods and their Calamity Changing Tendency in Xinjiang Region. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 25(2), 199-203.
- Tanasienko, A. A., & Chumbaev, A. S. (2008). Features of Snowmelt Runoff Waters in the Cis-Salair Region in an Extremely Snow-Rich Hydrological Year. *Contemporary Problems of Ecology*, 1(6), 687-696.
- Tekeli, A. E., Akyürek, Z., Şorman, A. A., Şensoy, A., & Şorman, A. Ü. (2005). Using MODIS Snow Cover Maps in Modeling Snowmelt Runoff Process in the Eastern Part of Turkey. *Remote Sensing of Environment*, 97(2), 216-230, doi:10.1016/j.rse.2005.03.013.
- Weber, A., & Nicola, F. (2011). Long-Term Land Use Changes in a Mesoscale Watershed Due to Socio-Economic Factors. Effects on Landscape Structures and Functions. *Ecological Modelling*, 140(1), 125-140, doi: 10.1016/S0304-3800(01)00261-7.
- Yang, Q., & Wei, W. S. (2003, 11). *Analysis on the Characteristics and Trend of Modern Climate Change in Xinjiang*. Seminar on Climate Change and Ecological Environment. Beijing: China Meteorological Administration.
- Yao, J. B., & Qing, K. Z. (2014). Optimal Indicators for Microtopography-Oriented Soil Quality Assessment in Semiarid Regions of the Loess Plateau, China. *INMATEH-Agricultural Engineering*, 42(1), 105-114.
- Young, C. A. (2009). Modeling the Hydrology of Climate Change in California's Sierra Nevada for Subwatershed Scale Adaptation. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45(6), 1409-1423, doi: 10.1111/j.1752-1688.2009.00375.x.
- Yue, S., & Pilon, P. (2002). Power of the Mann-Kendall and Spearman's Rho Tests for Detecting Monotonic Trends in Hydrological Series. *Journal of Hydrology*, 259(1), 254-271, doi: 10.1016/S0022-1694(01)00594-7.
- Zhang, Q., Ye, X., Wernerc, A. D., Li, Y., Yao, J., Li, X., & Xu, C. (2014). An Investigation of Enhanced Recessions in Poyang Lake: Comparison of Yangtze River and Local Catchment Impacts. *Journal of Hydrology*, 517, 425-434, doi: 10.1016/j.jhydrol.2014.05.051.

Authors' institutional address

PhD. Yue-Jian Wang

Xinjiang University
School of Resources and Environment Science
Urumqi, 830046, China

PhD. Xian-Yong Meng

China Institute of Water Resources & Hydropower Research
Beijing 100038, China
mxy0001@gmail.com

PhD. Zhi-Hui Liu

Xinjiang University
Institute of Arid Ecology and Environment
Urumqi 830046, China

PhD. Xiao-Nan Ji

Chinese Academy of Sciences
Xinjiang Institute of Ecology and Geography
Urumqi 830011, China



Haga clic aquí para escribir al autor

Riparian Communities along Longitudinal Gradients in Mexico's Northeastern San Juan River

• San Juana Guerra •

Universidad Autónoma de Nuevo León

• Liliana Lizárraga-Mendiola •

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

• José Nívar* •

Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria

*Corresponding author

Abstract

Guerra, S. J., Lizárraga-Mendiola, L., & Nívar, J. (July-August, 2016). Riparian Communities along Longitudinal Gradients in Mexico's Northeastern San Juan River. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 7(4), 55-73.

This research was conducted in three major tributaries of Mexico's northeast San Juan River with the major objectives of: (a) describing the diversity-abundance of riparian trees, benthic insects and fish faunal communities and (b) associating the fish and benthic insect communities to riparian tree communities, flow quality, and discharge parameters along a longitudinal gradient of water stress. Regardless of the high spatial variability, two gradients could be identified using multivariate analysis. Diversity of riparian trees, benthic insects and fish fauna was larger in more pristine and less perturbed upper in contrast to lower sampling sites. Benthic insect diversity was reduced and xerophytic riparian trees are colonizing lower sampling sites due in part to a larger biomass accumulation on rivers, higher stream temperatures and deteriorated river flow quality and diminished streamflow quantity. Benthic insects appear to be better adapted than fish fauna or riparian tree communities to river flow quality and quantity variability. The description and collection of riparian fish, benthic insects and riparian tree communities; as well as the ecological roles between biological groups are an important benchmark source of information and make this report useful to understand potential inherent sources of spatial and temporal variations of riparian communities.

Keywords: Characterization of riparian habitats, alpha and beta diversity indices, longitudinal river segments, Multivariate analysis.

Resumen

Guerra, S. J., Lizárraga-Mendiola, L., & Nívar, J. (julio-agosto, 2016). Comunidades ripáricas en gradientes longitudinales en el río San Juan del noreste de México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 55-73.

Esta investigación se realizó en tres principales tributarias del Río San Juan en el Nordeste de México, con los objetivos siguientes: (a) describir la diversidad-abundancia de las comunidades de árboles ripáricos, insectos bentónicos y peces y (b) asociar las comunidades de peces e insectos bentónicos a las comunidades de árboles ripáricos, los parámetros de la descarga y la calidad del agua de los ríos en gradientes longitudinales de perturbación del agua. Con el uso de análisis estadístico multivariados y a pesar de la alta variabilidad espacial se identificaron dos gradientes principales. La diversidad de árboles ripáricos, insectos bentónicos y peces fue mayor en sitios más prístinos y menos perturbados en contraste con la menor diversidad encontrada en sitios aguas abajo con mayores índices de alta perturbación. La diversidad de insectos bentónicos se redujo y árboles ripáricos xerofíticos se encuentran colonizando los sitios más perturbados, debido en parte a la alta acumulación de materia orgánica en el agua, mayores temperaturas, calidad del agua deteriorada y menor descarga de ríos. Los insectos bentónicos como comunidades pioneras parecen estar mejor adaptados que los peces o los árboles riparios a las variaciones en la descarga y calidad del agua de los ríos. La descripción y la colección de los peces, insectos bentónicos y de árboles ripáricos; así como sus interacciones ecológicas entre grupos biológicos son una importante pieza de información y hacen que este reporte sea útil para entender las fuentes inherentes potenciales de variación espacial y temporal de las comunidades ripáricas.

Palabras clave: caracterización de hábitats ripáricos; índices de diversidad alfa y beta; segmentos longitudinales de ríos; análisis multivariados.

Received: 13/02/2015
Accepted: 10/03/2016

Introduction

Riparian communities (e.g., fish fauna, benthic insects and riparian trees) typically contain diverse species assemblages that play a vital role in the health and productivity of aquatic ecosystems. Since rivers of semi-arid and sub-tropical landscapes are classified as intermittent and some segments as permanent streams (Levick *et al.*, 2008), riparian communities adapt well to variable environments by developing resistance traits. High spatial and temporal river flow variability as well as a strong longitudinal zonation in temperature, discharge, water quality, substratum and biota feature semi-arid and sub-tropical rivers; with high flows quite often synchronized with seasonal precipitation events. In the dry season, low-velocity baseflow travel for short distances along the river channel building waterholes and stagnant ponds that are often the only source of freshwater for fragmented riparian communities (Williams, 2006). In the wet season, high flow or flood pulses re-connect river streams allowing several riparian faunal species to migrate locally and regionally to re-colonize neighboring and distant streams (Bunn, Davies, & Winning, 2003; Nadeau & Rains, 2007). The high spatial and temporal river flow variability, water quality, and predator-prey interactions make riparian species and communities to adapt well across these longitudinal gradients of river flows. However, resistance traits to river flow variability must be different between biological groups (e.g., fish fauna and benthic insects) and linked to e.g., migration distances, river flow requirements, among others.

Fish are ecologically important in rivers because they are often the apex predator in aquatic ecosystems. However, the diversity and abundance of fish species vary due in part to the patchy distribution of phreatic vegetation (Marsh-Mathews & Mathews, 2000; Pusey & Arthington, 2003) as well as due to the high temporal flow variability in semi-arid and sub-tropical rivers (Levick *et al.*, 2008). Riparian vegetation is frequently correlated to fish faunal

species assemblages as it provides (a) energy for primary and secondary productivity food webs for several terrestrial and aquatic biota (Pusey & Arthington, 2003; Pettit *et al.*, 2012); (b) food, cover, and refugee sites for aquatic as well as for terrestrial faunal species (Arthington, Balcombe, Wilson, Thomas, & Marshall, 2005; Entrekin, Tank, Rosi-Marshall, Hollein, & Lamberti, 2009); (c) shade for moderating air and water temperatures (Bunn *et al.*, 2003); (c) bank stability (Levick *et al.*, 2008); and (d) filters for reducing contaminants, sediments, and debris (Roy, Rosemond, Leigh, Paul, & Wallace, 2003).

Temporal stream flow variability, discontinuous riparian vegetation patches and fish faunal assemblages have also been linked to the diversity-abundance of benthic insects (Johnson & Ringler, 2014); as these insects control nutrient cycles, primary productivity, decomposition and translocation of river materials (Peeters, Gylstra, & Vos, 2004). Several benthic insect species are important consumers and important prey organisms (Whatley *et al.*, 2014); controlling the relative abundance of other faunal species in streams (Whatley *et al.*, 2014). In summary, amongst the most important process shaped by the benthic insect community are: detritivory, grazing, and predator-prey interactions. Detritivory is the process of feeding on decaying organic matter and it is a major insect-mediated process. Benthic insects graze in nearly all aquatic ecosystems contributing largely to primary productivity of riparian ecosystems. Many benthic insects of all major groups function as predators but predatory fish often control the benthic insect community structure (Verdonschot, Didderen, & Verdonschot, 2012; Whatley *et al.*, 2014).

Regardless of the importance of riparian ecosystems of semi-arid landscapes (Harper, Sanderson, & McArthur, 1992; Levick *et al.*, 2008) some river components have not been properly described in Mexico's northeastern San Juan River (Návar, 2004, 2011). Important efforts had been previously carried out to describe the fish faunal species diversity along major tributaries of the San Juan River (Contreras-Balderas, 2000). However, more systematic studies are required

in order to understand sources of fish faunal assemblage spatial variability across longitudinal gradients. There is also a lack of local information on the benthic insect community and how diversity and abundance of riparian fish fauna and benthic insect communities transition along longitudinal gradients of river flow as well as across different kinds of riparian vegetation. This information is critical to understand local controls of species diversity and abundance in order to eventually set appropriate restoration measures. Therefore, this report aimed: a) to describe the fish, benthic insect, and tree riparian communities and b) to associate diversity and abundance of fish fauna and benthic insect communities to riparian trees, stream flow variability, river flow quality parameters and constituents for 10 sampling sites placed along three tributaries of Mexico's northeastern San Juan River.

Materials and methods

Description of the study area

This research was conducted in Ramos and Pilon rivers, and the main stem of the San Juan River of Mexico's northeastern State of Nuevo Leon. These rivers rise in the upland watersheds of the Sierra Madre Oriental Mountain Range of Nuevo Leon and Coahuila. The main stem of the San Juan River flows through the Plains of the Northern Gulf of Mexico and drains into the lower Rio Bravo/Rio Grande at Camargo, Tamps., Mexico. Ten sites were systematically chosen for sampling. When selecting sampling sites, the following sources of variation were considered: presence of riparian vegetation; water in the form of stream flow, waterholes or stagnant ponds; and a well defined channel. Sampling sites and major features of the landscape are depicted in figure 1.

Sampling

Sampling consisted of measuring the physical, chemical, and bacteriological parameters

and constituents of streams, trapping fish and benthic insects, and measuring the dimensional characteristics of riparian trees. Sampling of fish, benthic insects, and riparian trees was carried out during the day from March to June of 1999. At least one biological group was sampled weekly during the study period. Trees and shrubs were measured in two plots placed at the first terrace, immediately outside the river bank with dimensions of 40 m x 20 m. In each plot, we recorded diameter at breast height, dbh, top height, H, and canopy cover, Cc, for each individual tree.

Nets dragged perpendicular to river flow for one hour collected fishes, taking care to drag on refugee sites beneath the river bank. Net was 5 m in length and 1 m width. Surber-type samplers with 1 m in width collected benthic insects by dragging the bottom part of the stream across the channel or perpendicular to the river flow. Dragging was carried out three times at different places immediately below where the fish was collected. Collected macroinvertebrates were sorted and placed in large buckets filled with water and taken to the laboratory for counting and taxonomical identification. Collected fish and benthic insects were taxonomically identified in Mexico's Laboratory of the Facultad de Ciencias Biologicas, UANL, in Monterrey, N.L., Mexico.

Water samples were collected at midstream by way of wading and submerging plastic containers with a volume of 4 L to a depth of 20 to 30 cm, following the methodology proposed by Flores-Laureano and N  var (2002). Chemical constituents, and physical and bacteriological parameters were determined using laboratory methods of the Mexican Water Commission (CNA, 1993, 1997) following the standards of the Ministry of Urban Development and Ecology, denominated the NMX-AA-XX (Method Number)-YY(year) protocols for water analysis. For example, the method used for alkalinity determination is NMX-AA-36-1980. Measurements of stream velocity and river cross sectional area estimated discharge (Q) during each sampling event. Discharge measurements followed the

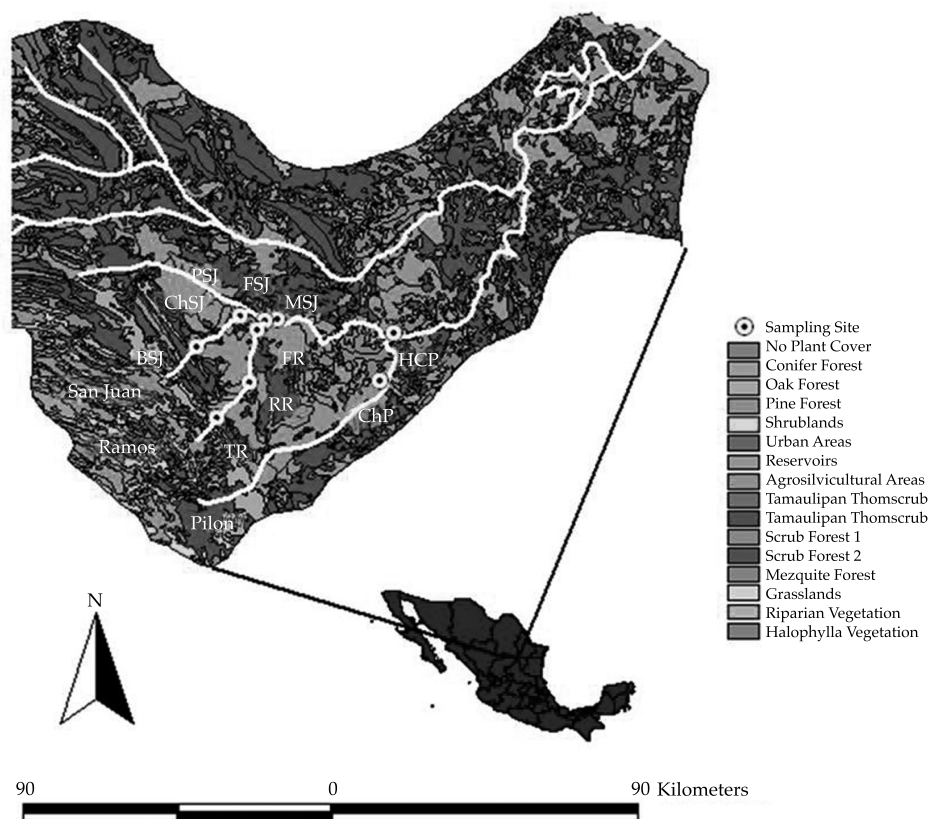


Figure 1. The location of the sampling sites along the San Juan River watershed in northeastern, Mexico. ChP = Cortijo- El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda-La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan. Note: Upstream sites are ChP, TR, RR, FR, HCP; downstream sampling sites are: BSJ, ChSJ, PSJ, FSJ, MSJ. HCP was placed just before its confluence with the major stem of the San Juan River.

Mexican Water Commission standard as well. In addition, we recorded channel slope and limnological measurements for each sampling site.

Data analysis

We evaluated the alpha diversity by quantifying the species richness, Shannon, and Shannon's equitability parameters (Magurran, 2004). Shannon's index accounts for both species abundance and species evenness and can be calculated by dividing H by $H_{\max}$ (here $H_{\max} = \ln(S)$). Equitability assumes a value between 0 and 1 with 1 being complete evenness. Diversity indices were estimated for each biological group for

each sampling site. Equations described below evaluated each diversity index. The diversity index of Shannon - Weiner is:

$$H' = -\sum p_i \cdot (\ln(p_i)) \quad (1)$$

Where p_i = proportion of the total sample belonging to the i th species (n_i / N), $\ln$ = natural logarithm. The Shannon's equitability (E_H) is (Pielou, 1975):

$$E_H = (-\sum p_i \cdot \ln(p_i)) / \ln(S) \quad (2)$$

Four diversity-abundance models fitted each sampling site for each biological group to

explain partition of limiting resources within the species and to draw conclusions on potential succession processes that shapes the community structure of each biological group. The geometric series, the log series, the truncated log normal distribution, and the broken stick diversity-abundance equations fitted the community assemblage structure. The geometric series is:

$$ni = N * Ck * k(1-k)^{i-1} \quad (3)$$

Where ni = abundance of the i th species; N = total number of individuals or abundance; $Ck = a$ constant, which assures that $\sum ni = N$; i = species rank. The logarithmic series is:

$$\alpha x, \alpha x^2 / 2, \alpha x^3 / 3, \dots, \alpha x^n / n \quad (4)$$

Where αx = the number of species with one individual; $\alpha x^2 / 2$ = the number of species with two individuals; $\alpha = (N(1-x))/x$, and $S/N = (1-x)/x(\ln(1-x))$. The truncated log normal series is:

$$S(R) = S_o \exp(-\alpha R)^2 \quad (5)$$

Where $\alpha = (2\sigma^2)^n$ = a constant describing the amount of spread in the distribution; $S(R)$ = number of species to occur in the R th octave (=class) to the right or left of the symmetric curve; S_o = number of species in the modal octave (the largest class). The broken stick model is (McArthur, 1988):

$$S(n) = (S(1)/N)(1-n/N)^{s-2} \quad (6)$$

Where $S(n)$ = number of species in the abundance class that present n individuals; S = number of species; N = number of individuals or abundance.

The similitude index of Morisita-Horn evaluated the beta diversity index, which is based on the richness and abundance of the most common species.

The index of Morisita-Horn, as described by Magurran (2004) is model (7):

$$C_{MH} = \frac{2 \sum (an_i bn_j)}{(da + db) aNbN} \quad (7)$$

Where aN = total abundance of individuals in site A; bN = total abundance of individuals in site B; an_i = abundance of the i -th species in site A; bn_j = abundance of the j -th species in site B:

$$da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2} \quad (8)$$

$$db = \frac{\sum bn_j^2}{bN^2} \quad (9)$$

The equal diversity null hypothesis between sampling sites was tested by the Shannon Weiner diversity index, since Hutcheson (1970) described the t test given by equation (10):

$$t = \frac{H_1 - H_2}{(\text{Var}H_1 + \text{Var}H_2)^{1/2}} \quad (10)$$

Where $H_{1,2}$ = indices of Shannon in samples 1 and 2; $\text{Var} H_1$ and H_2 = deviance of the index of Shannon in samples 1 and 2 with degrees of freedom given by equation (11):

$$df = \frac{(\text{Var}H_1 + \text{Var}H_2)^2}{(\text{Var}H_1)^2 / N_1 + (\text{Var}H_2)^2 / N_2} \quad (11)$$

Where N_1 and N_2 = number of individuals in samples 1 and 2.

Detrended canonical correspondence analysis was performed for each biological group using river flow discharge and quality parameters as the environmental variables to understand clusters and patterns of species and sampling sites as well as the major sources of variation explaining clusters and patterns. In addition, several regression equations were tested to predict e.g., fish fauna species assemblages as a function of the riparian tree or the benthic insect species as exogenous variables using several alpha diversity indices.

Results

Stream water parameters and constituents

Several constituent concentrations and parameters exceeded the US-EPA National Primary Standards for drinking water for chloride, fecal coliform bacteria, total coliform bacteria, color,

total dissolved solids, and sulfates (table 1). Tributaries El Pilon (ChP, HCP) and Ramos (FR, RR, TR) had the fewest number of exceedances in contrast to the main stem of the San Juan River (BSJ, CHSJ, PSJ, FSJ, and MSJ). Water quality parameters and constituents deteriorated from upper (ChP and FR) to middle stream (ChSJ, HCP, and PSJ) and to lower sites (FSJ and MSJ).

Table 1. Concentration statistics for measured constituents and parameters of stream water quality of the San Juan River, N.L., Mexico.

Parameters	Site									
	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
Total acidity (mg l ⁻¹ CaCO ₃)	0	6	7	2	5	0	0	2	0	0
Phenolic alkalinity	7	4.5	0	0	0	3	6	0	1	1
Total alkalinity (°)	150	228	275	167	252	130	157	167	366	141
Chloride (mg l ⁻¹)	11	52	61	7	43	66	3	44	79	17
Fecal coliform B. (NMP 100 ml ⁻¹)	20	5M	24M	24M	8 000	2	20	2	170	700
Total coliform B. (NMP 100 ml ⁻¹)	90	5M	24M	24M	8 000	60	20	90 000	17 000	700
Color, Upt-Co	5	41	36	4	46	152	5	8	36	12
Electric conductivity (umos cm ⁻¹)	601	931	1095	411	1558	956	357	646	1065	378
DBO (mg l ⁻¹)	2	5.6	3	2	4	2	2	2	2	2
DQO (mg l ⁻¹)	5	25	19	17	18	9	5	5	6	5
Total hardness (mg l ⁻¹ CaCO ₃)	324	364	317	207	690	329	184	277	447	182
Ca hardness	261	301	296	88	518	165	156	211	156	85
Mg hardness	63	63	21	119	172	164	28	66	291	97
Oil content	0.47	6	2	2.55	2	1.31	0.69	0.91	6.03	0.7
Nitrite-nitrate	0.002	0.011	0.012	0.002	0.016	0.003	0.001	0.004	0.034	0.003
pH	7.88	8.02	7.84	7.96	7.78	7.82	7.77	7.46	7.84	7.78
SAAM (mg l ⁻¹)	0.02	4.3	0.021	0.038	0.035	0.422	0.011	0.037	0.07	0.058
T. solids (mg l ⁻¹)	473	692	806	261	1319	753	237	459	808	265
T. suspended solids	3	29.2	38	5	61	66	2	4	11	3
T. dissolved solids	470	664.3	768	256	1 258	687	235	455	797	262
S. solids	0.1	4.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1
Sulfate (mg l ⁻¹)	148	189	251	41	590	266	36	115	197	36
SW temperature (°C)	23	23	23.5	24	28.5	31	25	29	30	34
Env. temperature (°C)	24.5	25	24.5	33	28.5	34	33	30	27	30
Turbidity (NTU)	0	5	7	0	7	28	0	1	9	2
Channel depth(m)	0.37	0.34	0.75	0.32	1	0.5	0.33	0.55	0.90	0.80
Channel width(m)	12.6	9.1	9.0	11.2	5	5	16.4	7	20	12.5
Channel area(m ²)	4.7	3.0	6.8	3.6	5.0	2.5	5.4	3.9	18.0	10.0
Discharge (m ³ s ⁻¹)	0.22	1.20	1.30	0.90	1.20	0.23	0.07	0.30	0.24	0.11

Bold and Italic values of constituents and parameters exceed the US-EPA National Primary Standards for drinking water. ChP = Cortijo, El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan. T = total; Env. environmental; SW = surface water; S = suspended.

A principal component analysis reduced the multiple dimensions of the water quality parameters and constituents and indicated that 92% of the total variance was explained by the first seven components. Therefore variables with the largest weight on each component were selected to explain the intrinsic sources of variability. These included phenolic alkalinity, electric conductivity, oil content, nitrite-nitrate concentration, total and dissolved solids, stream discharge, temperature, and turbidity.

The riparian tree community

Tree communities of Mexico's northeastern San Juan River are diverse and abundant (table 2). We recorded a total of 788 trees of 24 genera, 16 families, and 13 orders. Average stand density was only 500 trees ha⁻¹, with a standard deviation of 488 trees ha⁻¹ per sampling stand. *Taxodium mucronatum*, a typical riparian tree and an abundant tree species, was absent in four out of ten downstream sites (PSJ, RR, FSJ, and MSJ).

Table 2. Diversity-abundance of riparian tree communities in 10 sites placed along the San Juan River of northeastern Mexico.

Species	Site										Abundance
	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR	
<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	91	31	27	76	12					4	241
<i>Platanus occidentalis</i> L.	66	6	31	29			1				133
<i>Salix nigra</i> Marsh	94		4	2	1	12		6	10		129
<i>Baccharis glutinosa</i> (R & P) Pers.						72		14	7		93
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	6	2	2	1		5	9	19			44
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.								18			18
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berl.) I.M. Johnst.							2			16	18
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berlandier) C.H. Mull	1	12	3	1							17
<i>Cephalanthus occidentalis</i> L.	1	1	4	1	2					7	16
<i>Melia azederach</i> L.	1	3		6			3				13
<i>Leucaena leucocephala</i> Benth				10							10
<i>Havardia pallens</i> Standl.	2	2		1				1		3	9
<i>Dodonea viscosa</i> Jacq.	7	2									9
<i>Morus microphylla</i> L.				7					1		8
<i>Fraxinus</i> sp. Gray.				3		1			2		6
<i>Juglans</i> sp. Engelin.	1	1	1		2						5
<i>Celtis laevigata</i> Willd				1	1		2			1	5
<i>Celtis pallida</i> Torr								2		2	4
<i>Populus tremuloides</i> Mich.				3							3
<i>Caesalpinia mexicana</i> Gray				1				1			2
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg							2				2
<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) H.C. Johnst.								1			1
<i>Sargentia greggii</i> Wats							1				1
<i>Diospyros texana</i> Scheele.										1	1
Abundance	270	60	72	142	18	90	20	62	20	34	788
Richness	10	9	7	14	5	4	7	8	4	7	

ChP = Cortijo, El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilon; R = Ramos; SJ = San Juan.

T. mucronatum was also quite rare along sampling site TR with only four trees in two plots of 800 m² each. Riparian tree communities with this typical phreatophytic tree as the dominant tree species are located in upper stands of main tributaries. A mixture of riparian and xerophytic tree species dominates lower riparian corridors.

In lower sampling stands, we measured a large number of xerophytic tree species. *Acacia farnesiana* was frequently observed in 7 out of 10 sampling stands, although it accounted for less than 10% of the total abundance. Other xerophytic tree species found preferentially in lower stands (*P. aculeata*, *E. anacua*, *E. ebano*, *L. leucocephala*, *H. pallens*, *C. laevigata*, *C. pallida*, *Z. fagara*, *P. laevigata*, *S. greggii*, and *D. texana*) accounted for less than 50% of the recorded diversity.

Tree diversity varied between sampling sites. The *t* test on the Shannon-Weiner diversity index showed tree diversity was smaller at the middle stream, PSJ, sampling site since it had only 4 tree species and 90 trees ha⁻¹. Evenness is larger at lower (HCP, FSJ, MSJ, and TR) than at the upper sampling sites (ChP, BSJ, and FR). All diversity-abundance models predicted well the community structure pointing at a successional equilibrium of the plant community. In spite of the presence of xerophytic species, the tree riparian community has sufficient late successional tree species (*T. mucronatum*, *P.*

occidentalis, *P. tremuloides*, *S. nigra*) in most upper and middle sampling sites for fitting any diversity-abundance model (table 3).

The beta diversity described by the Morisita-Horn index was quite small for all sampling sites, with an average (confidence interval) of 0.28 (± 0.09). That is, the riparian tree community is quite different between sampling sites with only a few species colonizing neighboring stands. In general, sampling sites placed at a similar relative location, e.g., the upper sites, recorded large beta indices (ChP, BSJ, ChSJ, FR). The beta diversity dropped sharply at lower sites of the same tributary.

The large variability of the riparian tree assemblages makes to fit well all successional distributions: the logarithmic series (intermediate); the log-normal (intermediate); the geometric (pioneer) or the broken stick (late successional) models.

The detrended canonical correspondence analysis (DCCA) indicated the first two tree species axis accounted for 35% of the total species deviance and 60% of the total tree species-environment relation. Two longitudinal gradients could be noted in figure 2.

The first one moves along the Y axis from the center (ChSJ, ChP), to the middle (FR, HCP), to the upper (RR) part of the Y axis. Tree species *Taxodium mucronatum*, *Populus tremuloides*, *Juglans* spp., *Morus microphylla*, and *Leucaena*

Table 3. Diversity indices and diversity-abundance models fitted to the riparian tree community of the San Juan River of northeastern Mexico.

Diversity index	Site									TR
	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	
Shannon (H)	1.38	1.52	1.34	1.56	1.08	0.66	1.63	1.59	1.09	1.52
Shannon equitability E_H	0.60	0.69	0.69	0.59	0.67	0.48	0.84	0.76	0.79	0.78
Models										
Geometric series	HA	HO	HO	HA	HO	HO	HO	HO	HO	HO
Serie logarithmic	HA	HO	HA	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HO
Log-normal	HO	HO	HA	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HO
Broken stick	HA	HO	HO	HA	HO	HO	HO	HO	HO	HO

ChP = Cortijo, El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan. HO and HA = null and alternate hypotheses.

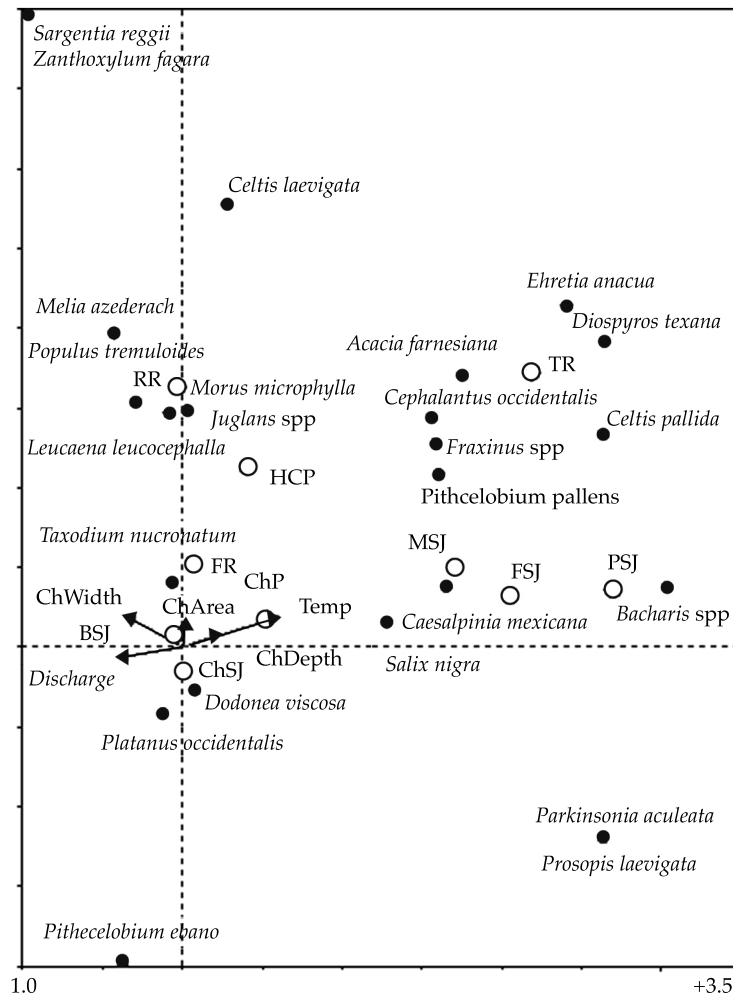


Figure 2. Results of the DCCA analysis on the riparian community of trees of the San Juan River, N.L., Mexico. ChP = Cortijo, El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan.

leucocephalla clustered around upper sampling sites (FR, ChP, ChSJ, RR, BSJ) featured by low stream temperature, high discharge, best water quality parameters and constituents, and small channel width, area and depth (figure 2). The second longitudinal gradient is located along the X axis, moving from the center (BSJ, ChSJ, ChP) to the right (MSJ, FSJ, PSJ) of figure 2. The tree species, *Platanus occidentalis*, *Dodonaea viscosa*, *Salix nigra*, *Bacharis spp.*, and *Caesalpinia mexicana* clustered around lower sites (ChSJ, FSJ, PSJ, and MSJ). Lower sampling sites (FSJ, PSJ, MSJ, and TR) are characterized by increased

stream flow temperature and pollution levels, channel depth, and reduced discharge. *Acacia farnesiana*, *Ehretia anacua*, *Diospyros texana*, *Pithecellobium pallens*, and *Fraxinus spp.* agglomerated around middle and lower sites (TR, MSJ, FSJ, PSJ).

The fish community

The San Juan River hosts an important fish diversity and abundance (table 4), since we captured a total of 5 608 fishes classified in 17 genera and 8 families. *Gambusia affinis*, a grazer

Table 4. Diversity-abundance of fish species captured in 10 sites of three tributaries of the San Juan River, Nuevo Leon, Mexico.

Code	Species	Site								Abundance
		ChP	BSJ	ChSJ	FR	PSJ	RR	FSJ	TR	
S	<i>Gambusia affinis</i>	2	8	415		1	2	260	1 892	2 580
S	<i>Poecilia formosa</i>	8	27	2		58	1	414	299	809
S	<i>Astyanax mexicanus</i>	4		106		2	1	392	130	635
S	<i>Dionda couchi</i>	240	14				176			430
AS	<i>Notropis amabilis</i>		224		128		22	30	7	411
S	<i>Compostoma anomalum</i>						50	132	187	369
S	<i>Poecilia mexicana</i>	16						66	20	102
E	<i>Tilapia</i> spp.							48	12	60
S	<i>Micropterus salmoides</i>		1			38		4	11	54
S	<i>Cichlasoma (Herichthys) cyanoguttatum</i>		2	4	2	5	1	20	8	42
S	<i>Cyprinella lutrense</i>								37	37
S	<i>Lepomis megalotis</i>		8		18	2	4			32
S	<i>Cyprinella rutila</i>						17			17
AS	<i>Moxostoma congestum</i>						15		1	16
V	<i>Etheostoma grahami</i>						8			8
S	<i>Lepomis macrochirus</i>					3				3
V	<i>Ictalurus lupus</i>						1		1	2
NOM	<i>Heterandria cf. Bimaculata</i>			1						1
	Abundance	270	284	528	148	109	298	1 366	2 605	5 608
	Richness	5	7	5	3	7	12	9	12	

ChP = Cortijo, El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilon; R = Ramos; SJ = San Juan. S = secure, AS = apparently secure, V = imperiled, NOM = NOM-059-SEMARNAT-2001.

fish species that colonizes the lower parts of rivers accounted for close to 50% of the total fish abundance. Of the 18 fish species sampled, 7 are grazers, 3 are carivores, 5 are invertivores, and the remaining 3 species have unknown feeding habits. *Gambusia affinis*, *Poecilia formosa*, and *Cichlasoma cyanoguttatum* have large ecological plasticity or widespread habitat since these species were captured at 7 out of 8 sampling sites. On the other side, the fish species *L. macrochirus*, *E. grahami*, *H. jonesi*, and *C. lutrense* have a more restricted longitudinal habitat since they were captured at only one site.

Most captured fish species are classified as secure in terms of the round global status (Nature Server Explorer, 2008). However, two fish species are classified as apparently secure (AS) in southern USA (*Notropis amabilis* and *Moxos-*

toma congestum). *Etheostoma grahami*, *Ictalurus lupus*, and *Compostoma anomalum* are endemic species to Mexico's northeastern San Juan River and southern Texas. The first species is locally classified in the NOM-059-SEMARNAT-2001, and it was captured only at RR, a sampling site with the best river flow quality parameters. *Heterandria cf. jonesi* is an invasive species first recorded during this study in the San Juan River watershed, since it was absent on the list reported by Contreras-Balderas (2000) and it was captured only at ChSJ, a heavily polluted sampling site.

The fish diversity indices and diversity-abundance models are reported in table 5. Sampling sites placed at lower sampling sites such as the Ramos River (RR and TR) recorded the largest fish diversity with 12 out of the 18

Table 5. Diversity indices and diversity-abundance models fitted to the fish communities of the San Juan River in northeastern Mexico.

Diversity	Site							
	ChP	BSJ	ChSJ	FR	PSJ	RR	FSJ	TR
Shannon	0.48	0.82	0.58	0.44	1.13	1.38	1.69	1.00
Shannon equitability E_H	0.30	0.42	0.36	0.40	0.58	0.56	0.77	0.40
Models								
Geometric series	HA	HA	HA	HA	HA	HA	HA	HA
Logarithmic series	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HA	HO
Log-normal	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HO
Broken stick	HA	HA	HA	HA	HA	HO	HA	HA

ChP = Cortijo, El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan; HO and HA = null and alternate hypotheses.

species. Sampling sites placed along the upper Ramos River (FR) and Pilon River (ChP) had the lowest fish diversity-abundance.

The Shannon index varies notoriously between sampling sites. The fish diversity was lowest at the upper sites (ChP, ChSJ, and FR) and largest at the lower sites FSJ and RR. FSJ and RR recorded one of the largest abundance and species richness of all sampling sites. The rest of the sampling sites differ in a significant manner from these two groups. Evenness had a tendency to increase from upper to lower sampling sites. The log normal and logarithmic series diversity-abundance models fitted the fish community structure better. The pioneer and late sucesional models represented by the geometric series and the broken stick models did not fit the fish assemblage structure for any particular site. Since the geometric series and the broken stick model apply well to pioneer and late successional stages or well balanced communities at any developmental stage, recorded data shows and fitted models predict the fish community is in the secondary stage of succession.

The beta diversity index was also quite small for all sampling sites, with an average (confidence interval) of 0.18 ($\pm$ 0.12). That is, the fish community differs between sampling sites with only a few species distributing and colonizing neighboring sampling sites. Similar

dominant fish species were observed at sites of similar location; e.g., upper sites ChP and RR and middle sites BSJ and FR. Sampling sites ChSJ and TR recorded the largest beta index (> 0.85). However, fish fauna collected in the same tributary (e.g., FR, RR, TR; or ChP, HCP) had small beta diversity indicating a lack of connectivity between fish species.

The fish assemblages fitted better the logarithmic series and the log-normal model unlike the geometric (pioneer) or the broken stick (late) models stressing the community is found within the intermediate stages of succession.

The DCCA analysis carried out on the logarithmic transformation of the abundance data showed the first two species axis accounted for 47% of the total fish species variance and 35% of the total fish species-environment relation (figure 3).

Two longitudinal gradients were noted in the fish structure assemblages. The first gradient moves along the Y axis and is described by *E. grahami*, *C. rutila*, *M. congestum*, *N. amabilis*, *D. melanops*, *N. jamezanus*, and *I. lupus*, as well as by sampling upper sampling sites ChP, RR, FR, BSJ. Low streamflow temperature, high discharge rate, as well as low nitrite-nitrate concentrations, suspended solids, and total suspended solids characterize these places (figure 3). The second longitudinal gradient moves parallel to the first one but on the right hand side of

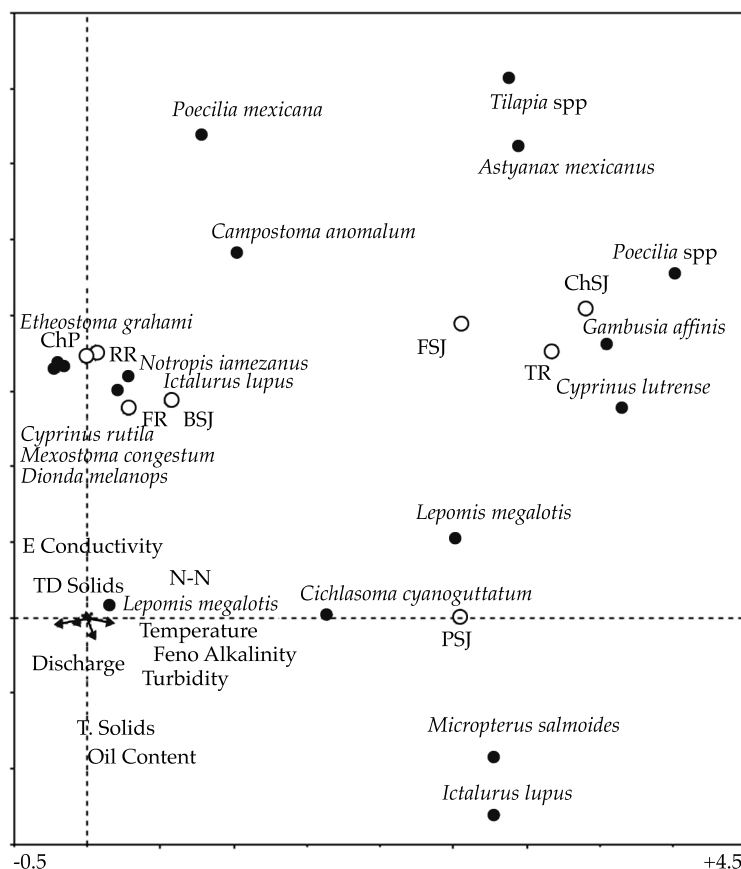


Figure 3. Results of the DCCA analysis on the fish community of the San Juan River, N.L., Mexico (TD Solids = total dissolved solids, Feno Alkalinity = fenolic alkalinity, T. Solids = total solids). ChP = Cortijo- El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilon; R = Ramos; SJ = San Juan.

figure 3. The fish species *C. lutrense*, *P. spp.*, *G. affinis*, *A. mexicanus*, *Tilapia spp.*, *P. formosa*, *C. cyanoguttatum*, *L. macrochirus*, and *M. salmonoids* colonized the lotic waterholes and ponds of lower sites FSJ, PSJ, TR featured by increased streamflow temperature, small discharge rate, larger nitrite-nitrate concentrations and suspended sediments.

The benthic insect community

The benthic insect community was the most diverse biological group found on the Mexico's northeastern San Juan River (table 6). The data source was made of 865 individuals, which belong to 39 different species, 34 genera, 23

families, and 6 orders. Families *Ephemeroptera* and *Coleoptera* contained the highest species diversity with 38% and 37%, of the total diversity, respectively. The family *Trichoptera* recorded the least relative abundance, with only 3.4% of the total diversity. Middle sampling sites showed the largest benthic insect diversity (PSJ) accounting for approximately 50% of the total observed diversity. However, the upper, most pristine sampling site along the Ramos River recorded the largest diversity of rare species. The Ramos River had the largest benthic insect diversity with 12 out of the 18 species observed here. Sampling sites distributed along the upper Ramos and Pilon rivers had the smallest benthic insect diversity and abundance.

Table 6. Diversity-abundance of benthic insect species captured in 10 sites of three tributaries of the San Juan River, Nuevo Leon, Mexico.

Code	Species	Site										Abundance
		ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR	
Ps	<i>Psephenus</i> sp.			104	1		2	9	87		86	289
Ca	<i>Caenis</i> sp.								27	104		131
Tr	<i>Tricorythodes</i> sp.	1		1	27		10		37		3	79
Te	<i>Tenagobia</i> sp.									55		55
Ar	<i>Argia</i> sp.	1	1	14	9		4	6	3		10	48
Ba	<i>Baetis</i> sp.	2	7	1	8		3	2	11	13		47
Le	<i>Leptophlebia</i> sp.				30		1					31
Ch	<i>Choroterpes</i> sp.			1	22		5	1			1	30
An	<i>Ancyronyx</i> sp.				5						16	21
Ci	<i>Chironomus</i> sp.					2	2			13		17
He	<i>Helicopsyche</i> sp.				8						5	13
Am	<i>Ambrysus</i> sp.	5			1		2	2			2	12
Ce	<i>Cernotina</i> sp.				12							12
Cl	<i>Callibaetis</i> sp.					9						9
Ta	<i>Tanytarsus</i> sp.									9		9
La	<i>Larsia</i> sp.				1			1		4	1	7
Sc	Scirtidae			1	5							6
Ma	<i>Macrothemis</i> sp.									5		5
Co	Corixidae					1	1		2			4
Tn	Tanypodinae				4							4
Ap	<i>Anopheles pseudopunctipennis</i>					3	1					4
Ph	<i>Phyllogomphoides</i> sp.	3										3
Ai	Anisoptera						1			2		3
Ly	<i>Lype</i> sp.			1				2				3
Lb	<i>Labrundinia</i> sp.				2					1		3
Ne	<i>Neurocordulia</i> sp.	1							1			2
Be	<i>Berosus</i> sp.						1			1		2
Br	<i>Brachycentrus</i> sp.								2			2
Th	<i>Thienemannimyia</i> sp.				2							2
Ab	<i>Ablabemyia</i> sp.									2		2
Cc	<i>Chironomus</i> ?									2		2
Is	<i>Isonychia</i> sp.				1							1
Lp	<i>Leptohyphes</i> sp.				1							1
Ht	<i>Hetaerina</i> sp.	1										1
Ag	<i>Argiallagma</i> sp.								1			1
Hi	Hidrophilidae					1						1
Po	<i>Polypedilum</i> sp.				1							1
Ni	<i>Nimbocera</i> sp.									1		1
Lu	<i>Leucotabanus</i> sp.										1	1
	Abundance	14	8	123	140	16	33	23	171	212	125	865
	Richness	7	2	7	18	5	12	7	9	13	9	

ChP = Cortijo- El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan.

Most frequently observed benthic insect species (*Argia* spp. (8), *Baetis* spp. (8), *Psephenus* spp. (6) and *Tricorythodes* spp. (6). *Macrothemis* spp., *Callibaetis* spp., *Tanytarsus* spp., and *Phyllogomphoides* spp.) are classified as rare species in these rivers of northeastern Mexico. In this riparian ecosystem, diversity generally increased with abundance. The least polluted Ramos River reported the highest insect diversity and one of the largest abundances with greater than 30% of the total number of benthic insects captured.

The Shannon-Weiner diversity index for benthic insects varied between sampling sites. Sampling sites BSJ and ChSJ recorded the smallest and sampling sites FR and PSJ recorded the largest alpha diversity index. Evenness showed a tendency to decrease from upper to lower sampling sites. The logarithmic series model fitted the benthic insect diversity-abundance structure for 9 out of 10 sampling sites. This community is in a secondary stage of succession. Sampling sites with intermediate diversity-abundance parameters (FSJ, MSJ, TR) had a tendency to show species of the secondary stages of succession. Sampling sites with the largest Shannon diversity index (FR and PSJ) as well as with the highest water quality parameters tended to be fit by all diversity-abundance models. That is, the abundance distribution of species is well balanced and

appears that resources are well distributed between the few species observed.

The beta diversity index was quite small for all sampling sites, with an average (confidence interval) of 0.22 (± 0.08). That is, the benthic insect community diversity varies greatly between sampling sites. The probability of finding values > 0.75 was similar between rivers and quite low in neighboring sampling sites and the probability diminished even more in sampling sites farther apart. That is, there is a lack of spatial tendencies or patterns of species connectivity in the beta diversity index between and among sampling sites. The patchy structure of benthic communities given by the small beta index shows the existence of place to place differences in environmental features such as food distribution, substrate, discharge, water quality, among others. Stream disturbances may also be controlling the lack of connectivity patterns in community diversity structure.

The large variability of the benthic insect assemblages makes to fit well all successional distributions as well: the logarithmic series (intermediate); the log-normal (intermediate); the geometric (pioneer) or the broken stick (late successional) models.

The first two DCCA axes accounted for 44% of the total benthic insect species variance and 45% of the total benthic insect species-environment relation. Two longitudinal gradients could be identified in figure 4.

Table 7. Diversity indices and diversity-abundance models fitted to the benthic insect communities of the San Juan River in northeastern Mexico.

Diversity	Site									
	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
Shannon	1.73	0.38	0.58	2.33	1.24	2.16	1.63	1.38	1.55	1.12
Shannon equitability E_H	0.89	0.55	0.30	0.81	0.77	0.87	0.84	0.63	0.60	0.51
Models										
Geometric series	HO	HA	HA	HO	HO	HO	HO	HO	HA	HA
Serie logarithmic	HO	HA	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HO
Log-normal	HO	HA	HA	HO	HO	HO	HO	HO	HO	HO
Broken stick	HO	HO	HA	HO	HO	HO	HO	HA	HA	HO

ChP = Cortijo- El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan. HO and HA = Null and alternate hypotheses.

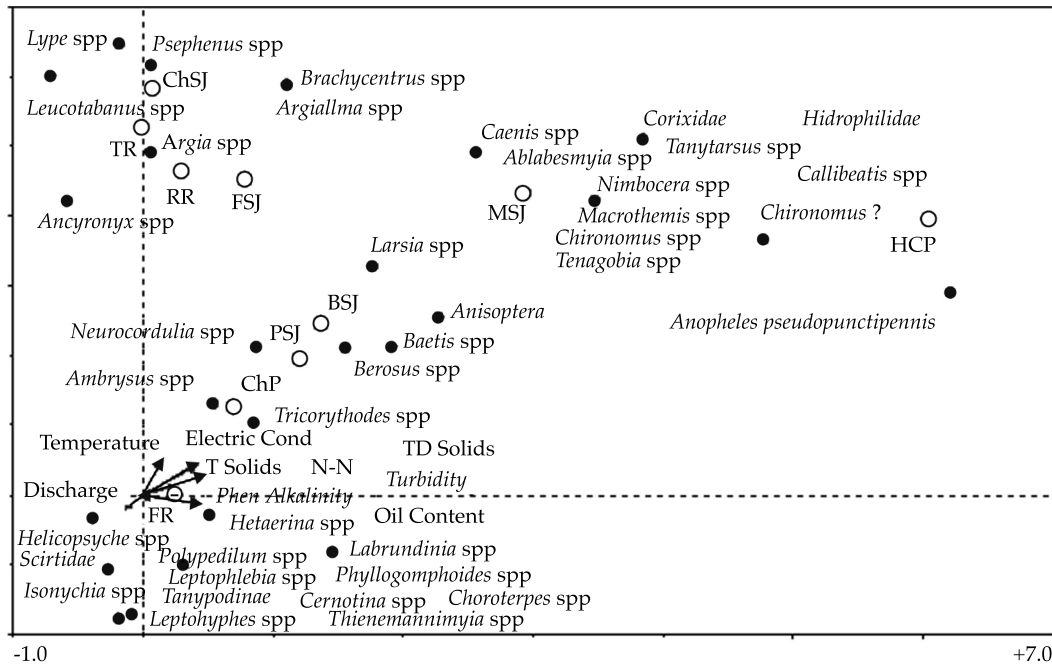


Figure 4. Results of the DCCA analysis on the benthic insect community of the San Juan River, N.L., Mexico (TD Solids = total dissolved solids, Feno Alkalinity = fenolic alkalinity, T. Solids = total solids). ChP = Cortijo-El Chapotal; BSJ = La Boca; ChSJ = Ejido Chihuahua; FR = El Fraile-Terreros; HCP = Hacienda, La Corona; PSJ = El Porvenir; RR = Raíces; FSJ = La Fragua; MSJ = San Miguelito; TR = Las Trancas; P = Pilón; R = Ramos; SJ = San Juan.

The first one is characterized by the benthic insect families *Ambrysus*, *Helicopsyche*, *Lype*, *Psephenus*, *Leucotabanus*, *Argia*, and *Ancyronyx* colonizing sampling sites FR, ChP, RR, TR, and ChSJ. These families inhabit mostly upper tributaries featured by the highest stream water quality indicators, with low concentrations of suspended solids, nitrite-nitrate, oil content, fenolic alkalinity; as well as with lowest streamflow temperatures and highest discharge rates. The second longitudinal gradient is characterized by the benthic insect families *Neurocordulia*, *Berosus*, *Baetis*, *Arisoptera*, *Larsia*, *Caenis*, *Ablasbemyia*, *Nimbocera*, *Chironomus*, *Hidrophilidae*, *Anopheles*, and *Tenagobia* distributed along sampling sites ChP, PSJ, BSJ, MSJ, and HCP.

Discussion

The studied riparian communities (trees, fish and benthic insects) could be consistently clas-

sified by the DCCA analysis into upper and lower river-segment communities for all three major biological groups. A lack of connectivity of these biological groups between upper and lower sampling sites was identified as the major source of variation by several indicators; the DCCA analysis, the Shannon-Wiener alpha diversity index, and the Morisita-Horn beta diversity index.

Springs feeding on river channels in upland ridges along the piedmont characterize upper river segments; with cold flow temperatures, high water quality indicators, high flow, and a well defined channel cross section. Typical riparian tree communities (*T. mucronatum*, *P. occidentales*, *Juglans* spp., *Populus* spp.) colonize these stands. Fish fauna assemblages (*E. grahami*, *C. rutila*, *M. congestum*, *N. amabilis*, *I. lupus*, and *N. jamezanus*) and benthic insect families (*Ambrysus*, *Helicopsyche*, *Lype*, *Psephenus*, *Leucotabanus*, *Argia*, and *Ancyronyx*) thrive

on these rivers and they are indicators of good water quality.

Stream temperature and pollution levels increase and flow diminishes at lower river segments. Diversity of typical riparian tree communities diminishes from upper to lower sampling sites. This tendency is related to the disappearance of riparian phreatophytic and the appearance of xerophytic tree species. Other sources of variation such as soil type, altitude above sea level, and geology may be controlling the presence of *T. mucronatum* across longitudinal riparian gradients (Hudak & Ketcheson, 1992; Rosentreter, 1992). The disappearance of typical riparian trees as the river flows away the piedmont can be one of the adjustments riparian vegetation use in response to the modification of river flow parameters (Johnson, 1998).

The fish diversity has a slight tendency to decline from upper to lower river segments. *G. affinis*, *Poecilia* spp., *C. lutrense*, *A. mexicanus*, *L. megalotis* and *Tilapia* spp. colonize well lower and middle sites (TR, FSJ, and ChSJ). These species assemblages are characterized by increased pollution levels, flow temperature and reduced discharge. Several chemical constituents (detergents and sulfates) and bacteriologic parameters (fecal coliform bacteria) exceed the NOM-001-ECOL-1996 standard that sets the maximum permissible limits on water quality parameters as well as the standard for aquatic organisms CE-CCA-001/89. De Lange (1994) and Villarreal (1983) noted several fish species described immediately above are indicators of poor stream water quality with depleted oxygen, high sedimentation rates, and degraded canopy cover.

The benthic insect communities thriving along lower river segments (*Neurocordulia*, *Berosus*, *Baetis*, *Arisoptera*, *Larsia*, *Caenis*, *Ablasbe-myia*, *Nimbocera*, *Chironomus*, *Hidrophilidae*, *Anopheles*, and *Tenagobia*) have been described as good indicators of deteriorated stream water quality (Phillips & Rainbow, 1993; Merrit & Cummins, 1996), high stream temperature and low flows (Haidekker & Hering, 2007). The presence of these species in polluted streams relates to their adaptation to these conditions as well as

to the ability to degrade organic matter since Leyton and Voshell (1991) found these families can recycle up to 20% of the organic matter in streams. On the other side, Lenat (1993) noted the family *Tricorytoides* has the potential to be an indicator of good water quality.

River fragmentation by one of the most acute drought spells of the last century (1990's) may partially explain the lack of hydrological connectivity between upper and lower fish fauna and benthic insect communities. The decadal drought spell that affected Mexico's northern watersheds recorded consistently below average precipitation for most of the decade and started sometimes during 1989-1990 and finished sometimes during 2002-2003 (Návar, 2015). During this period, river discharge stopped flowing in numerous occasions in several gauging stations along perennial tributaries of the San Juan River (Návar, 2011). In spite of this acute natural disturbance that restricted long-range migration of several fish species (*Ictalurus lupus*, *Lepomis megalotis*, and *Moxostoma congestum*) as well as of several benthic insect species (*Leptophlebia* spp.) in upper river segments, the trophic structural levels are in good condition as the ecosystem contains primary consumers (*Helicopsyche* spp. consumes algae), predators (*Notropis amabilis*) and preys (*Chironomus* spp.). The trophic chains are also well defined in lower river, polluted segments by the presence of predators (*Ictalurus lupus* and *Gambusia affinis*), preys (*Anopheles* spp. and *Chironomus* spp.) and the largest predator, the exotic fish species *Tilapia* spp.

Fish fauna and benthic insect communities are then well adapted to drought episodes of several time-scales by developing resistance traits. Adaptation traits appear are more variable between the benthic insect communities than between the fish fauna communities as the fish longitudinal gradient are better identified than the benthic insect longitudinal gradients. Fish is adapted to migrate short (*Lepomis megalotis*, *Gambusia affinis*, *Poecilia* spp.) and long-range (*Ictalurus lupus*, *Ictalurus* spp., *Tilapia* spp., *Notropis amabilis*, *Moxostoma congestum*) distances but they require of continuous river

flow connectivity to colonize preferentially upper river segments. Benthic insects migrate but only for short distances and they may not need constant river flow connectivity all the time to meet the physiological needs.

The breaking of two fish faunal longitudinal gradients may partially be also a response to other sources of disturbance such as the presence of the introduced exotic fish *Tilapia* spp. This large predator was restricted predominantly to lower river segments characterized by high flow temperature and increased pollution levels. A lack of river connectivity during seasonal, inter-annual or decadal dry spells may modify local upper fish community assemblages as these conditions restrict migration of large fish predators such as *Tilapia* spp. and *Ictalurus* spp.

Observations between communities

The tree, fish, and benthic insect species diversity described by the E_H index was larger at the sampling site scale than at the community scale. Hence, the replacement of species between neighboring sampling sites is quite large in this short longitudinal range of the studied streams. In spite of this, the species richness, S , diversity parameter was statistically related between biological groups; e.g., fish species, FS , was negatively related to riparian tree species, PCS , ($FS = 12.63 - 0.62PCS$; $r^2 = 0.30$; $P < F = 0.001$) as well as to benthic insect species, BIS ($BIS = 17.83 - 4.66 * \ln(FS)$; $r^2 = 0.23$; $P < F = 0.024$). Then, BIS is also negatively related to PCS ($BIS = 17.83 - 4.66 * \ln(12.63 - 0.062PCS)$). That is, the riparian tree community directly controls the diversity of the fish and benthic insect communities. Tree communities with a few typical riparian species colonizing upper river segments support the largest fish and benthic insect diversity and the strength of this relationship may fade away as lower river segments may have quite a small number of rare species. Lower river segments are the typical habitat of *Tilapia* spp. and the relationship between riparian tree species and fish may shift during unseasonal wet episodes.

Conclusions

This research points to the finding of two distinctive riparian communities defined by the tree and fish communities in upper (RR, HCP, FR, ChP) and lower (MSJ, FSJ, PSJ, TR) river segments. The former cluster is described by pristine, high river discharge, cold river flows, and high water quality. The most distinctive tree and fish species are *Taxodium mucronatum*-*Juglans* spp.-*Populus tremuloides*; *Notropis amabilis*-*Etheostoma grahami*-*Ictalurus lupus*-*Moxostoma congestum*; respectively. Lower river segments are characterized by deteriorated river flow quality, small discharge, and high flow temperatures. Tree and fish species assemblages colonizing these river segments are *Cephalanthus occidentalis*-*Bacharis glutinosa*-*Prosopis laevigata*-*Fraxinus* spp.-*Celtis laevigata*; *Lepomis megalotis*-*Lepomis macrochirus*-*Gambusia affinis*-*Poecilia mexicana*; respectively. Tree and fish communities show a strong within-group but a lack of between-group connectivity in upper and lower sampling sites. The benthic insect community is classified into two clusters as well but they are more diffuse indicating insects are better adapted to contrasting features of upper and lower river segments. It is concluded that riparian communities of Mexico's northern San Juan River are well adapted to variable river flow conditions controlled by hydro-climatic variability of several time scales.

References

- Arthington, A. H., Balcombe, S. R., Wilson, G. A., Thomas, M. C., & Marshall, J. (2005). Spatial and Temporal Variation in Fish Assemblage Structure in Waterholes during the 2001 Dry Season of an Arid-Zone River, Cooper Creek, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 56, 25-35.
- Bunn, S. E., Davies, P. M., & Winning, M. (2003). Sources of Organic Carbon Supporting the Food Web of an Arid Zone Floodplain River. *Freshwater Biology*, 49, 619-635.
- CNA (1997). Antecedentes inmediatos en el establecimiento de cuencas hidrológicas. *Vertientes*, 2(17), 32.
- CNA (2003). *Estadísticas del agua en México* (105 pp.). Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Contreras-Balderas, S. (2000). *Annotated Checklist of Introduced Invasive Fishes in Mexico, with Examples of Some Recent Introductions. Nonindigenous Freshwater Organisms, Vectors, Biology and Impacts* (pp. 33-53). Boca Ratón, USA: Lewis Publishers.
- De Lange, E. (1994). *Manual for Simple Water Quality Analysis*. Amsterdam: International Water Tribunal (IWT) Foundation.
- Entrekin, S. A., Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Hollein, T. J., & Lamberti, G. A. (2009). Response of Secondary Production by Macroinvertebrates to Large Wood Addition in Three Michigan Streams. *Freshwater Biology*, 54, 1741-1758.
- Flores-Laureano, J. S., & Návar, J. (2002). An Assessment of the Stream Water Pollution in the San Juan River of Northeastern Mexico. *Journal of Environmental Quality*, 31, 1256-1265.
- Haidekker, A., & Hering, D. (2007). Relationship between Benthic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and Temperature in Small and medium-Sized Streams in Germany: A Multivariate Study. *Aquatic Ecology*, 42(3), 463-481.
- Harper, K. T., Sanderson, S. C., & McArthur, E. D. (1992). *Riparian Ecology in Zion National Park, Utha* (pp. 32-42). Symposium on Ecology and Management of Riparian Shrub Communities, Sun Valley, ID, May 29-31.
- Hudak, H. G., & Ketcheson, G. L. (1992). *Willow Community Types as Influenced by Valley Bottom and Stream Types* (pp. 16-17). Symposium on Ecology and Management of Riparian Shrub Communities, Sun Valley, ID, May 29-31.
- Hutcheson, K. (1970). A Test for Comparing Diversities Based on the Shannon Formula. *Journal Theor. Biol.*, 29, 151-154.
- Johnson, W. C. (1998). Adjustment of Riparian Vegetation to River Regulation in the Great Plain, USA. *Wetlands*, 18(4), 608-618.
- Johnson, S. L., & Ringler, N. H. (2014). The Response of Fish and Macroinvertebrate Assemblages to Multiple Stressors: A Comparative Analysis of Aquatic Communities in a Perturbed Watershed (Onondaga Lake, NY). *Ecol. Indic.*, 41, 198-208.
- Levick, L., Fonseca, J., Goodrich, D., Hernandez, M., Semmens, D., Stromberg, J., Leidy, R., Scianni, M., Guertin, D. P., Tluczek, M., & Kepner, W. (2008). *The Ecological and Hydrological Significance of Ephemeral and Intermittent Streams in the Arid and Semi-Arid American Southwest* (116 pp.). EPA/600/R-08/134, ARS/233046. Washington, DC: US EP and USDA/ARS Southwest Watershed Research Center.
- Lenat, D. R. (1993). A Biotic Index for the Southeastern United States: Derivation Y List of Tolerance Values, with Criteria for Assigning Water-Quality Ratings. *Journal the North American Benthological Society*, 12(3), 279-290.
- Leyton, R. J., Voshell, R. Jr. (1991). Colonization of New Experimental Ponds by Benthic Macroinvertebrates. *Environmental Ecology*, 21(1), 110-117.
- Magurran, A. E. (2004). *Diversidad ecológica y su medición* (198 pp.). Barcelona: Ediciones Vedral.
- Marsh-Mathews, E., & Mathews, W. J. (2000). Geographic, Terrestrial and Aquatic Factors: Which Most Influence the Structure of Stream Fish Assemblages in the Midwestern United States. *Ecology of Freshwater Fish*, 9, 9-21.
- McArthur, J. V. (1988). *Aquatic and Terrestrial Linkages: Floodplain Functions* (pp. 107-116). The Forest Wetlands of the Southern United States, Orlando, Florida, July 12-14.
- Merrit, R. W., & Cummins, K. W. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Third edition. Iowa: Kendall-Hunt Publishing Company.
- Nadeau, T. L., & Rains, M. C. (2007). Hydrological Connectivity between Headwater Streams and Downstream Waters: How Science Can Inform Policy. *Journal of the American Water Resource Association*, 43, 118-133.
- Návar, J. (2004). Water Supply and Demand in the Lower Rio Bravo/Rio Grande Basin: The Irrigated Agriculture Scenario. *Geofísica Internacional*, 43, 495-506.
- Návar, J. (2011). Water Scarcity and Degradation in the San Juan River Watershed of Northeastern Mexico. *Frontera Norte*, 23, 125-150.
- Návar, J. (2015). Hydro-Climatic Variability and Perturbations in Mexico's North-Western Temperate Forests. *Ecology*, 8(6), 1065-1072, doi: 10.1002/eco.1564.
- Peeters, E. T. H., Gylstra, R., & Vos, J. H. (2004). Benthic Macroinvertebrates Community Structure in Relation to Food and Environmental Variables. *Hydrobiologia*, 519, 103-115.
- Pettit, N. E., Warfe, D. M., Kennard, M. J., Pusey, B. J., Davies, P. M., & Douglas, M. M. (2012). Dynamics of In-Stream Wood and its Importance as Fish Habitat in a Large Tropical Floodplain River. *River Research and Applications*, doi: 10.1002/rra.
- Phillips, D. J. H., & Rainbow, P. S. (1993). *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. New York: Elsevier Applied Science.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological Diversity* (165 pp.) New York: Wiley.
- Pusey, B. J., & Arthington, A. H. (2003). Importance of Riparian Zone to the Conservation and Management of Freshwater Fish. A Review. *Marine and Freshwater Research*, 54, 1-16.
- Rosentreter, R. (1992). *High-Water Indicator Plants along Idaho Waterways* (pp. 18-24). Symposium on Ecology and Management of Riparian Shrub Communities, Sun Valley, ID, May 29-31, 1991.
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Leigh, D. S., Paul, M. J., & Wallace, J. B. (2003). Habitat-Specific Responses of Stream Insects to Land Cover Disturbances: Biological Consequences and Monitoring Implications. *Journal of the Benthological Society*, 22, 292-307.

- Verdonschot, R. C. M., Didderen, K., & Verdonschot, P. F. M. (2012). Importance of Habitat Structure as a Determinant of the Taxonomic and Functional Composition of Lentic Macroinvertebrate Assemblages. *Limnologia*, 42, 31-42.
- Villarreal, T. C. M. (1983). *Cambios en las comunidades de peces por factores físicoquímicos en el río San Juan, subcuenca del río Bravo, noreste de México* (153 pp.). Tesis inédita. San Nicolás de los Garza, México: Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Whatley, M. H., van Loon, E. E., van Dam, H., Vonk, J. A., van der Geest, H. G., & Admiraal, W. (2014). Macrophyte Loss Drives Decadal Change in Benthic Invertebrates in Peatland Drainage Ditches. *Freshwater Biol.*, 59, 114-126.
- Williams, D. D. (2006). *The Biology of Temporary Waters* (337 pp.). Oxford, UK: Oxford University Press.

Authors' institutional address

M.C. San Juana Guerra

Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL)
Consultant
Facultad de Ciencias Forestales
Carretera Nacional km 145
66700 Linares, Nuevo León, México
sjguerra@yahoo.com

PhD. Liliana Lizárraga-Mendiola

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Área Académica de Ingeniería
Mineral de la Reforma
Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5
Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma
42184 Hidalgo, México
lililga.lm@gmail.com

PhD. José Návar

Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria
Professor, Forest Hydrology and Watershed Management.
Bld. Emilio Portes Gil 1301 Pte., Colonia Tecnológico
87010 Ciudad Victoria, Tamaulipas, México
jose.navar@itvictoria.edu.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Toma de muestra de agua, pozo de abastecimiento de la localidad de Xul-Ha, Quintana Roo, México.

Foto: Joan Alberto Sánchez Sánchez.

Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México

• Joan Alberto Sánchez* • Teresa Álvarez •
El Colegio de la Frontera Sur, México

*Autor para correspondencia

• Julia Guadalupe Pacheco •
Universidad Autónoma de Yucatán, México

• Laura Carrillo •
El Colegio de la Frontera Sur, México

• Roger Amílcar González •
Universidad Autónoma de Yucatán, México

Resumen

Sánchez, J. A., Álvarez, T., Pacheco, J. G., Carrillo, L., & González, R. A. (julio-agosto, 2016). Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 75-96.

Este estudio se llevó a cabo con la finalidad de conocer el estado de la calidad del agua subterránea del acuífero sur de Quintana Roo, seguido de intentos por investigar la distribución espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos para identificar las zonas con mejor potencial aptas para consumo humano. Para este propósito se aplicaron en conjunto el índice de calidad del agua (ICA) y los sistemas de información geográfica (SIG). Los datos estudiados corresponden a las temporadas de lluvias de los años 2002 y 2012. Los parámetros fisicoquímicos analizados fueron pH, temperatura (T°), sólidos totales disueltos (SDT), dureza total, sodio (Na^{+}), sulfatos (SO_4^{2-}), cloruros (Cl^{-}) y nitratos (NO_3^{-}). En la interpretación de los resultados se emplearon estadísticos descriptivos y mapas de distribución espacio-temporal de concentraciones, así como el valor del ICA. Los resultados denotaron condiciones de heterogeneidad espacial en las concentraciones de los iones analizados a través del medio acuífero, debido a la propia geología del lugar; procesos, como la disolución de minerales de rocas carbonatadas, dolomías y evaporitas; mezcla de agua dulce-marina y una posible contaminación antropogénica, principalmente por aguas residuales domésticas y el uso de fertilizantes. Los constituyentes químicos que excedieron el límite permisible de la NOM-127-SSA1-1994 fueron: STD (22% en 2002, y 42% en 2012); dureza total (60%); Na^{+} (9.8%); Cl^{-} (9.9%), y NO_3^{-} (3%, 2012). El ICA demostró que la calidad química del agua subterránea para consumo humano es aceptable para la mayoría de los sitios estudiados.

Palabras clave: aguas subterráneas, carst, Quintana Roo, índice de calidad del agua, límites permisibles, distribución espacial.

Abstract

Sánchez, J. A., Álvarez, T., Pacheco, J. G., Carrillo, L., & González, R. A. (July-August, 2016). Groundwater Quality: Quintana Roo, Mexico, Southern Aquifer. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 75-96.

This study was conducted in order to know the status of the groundwater quality of the aquifer south of Quintana Roo, followed by attempts to investigate the spatial and temporal distribution of physicochemical parameters to identify to identify places with the best quality for drinking consume within the study area. This goal has been achieved with the combined use of the Water Quality Index (WQI) and a geographical information system (GIS). The analyzed data correspond to the rainy seasons of 2002 and 2012. Physico-chemical parameters analyzed were pH; temperature (T°); total dissolved solids (TDS); total hardness; sodium (Na^{+}); sulfate (SO_4^{2-}); chlorides (Cl^{-}), and nitrate (NO_3^{-}). Descriptive statistics and maps of spatiotemporal distribution and ICA were used in the interpretation of the results. The results denoted conditions of spatial heterogeneity of the medium aquifer, due to processes such as mineral dissolution of carbonate rocks, dolomites and evaporates, the mixing of fresh-salt water and possible anthropogenic pollution, mainly by domestic sewage and fertilizer use. The chemical constituents that exceeded the allowable limit of NOM-127-SSA1-1994 were STD (22% in 2002, and 42% in 2012); total hardness (60%); Na^{+} (9.8%); Cl^{-} (9.9%), and NO_3^{-} (3%, 2012). The ICA showed that the chemical quality of groundwater for human consumption is acceptable to most of the sites studied.

Keywords: Groundwater, carst, Quintana Roo, water quality index, permissible limits, spatial distribution.

Recibido: 06/04/2015
Aceptado: 15/03/2016

Introducción

En la zona sur del estado de Quintana Roo, México, al igual que en toda la península de Yucatán, el acuífero es la principal fuente de abastecimiento de agua para todas las actividades humanas; no obstante, es altamente vulnerable a la contaminación debido a sus características cársticas, que permiten infiltración y arrastre de contaminantes. Aunada a esta situación, las perspectivas de crecimiento demográfico y económico impulsado por la industria turística han traído consigo una creciente demanda de agua y, por consiguiente, una creciente generación de aguas residuales y desechos sólidos (CNA, 1997).

Aparentemente, las características propias de la península deberían proporcionar abundantes suministros de agua; sin embargo, la combinación de factores, como el clima y la hidrogeología, han generado un sistema hidrológico en el que el agua dulce es escasa, teniéndose inclusive un suministro restringido en algunas regiones (Ward, Weidie, & Back, 1985).

Dadas estas condiciones, se han empezado a desarrollar diversos programas de ordenamiento, con la firme intención de garantizar el abastecimiento de agua potable para zonas urbanas, así como establecer las bases para que el agua que se extraiga para uso público en zonas rurales se mantenga en condiciones adecuadas de calidad y en cantidad suficiente como para satisfacer la demanda de manera oportuna y permanente.

No obstante, para impulsar la gestión adecuada del agua es fundamental contar con información necesaria sobre el estado de este recurso, pues así será posible guiar la toma de decisiones y definir acciones. En este sentido, el conocimiento de la composición química y su distribución espacial a través de la calidad del agua es fundamental desde el punto de vista de su aptitud para el consumo humano, al igual que por la información que pueden aportar acerca de la dirección y extensión de los sistemas de flujo subterráneo (CCPY, 2012); más aún, puede indicar cambios estacionales y

temporales en la medida que sus constituyentes químicos estén presentes en el acuífero (Sajil & James, 2013). El índice de calidad del agua (ICA) es una de las herramientas más efectivas para resumir los datos de calidad de las aguas subterráneas en un formato fácilmente expresable y comprensible, capaz de ser utilizado por los responsables políticos y ciudadanos interesados (Lateef, 2011). Se define como una técnica de clasificación que engloba la influencia compuesta de cierto grupo de parámetros de calidad del agua en un solo valor general (Aly, Al-Omran, & Alharby, 2014).

En el mundo se han desarrollado diferentes ICA para aguas superficiales y subterráneas, entre los que destaca el de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF), desarrollado por Brown, McClelland, Deininger y Tozer (1970) para ríos de Estados Unidos, y ampliamente empleado en diferentes estudios internacionales. Dinius (1987) desarrolló un ICA similar, teniendo como valor agregado el planteamiento de rangos de clasificación basados en usos específicos, entre los que destaca el del consumo humano. Backman, Bodis, Lahermo, Rapant y Tarvainen (1998) crearon un índice para evaluar y asignar la cantidad de contaminación del agua subterránea, y lo aplicaron en el suroeste de Finlandia y Eslovaquia central. De forma más reciente se han planteado ICA para la evaluación del recurso hídrico a ser destinado al consumo humano, previo tratamiento, que incluye parámetros fisicoquímicos y microbiológicos relacionados con el nivel de riesgo sanitario presente en el agua. Avvannavar y Shrihari (2008) mostraron los resultados de su intento por desarrollar un índice mediante seis parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua superficial del río Netravathi en India. Saeedi, Abessi, Sharifi y Meraji (2010) aplicaron ocho parámetros diferentes, incluyendo K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , pH y STD, como los componentes más importantes del agua para el desarrollo de un índice de calidad de aguas subterráneas en Irán. El trabajo de Ketata-Rokbani, Gueddari y Bohlila (2011) informa de la creación de ICA para las aguas subterráneas y los resultados de su aplicación, a fin de evaluar la calidad del agua

subterránea en El-Khairat, acuífero profundo de Túnez.

En México, a principios de la década de 1970, se desarrolló un índice de calidad del agua compuesto por 18 parámetros como sistema cualitativo para hacer comparaciones de los niveles de contaminación en diferentes áreas. Este ICA define el grado de contaminación existente en el agua a la fecha de un muestreo, expresado como un porcentaje de agua pura, donde 0% del ICA representa agua altamente contaminada y 100%, agua en excelentes condiciones. Este ICA sigue vigente en la actualidad. No obstante, para fines exclusivos de evaluación, se ha decidido utilizar tres parámetros indicadores: demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST), que muestran la influencia antropogénica desde el punto de vista de afectación por la presencia de centros urbanos e industriales.

Si bien este ICA incluye gran cantidad de parámetros indicadores elegidos a partir de las estaciones de medición de la Red Nacional de Monitoreo de la Comisión Nacional del Agua, es de mencionar que los distintos pesos relativos (W_i) asignados a cada parámetro para su sistematización no corresponden con las características geohidrológicas de cada región; no se toma en cuenta la injerencia de cada parámetro en su entorno, como puede ser la geología del suelo e incluso el uso de suelo. Se sustenta más bien en una estandarización lineal homogénea, tomando como base que el recurso hídrico para el abastecimiento de poblaciones se obtiene de fuentes superficiales y no subterráneas, como es el caso de la península de Yucatán.

En este estudio se propone un sistema estimativo de la calidad del agua subterránea a través del ICA basado en la medición física de siete parámetros fisicoquímicos. Cada uno de ellos con diferentes pesos relativos (W_i), enmarcados según el grado de contaminación del agua del acuífero y los diversos impactos sobre los usos de este recurso hídrico.

Se ilustra y explica además el comportamiento de siete parámetros fisicoquímicos, donde se pretende realizar una valoración cuantitativa

y cualitativa de la calidad de las aguas subterráneas de manera espacial y temporal en el acuífero del sureste de Quintana Roo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio forma parte de dos subregiones hidrológicas (RH): la 33-A, conocida como Bahía de Chetumal y Otras, y la 33-B, conocida como Cuencas Cerradas (figura 1). Se localiza geográficamente al sureste de la península de Yucatán, en las coordenadas $17^{\circ} 49'$ a $20^{\circ} 12'$ de latitud norte, y entre los $87^{\circ} 30'$ y $89^{\circ} 27'$ de longitud oeste, cubriendo una extensión total de 37 896 420 km². Colinda hacia el nororiente con el mar Caribe y hacia el suroriente por una línea que está definida por la bahía de Chetumal, por el límite nacional con Belice en un tramo de límite natural constituido por el río Hondo y enseguida por el límite político con Belice (UQROO, 2002). Esta área tiene un notable contraste topográfico. Hacia el norte y la franja costera se observa un relieve topográfico plano con elevaciones que van de 0 a 20 msnm, mientras que al sur-suroccidente se observa un relieve ondulado con elevaciones que van de 50 a 340 msnm (Bauer-Gottwein, Gondwe, Charvet, & Marín, 2011). La temperatura promedio anual es de 26.15 °C, con temperaturas máximas entre 36 y 38 °C, y mínimas entre 12 y 14 °C (CCPY, 2012). De acuerdo con la clasificación climática de Köppen-Geiger, la región cuenta con un clima aw2 (i); cálido subhúmedo con abundantes lluvias en verano y parte de invierno (CNA, 2006). La precipitación media anual es de 1 365 mm, aproximadamente 600 mm más alta que el promedio nacional, el cual es 772 mm (JICA, 2004; Alcocer, Lugo, Sánchez, & Escobar, 1999). La temporada de lluvias se presenta en los meses de mayo a octubre, con una lámina media mensual de 150 a 220 mm, mientras que la temporada de estiaje o secas comprende los meses de noviembre a abril, durante los cuales las láminas llovidas son menores que 60 mm (UQROO, 2002).

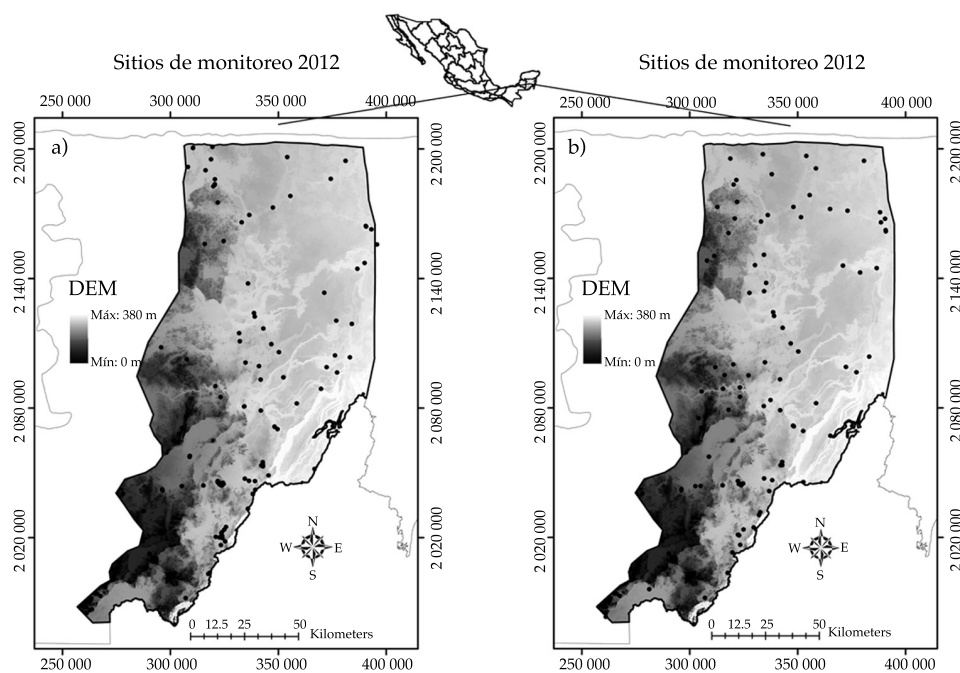


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio. La figura (a) muestra los sitios de monitoreo del año 2012; la figura (b) muestra los sitios de monitoreo del año 2002. El fondo en sombreado gris indica el Modelo Digital de Elevación (DEM), modificado de INEGI (2014). El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

Marco hidrogeológico

El área de estudio se define como una unidad geológica cubierta casi en su totalidad de sedimentos calcáreos de origen marino del Terciario reciente (Butterlin & Bonet, 1960; López-Ramos, 1972). Se sabe por Isphording (1975) que la geología estructural de la región de estudio está conformada por una secuencia de rocas de edad Terciaria, constituida de evaporitas intercaladas con rocas calizas y minerales, como dolomita, aragonita, yeso y halita (figura 2). Estas rocas carbonatadas son altamente permeables y solubles, por lo que al ser disueltas dejan escaso residuo, razón por la cual se presentan espesores de suelo muy reducidos, que a su vez resultan en la presencia de un sistema acuífero cárstico maduro con amplias fisuras, fracturas y cuevas (Beddows, Smart, Whitaker, & Smith, 2002; Hausman, 2009; JICA, 2004).

Fisiográficamente, el área de estudio se ubica en la unidad “Planicie Central”, caracterizada

por tener una superficie plana, ligeramente rugosa y ondulada (López-Ramos, 1972).

Por sus características físicas y litológicas, las rocas presentes hacia la carretera de Ucum-La Unión y González Ortega (figura 2) forman parte de un acuífero de calizas de características variadas y depósitos aluviales, cuya permeabilidad primaria es mayor en las porciones que contienen fracturamiento y carsticidad, y menor en los estratos de caliza masiva (CAPA, 2012a; Perry, Paytan, Pedersen, & Velázquez-Oliman, 2009).

La mayor parte de la región carece de un sistema de drenaje superficial y sólo en algunas áreas se ha formado una red hidrológica desintegrada no muy bien definida, que desaparece en resumiaderos o cuerpos de agua superficial. El acuífero se explota por medio de múltiples alumbramientos; los tipos de captación son norias, pozos someros y pozos profundos, que se utilizan para diferentes usos, como público urbano, agrícola y de servicios, entre otros (JICA, 2004).



• *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. VII, núm. 4, julio-agosto de 2016, pp. 75-96

del periodo del Eoceno-Paleoceno, ubicado hacia las porciones con mayor altitud del sur-suroccidente; la segunda está compuesta por rocas carbonatadas del periodo del Mioceno-Plioceno, distribuida a largo de la costa (JICA, 2004). De acuerdo con Marín, Perry, Essaid y Steinich (2004), ambas regiones se pueden describir como acuíferos de porosidad triple, donde el flujo del agua subterránea circula a través de la matriz, fracturas y un sistema de cavernas interconectadas con orientación NNO-SSE, casi perpendicular a la costa.

En el subsuelo, el agua sigue diferentes trayectorias de flujo controladas por el desarrollo o

evolución del carst profundo (Velázquez, 1986). La dirección del flujo de agua subterránea se presenta de SO-NE en las zonas de mayor altitud y de O-E hacia la costa (Marín, Perry, Essaid, & Steinich, 2001; Gondwe, Hong, Wdowinski, & Bauer-Gottwein, 2010; Charvet, 2009; JICA, 2004; CNA, 2001, 2007, 2009; Perry, Velazquez-Oliman, & Marin, 2002). La tendencia es en relación con la mayor densidad de fracturamiento de las formaciones geológicas que lo conforman (figura 3), moviéndose de las zonas de mayor precipitación hacia la costa, constituyendo hacia esta zona su área de descarga, alimentando a su

vez al sistema Bacalar-Río Hondo, la bahía de Chetumal y mar Caribe (Velázquez, 1986; CNA, 2007).

Metodología

Los datos fisicoquímicos de la calidad de las aguas subterráneas corresponden a dos periodos de muestreo (años 2002 y 2012) realizados durante la temporada de lluvias. La información del periodo 2002 forma parte del estudio de Aguas Subterráneas Serie II, realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía

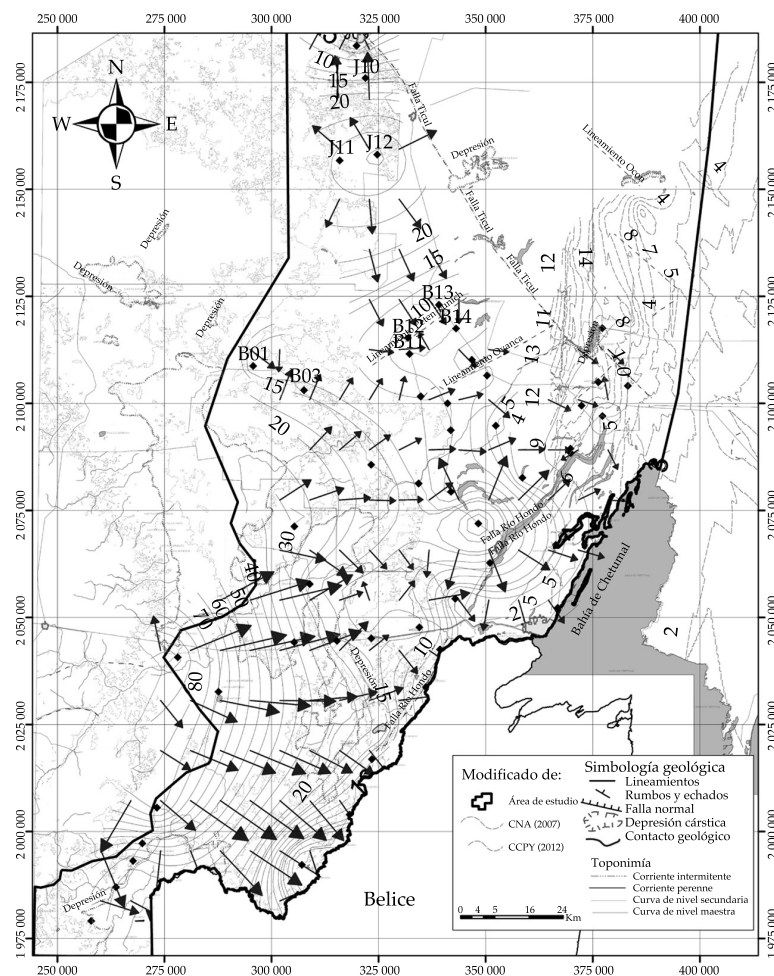


Figura 3. Mapa de flujo de agua subterránea a escala regional modificado de Sánchez-Sánchez, Álvarez-Legorreta, Pacheco-Ávila, González-Herrera y Carrillo-Bibriezca (2015). Las flechas indican las direcciones de flujo de agua subterránea según la referencia respectiva. El contorno en negro representa el área de estudio. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

(INEGI, 2002), del cual se obtuvieron 103 datos fisicoquímicos cubriendo la región de estudio. La información del periodo 2012 fue obtenida a partir un muestreo realizado por CAPA (2012b), cubriendo un total de 120 datos fisicoquímicos.

Según los informes de INEGI (2002) y CAPA (2012b), todas las muestras fueron colectadas de pozos de abastecimiento uniformemente distribuidos en el área de estudio. Todos los sitios contaban con su ubicación geográfica (coordenadas X, Y), obtenidas a partir del Sistema de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés) y representadas en el Sistema de Coordenadas Métricas UTM (del inglés, Universal Transverse Mercator). Además, estos informes mencionan que todas las mediciones de temperatura (°C), pH y conductividad eléctrica (CE) se verificaron en campo, usando un Hydrolab Quanta G, y los análisis químicos se determinaron en laboratorios certificados empleando las técnicas analíticas que establecen las Normas Oficiales Mexicanas (cuadro 1). Las muestras analizadas en el laboratorio para sus constituyentes químicos se determinaron de la siguiente manera: alcalinidad total y alcalinidad a la fenolftaleína por titulación con ácido sulfúrico 0.02N (NMX-AA-36-2001), dureza total y dureza de calcio por titulación con EDTA (NMX-AA-072-SCFI-2001), cloruros por titulación con nitrato de plata (NMX-AA-073-SCFI-2001), sólidos disueltos totales por el método gravimétrico (NMX-AA-034-SCFI-2001), nitratos por el método de reducción con cadmio cuperizado (NOM-AA-079-SCFI-2001), sulfatos por el mé-

todo turbidimétrico (NMX-AA-074-SCFI-1981), sodio por el método potenciométrico (ion selectivo).

Índices de calidad del agua (ICA)

El índice de calidad del agua fue desarrollado por Brown *et al.* (1970) y mejorado por Deininger (Scottish Development Department, 1975). El ICA se define como una técnica de clasificación que engloba la influencia compuesta de cierto grupo de parámetros de calidad del agua en un solo valor general (Aly *et al.*, 2014). El método ICA ha sido utilizado debido a su capacidad de expresar de forma integral la información de la calidad del agua subterránea de alguna región determinada (Sadat-Noori, Ebrahimi, & Liaghat, 2014).

El ICA fue calculado con el fin evaluar la calidad del agua subterránea de la región de estudio de acuerdo con los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994). Se utilizaron siete parámetros químicos de calidad de agua (pH, SDT, dureza total, Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^-) y el cálculo consistió de tres etapas. En la primera, a cada uno de los siete parámetros se les asignó una ponderación (w_i) acorde con su importancia relativa en la calidad del agua para consumo humano, así como de las condiciones geohidrológicas de la región de estudio (zona cárstica). La ponderación máxima fue de cinco y se asignó a sólidos totales disueltos y nitratos, en función de los efectos adversos en la salud humana

Cuadro 1. Técnicas analíticas según las Normas Oficiales Mexicanas.

Parámetro	Método	Norma oficial mexicana
Alcalinidad total y alcalinidad a la fenolftaleína	Titulación con ácido sulfúrico 0.02N	NMX-AA-36-2001
Dureza total y dureza de calcio	Titulación con EDTA	NMX-AA-072-SCFI-2001
Cloruros	Titulación con nitrato de plata	NMX-AA-073-SCFI-2001
Sólidos totales disueltos	Método gravimétrico	NMX-AA-034-SCFI-2001
Nitratos	Método de reducción con cadmio cuperizado	NOM-AA-079-SCFI-2001
Sulfatos	Método turbidimétrico	NMX-AA-074-SCFI-1981
Sodio	Espectrofotómetro de absorción atómica	NMX-AA-051-1981

(Camargo & Alonso, 2007; Pacheco, Cabrera, & Pérez, 2004). A los iones sodio y cloruro se les asignó una ponderación de cuatro, ya que son indicativos de mezcla con agua marina (intrusión salina) en zonas costeras. La ponderación de tres fue asignado a la dureza total y al ion sulfato; al pH se le asignó la ponderación mínima de uno debido a su variación mínima.

En la segunda etapa se determinó el peso relativo (W_i) de cada parámetro de acuerdo con la ecuación del método del peso aritmético (Brown et al., 1970; Horton, 1965):

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=0}^n w_i} \quad (1)$$

Donde W_i es la ponderación relativa, w_i es el peso de cada parámetro y n es el número de parámetros.

En la tercera etapa se estableció una escala de valoración de la calidad para cada parámetro (q_i). Para esto, se dividió la concentración resultante de cada muestra de agua analizada por su respectivo límite máximo permisible de acuerdo con NOM-127-SSA1-1994 y el resultado fue multiplicado por 100:

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad (2)$$

Donde q_i es la calificación de la calidad, C_i es la concentración de cada parámetro químico en

cada muestra de agua en mg/l y S_i es el valor estándar de agua potable en mg/l (cuadro 2).

Finalmente, para calcular el ICA se determinó el SLi usando la ecuación (3):

$$SLi = (W_i)(q_i) \quad (3)$$

Donde SLi es el subíndice de cada parámetro y q_i es la calificación de la calidad:

$$ICA = \sum SLi \quad (4)$$

Donde ICA es el índice de calidad del agua y SLi es el subíndice de cada parámetro.

El resultado final son valores clasificados en cinco categorías de calidad del agua: excelente (< 50); buena (de 50 a < 100); pobre (de 100 a < 200); muy pobre (200-300), y no apta para consumo humano (> 300).

Se realizó un análisis estadístico descriptivo para comparar los valores de las medias, desviaciones estándar y varianza de cada parámetro (cuadro 3). Para determinar si existe diferencia en la calidad del agua entre las muestras de agua correspondientes a los años 2002 y 2012, se hizo la prueba de Kolmogorov-Smirnov debido a que los valores no se ajustaron a una distribución normal. Dichos análisis estadísticos se efectuaron a través del programa estadístico *Statgraphics Centurion*, v. XV.

Cuadro 2. Pesos relativos de los parámetros considerados para el cálculo del índice de calidad de agua subterránea según su importancia para la salud humana.

Parámetros	Unidad	Límite máximo permisible México NOM-127-SSA1-1993		Ponderación (w_i)	Ponderación relativo W_i
pH	Rango pH	6.5	8.5	1	0.04
SDT	mg/l		1 000	5	0.20
Dureza total	mg/l		500	3	0.12
NO ₃ ⁻	mg/l		10	5	0.20
Cl ⁻	mg/l		250	4	0.16
SO ₄ ⁼	mg/l		400	3	0.12
Na ⁺	mg/l		200	4	0.16
Total				25	1.00

Cuadro 3. Estadística descriptiva del agua subterránea durante la temporada de lluvias de 2002.

Parámetro	Unidad	Número de muestras	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Coefficiente de variación (%)	Sesgo
pH		103	7.15	8.23	7.63	0.21	2.81	0.32
T	°C	103	25.1	31.3	27.25	1.04	3.80	1.25
SDT	mg/l	103	228.2	2 877	847.15	448.51	52.94	2.2
Dureza total	mg/l como CaCO ₃	103	140.61	2 304.84	693.49	381.03	54.94	1.64
Na ⁺	mg/l	103	13.79	531.07	89.83	84.64	94.22	2.98
Cl ⁻	mg/l	103	17.37	911.07	139.2	144.76	103.99	3.47
SO ₄ ⁼	mg/l	103	4.32	1 845.79	326.31	385.52	118.15	1.82
NO ₃ ⁻	mg/l	103	0.062	8.8	1.6827	1.92	114.09	1.95

Uso de los sistemas de información geográfica (SIG)

En este estudio, la modelación de los patrones de distribución espacial de cada parámetro de calidad del agua se desarrolló con base en técnicas geoestadísticas, usando la interpolación Kriging. A través de estas técnicas se pueden estimar los valores espaciales en aquellos sitios no muestreados o en el que no se ha hecho algún tipo de medición. El método Kriging se sustenta sobre modelos estadísticos que incluyen la autocorrelación y generación de superficies de predicción con elevado grado de certeza (Goovaerts, 1997). Kriging comprende tres etapas: análisis estadístico-exploratorio de los datos, modelo del variograma (ajuste teórico) y creación de la superficie de predicción (García, 2004). Su ecuación general es la siguiente:

$$\hat{Z}(0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(X_i) \quad (5)$$

Donde $\hat{Z}(0)$ es la predicción de la variable de interés, Z , en el punto X_0 ; $Z(X_i)$ es el valor observado en el punto (base) X_i con $i = 1, 2, \dots, N$, y λ_i es un coeficiente de ponderación con $i = 1, 2, \dots, N$. Estas ponderaciones se estiman considerando la correlación espacial y configuración de observaciones a través de los modelos del variograma

equiparados a los variogramas experimentales (Castiglioni, Castellarin, & Montanari, 2009).

Se elaboraron los mapas de distribución espacial de cinco variables hidrogeoquímicas (dureza total, Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻). Los mapas se crearon utilizando el programa *ArcGIS 10.3*. El ajuste teórico del variograma se realizó a través del programa *GS plus*, versión 9.

Resultados y discusiones

Análisis estadístico descriptivo

El resumen estadístico de la composición química de las muestras del agua subterránea para los años 2002 y 2012 se tiene en los cuadros 3 y 4. Las muestras de agua subterránea presentaron valores de pH de 6.71 a 8.23, indicando que el agua fue moderadamente alcalina para los periodos estudiados. No obstante, ninguna de las muestras analizadas estuvo fuera de los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994.

Los STD para el periodo 2002 variaron entre 228.2 y 2 877.0 mg/l, con una media y desviación estándar de 847.15 ± 448.51 mg/l. Para el periodo 2012, el contenido de STD varió entre 288.6 y 7 466.85 mg/l, con una media de 1 182.04 ± 880.26 mg/l (figura 4a). Además de exhibir una gran dispersión, se observó para el periodo

Cuadro 4. Estadística descriptiva del agua subterránea durante la temporada de lluvias de 2012

Parámetro	Unidad	Núm. muestras	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Coefficiente de variación (%)	Sesgo
pH		120	6.71	8	7.18	0.22	3.13	0.68
T	°C	120	21.0	32	27.64	1.3	4.70	-1.09
SDT	mg/l	120	288.6	7 466.85	1 182	880.26	74.47	4.1
Dureza total	mg/l como CaCO ₃	120	122.5	2 160	658.02	380.72	57.86	1.19
Na ⁺	mg/l	120	1.0	1 060	106.44	125.92	118.31	4.54
Cl ⁻	mg/l	120	14.0	1 578	148.65	188.65	126.91	5.18
SO ₄ ⁼	mg/l	120	0.01	2 000	334.15	393.02	117.62	2.05
NO ₃ ⁻	mg/l	120	0.002	9.36	1.47	1.98	139.74	2.14

2002, que más de 22% de las muestras rebasó el límite máximo permisible establecido en la NOM-127-SSA1-1994 (1 000 mg/l), mientras que para 2012, más de 42% de las muestras excedió dicho límite (figura 4b). En general, las menores concentraciones de SDT se localizaron en la planicie interna del área de estudio, con valores entre 500 y 1 000 mg/l, incrementándose gradualmente hacia las costas hasta alcanzar concentraciones mayores a 2 800 mg/l para 2002 y mayores a 7 400 mg/l para 2012 (figura 4b). La magnitud y diferencia de los valores encontrados demuestran el efecto de salinización que da origen a aguas de mala calidad en algunas regiones del área de estudio, en especial en la zona norte. Esto coincide con lo reportado por CCPY (2012), en el que reportan que la gran dispersión del contenido de STD entre la porción norte y sur del área de estudio sugiere que el emplazamiento de las aguas subterráneas se da en materiales litológicamente diferentes, unos más solubles que otros; sin embargo, hacia la porción noreste, la menor variación indica la presencia de materiales muy solubles.

La temperatura (T °C) no presentó mayores cambios en ambos años, teniendo valores medios alrededor de 27 °C, con una desviación estándar de ± 1 aproximadamente. El orden de abundancia de los aniones ($\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$) fue similar para ambos años. La amplitud encontrada en los valores máximos y mínimos

de los cationes y aniones revela heterogeneidad espacial del medio acuífero debido al cambio dinámico entre los diferentes procesos hidrogeoquímicos presentes en el área de estudio, como la disolución de minerales de rocas carbonatadas, dolomías y evaporitas, y la mezcla de agua dulce-marina.

Análisis geoestadístico

La prueba Kolmogorov-Smirnov (K-S) indicó que los valores de dureza total, Na⁺, Cl⁻ y SO₄²⁻ no presentaron diferencias estadísticamente significativas para ambos periodos, por lo que se agruparon para formar un solo conjunto de datos. Por el contrario, los valores de NO₃⁻ exhibieron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$). Se obtuvo la media aritmética para aquellos valores que coincidieron en un mismo sitio en ambos periodos.

A partir de los resultados de la prueba de K-S se construyeron los variogramas omnidireccionales para cada variable química con ajuste a un modelo teórico isotrópico (cuadro 5). En ningún caso se consideró la existencia de anisotropía debido al número de datos disponibles.

Los modelos teóricos a los que se ajustaron los semivariogramas experimentales fueron el modelo esférico, modelo exponencial y modelo gaussiano. De éstos, el parámetro con mejor coeficiente de determinación (R^2) fue el ion

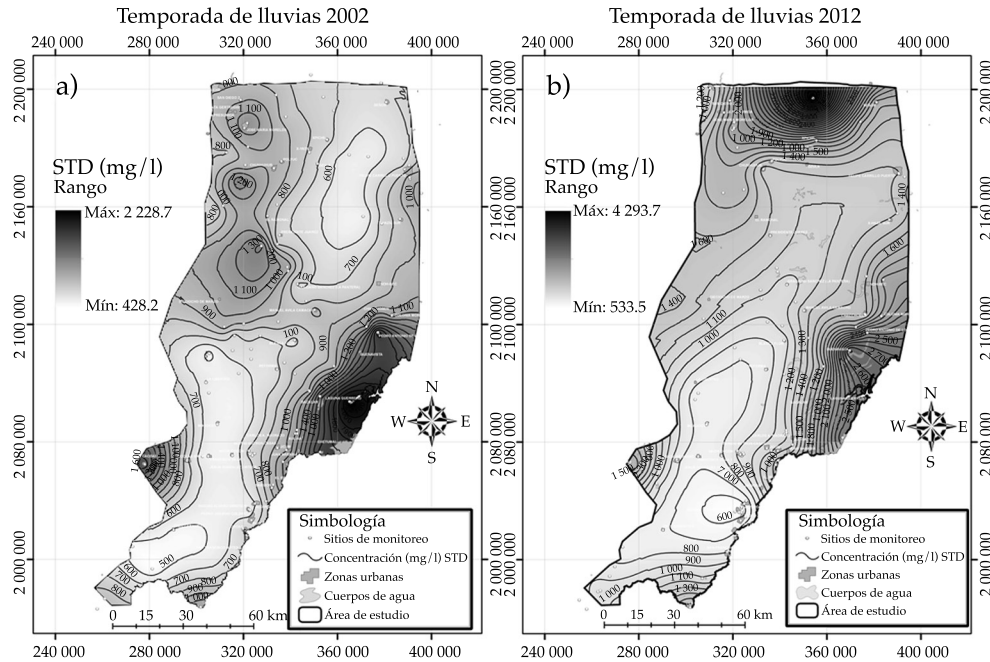


Figura 4. Concentraciones de sólidos totales disueltos (a) 2002 y (b) 2012 en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q) .

Cuadro 5. Modelo teórico de variograma con mejor ajuste para los parámetros hidroquímicos.

Parámetro	Modelo		Pepita		Meseta		Rango		R ²	
	2002	2012	2002	2012	2002	2012	2002	2012	2002	2012
NO ₃	Exponencial	Exponencial	0.19	0.88	1.63	4.07	20 700	31 200	0.67	0.69
Dureza total	Esférico		0.07		0.27		53 600		0.84	
Cl	Gaussiano		0.24		0.63		79 155		0.89	
SO ₄	Exponencial		0.33		0.61		24 300		0.72	
Na	Esférico		0.29		0.86		77 500		0.81	

cloruro con 89%, mientras que el ion NO₃⁻ del periodo 2002 fue el que menor coeficiente de determinación mostró con 67%. Se utilizó el método de interpolación Kriging ordinario, para la elaboración de los mapas de distribución espacial para cada variable química.

Mapas de distribución nitratos

La presencia de nitratos en el agua subterránea puede tener diversos orígenes relacionados con actividades humanas, como la agricultura;

disposición de los desechos de humanos y de animales; infiltración de aguas residuales sin tratamiento, y en pequeña proporción la precipitación (Pacheco *et al.*, 2004; Price, 2003). En contraste con el ion amonio, el nitrato puede moverse con libertad a través del acuífero, por lo que difícilmente precipita (Hounslow, 1995). Diversos estudios acerca de la contaminación por nitratos en aguas subterráneas han mostrado que por lo general existe una relación inversa entre las concentraciones de nitratos y profundidad por debajo del nivel freático (Free-

ze & Cherry, 1979; Ritter & Chirnside, 1984). Pacheco (1985) reportó para una región rural al norte del estado de Yucatán que la tendencia de las concentraciones de este contaminante en el agua subterránea es de naturaleza estacional, con las mayores concentraciones asociadas con los centros poblacionales.

Las figuras 5a y 5b muestran que existió una diferencia en la distribución espacial de NO_3^- para los periodos 2002 y 2012, como resultado posible de las actividades agrícolas, por lo que sus cantidades pueden variar de una temporada a otra o de un año a otro (Velasco, 2012). Todos los valores de NO_3^- del periodo 2002 y 2012 se encontraron por debajo del límite máximo permisible (10 mg/l) establecido en la NOM-127-SSA1-1994.

Es importante señalar que cuando el nitrato está en concentraciones de 10 mg/l o superiores, el agua es indeseable para consumo humano debido al posible efecto tóxico que puede tener sobre los niños (cianosis) (Hernández, 2008; Mora & Alfaro, 1999; Pacheco & Cabrera, 2003).

Dureza total

La dureza total representa la suma de las durezas individuales debidas a los iones de calcio, magnesio, y es expresado como mg/l de CaCO_3 (Appelo & Postma, 1996; Manahan, 1991). Las aguas duras son por lo general incrustantes, mientras que las blandas suelen ser agresivas (Lillo, 2007). Dependiendo de varios aspectos, como pH del agua y concentración de carbonatos de calcio y magnesio, pueden producir procesos de corrosión o incrustación en las tuberías utilizadas para el abastecimiento de aguas domésticas (Mora & Alfaro, 1999).

Los valores de dureza total de las aguas subterráneas en el área de estudio variaron entre 122.5 y 2 304.84 mg/l como CaCO_3 . Los valores obtenidos se agruparon en tres categorías: las dos primeras cumplen con lo establecido en la NOM-127-SSA1-1994 (< 500 mg/l) y la tercera presentó valores que excedieron dicho límite (figura 6).

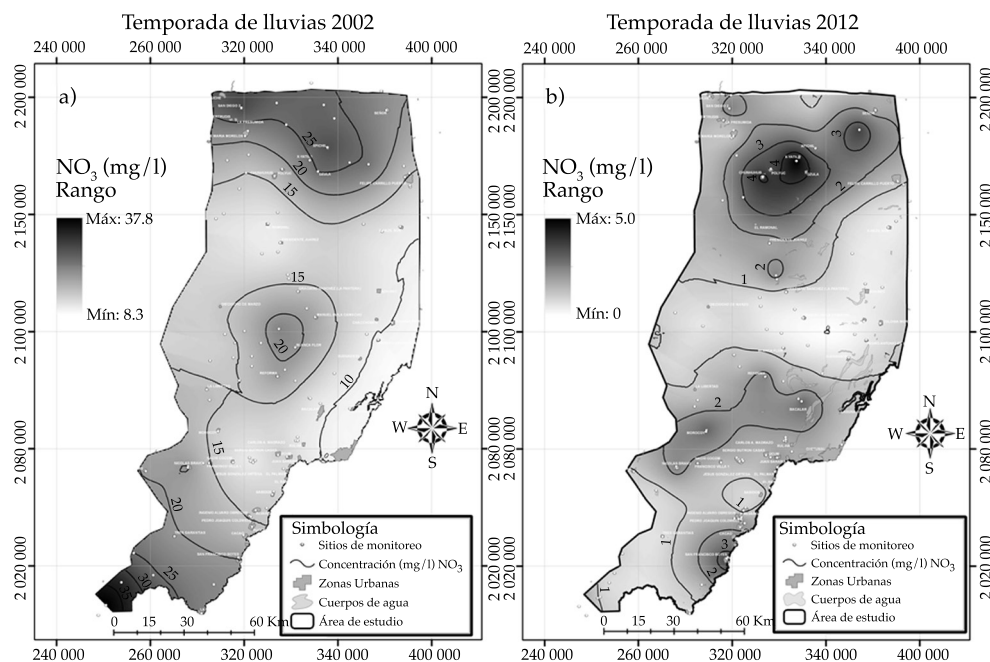


Figura 5. Concentraciones de nitratos (a) 2002 y b) 2012 en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

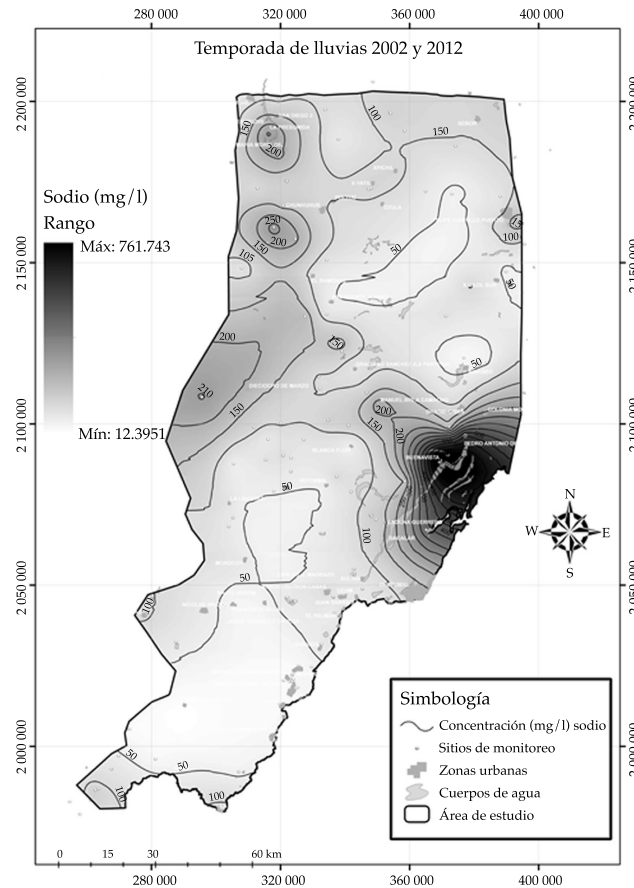


Figura 6. Concentración de dureza total en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

En el área de estudio, 60% de las muestras rebasó la norma, siendo el valor máximo encontrado de 2 304.84 mg/l como CaCO_3 . Con base en la clasificación de Custodio y Llamas (1976), el agua subterránea del área de estudio se clasificó como de dura a muy dura, lo que pudiera explicarse por la presencia de minerales disueltos, como carbonatos (CaCO_3), dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) y anhidrita (CaSO_4), característicos del sistema cárstico de la península de Yucatán (CCPY, 2012; Pacheco *et al.*, 2004).

Es importante señalar que el problema que afronta la población al utilizar aguas muy duras no sólo radica en una mala cocción de los alimentos, o en la generación de sarro e incrustaciones en los utensilios de cocina, y en la poca

disolución del jabón, sino además predispone a los pobladores a padecer ciertas enfermedades. Por ejemplo, en el estado de Yucatán, Medina, Zaidi, Real y Orozco (2002) reportaron que el antecedente familiar y la dureza extrema (≥ 400 mg/l de CaCO_3) del agua empleada para consumo humano son factores que predisponen el desarrollo de la enfermedad de urolitiasis, la cual se incrementa de forma notable con la edad.

Sodio

El sodio no se encuentra libre en la naturaleza, la fuente común de los niveles de sodio en el agua subterránea se debe, en algunos casos, a la presencia de rocas evaporitas, al efecto de la

intrusión marina, o bien a la inadecuada disposición de desechos de humanos y animales (Basavaraddi, Kouser, & Puttaiah, 2012; Lillo, 2007; Pacheco *et al.*, 2004). Los valores de las concentraciones del sodio de las aguas subterráneas en el área de estudio oscilaron entre 1.0 y 1 060 mg/l. Con base en el límite máximo permisible de 200 mg/l, establecido en la NOM-127-SSA1-1994, se estimó que 9.8% de los aprovechamientos rebasó la norma (figura 7).

Con el fin de identificar los procesos geoquímicos que originan la presencia del sodio en el agua subterránea del área de estudio, se elaboró un diagrama con la relación Na^+/Cl^- en mEq/l

(figura 8). De manera general, se observó que las aguas subterráneas del área de estudio se encontraban ligeramente enriquecidas en sodio. Además, la mayoría de las muestras estaba por debajo de 10 y 15 mEq/l para Cl^- y Na^+ , respectivamente.

Algunos estudios de toxicidad del sodio en las aguas subterráneas y su efecto adverso en la salud humana revelan que la ingestión de sodio en altas concentraciones puede causar hipertensión, falla del corazón, enfermedades renales, cirrosis hepática, toxemias del embarazo, enfermedad de Menier (afección del oído interno que causa vértigo), e hipernatremia (elevado

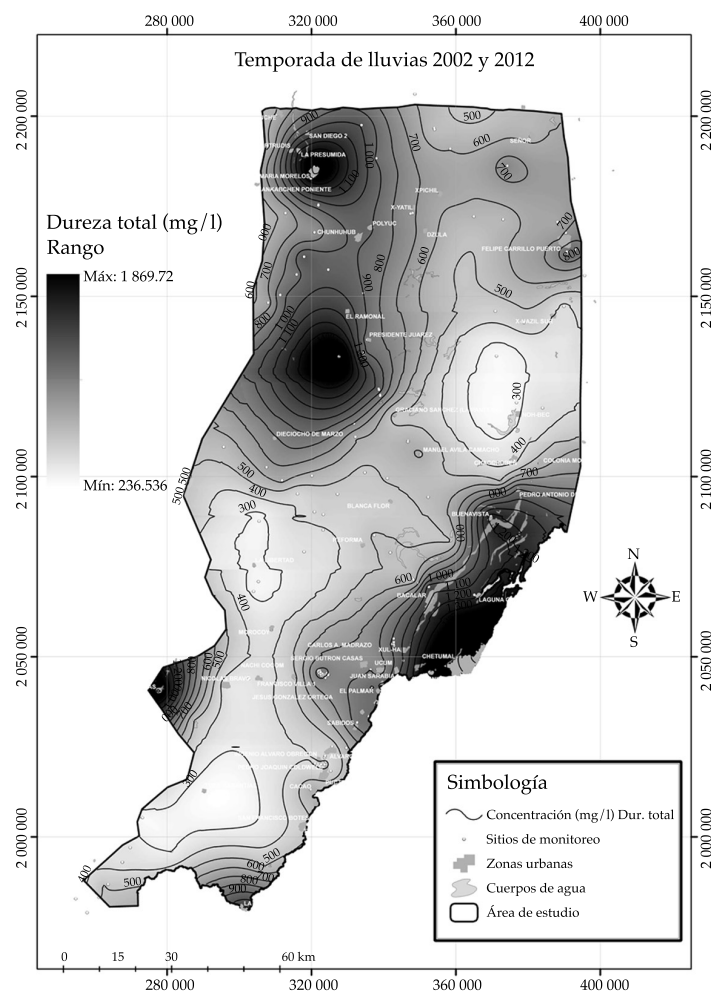


Figura 7. Concentración de sodio en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

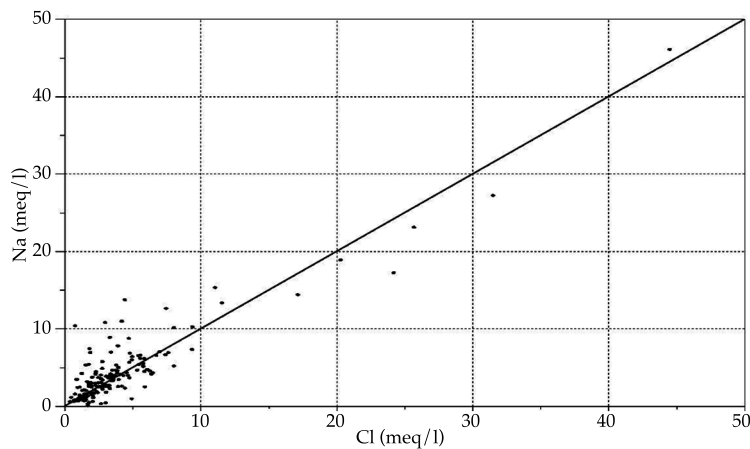


Figura 8. Relación del Na⁺ y Cl⁻. Los puntos representan las muestras.

nivel de sodio en la sangre) en los niños (Catalán, 1981). Asimismo, como cloruro de sodio puede causar náuseas, vómitos, inflamación del tracto gastrointestinal, conmutación muscular, convulsiones e incluso la muerte (Basavaraddi et al., 2012).

Cloruros

La mayor parte del cloruro que se encuentra en las aguas subterráneas suele proceder de cuatro fuentes naturales: 1) agua marina de sedimentación atrapada en el interior de sedimentos; 2) disolución de la sal común y minerales afines que existen en formaciones de evaporitas; 3) concentración por evaporación de los cloruros existentes en agua de lluvia, y 4) disolución de las partículas de material sólido existentes en la atmósfera (Davis & De-Wiest, 1971). De forma antropogénica, el aumento de cloruros puede ser motivado por ciertos desechos industriales, aguas residuales domésticas, retornos de aguas de riego o bien residuos de actividades en zonas pecuarias (Catalán, 1981; CCPY, 2012). El ion cloruro no forma sales de baja solubilidad, no se oxida ni se reduce en aguas naturales, tampoco es adsorbido de modo significativo ni entra a formar parte de procesos bioquímicos, por lo que se puede considerar como una propiedad

conservativa del agua, resultando en un buen trazador (Manahan, 1991).

La distribución espacial de los cloruros en el agua subterránea del área de estudio (figura 9) mostró un rango de concentraciones de 14.0 a 1 578 mg/l. El 9.9% de las muestras excedió los 250 mg/l, límite establecido en la NOM-127-SSA1-1994. Estos valores se ubican geográficamente hacia las porciones noreste y noroeste de la región de estudio. Esta distribución puede estar asociada con la influencia de aguas marinas, aunque no se descartan la relación con aguas derivadas de retornos de riego o aguas residuales derivadas de asentamientos humanos.

Sulfatos

El origen de los sulfatos está asociado principalmente con la disolución de sales sulfatadas de yeso y anhidrita (Hounslow, 1995; Lillo, 2007). El sulfato está sujeto a procesos de reducción, en especial en presencia de bacterias y materia orgánica; además, posee la capacidad de asociarse con facilidad con otros iones (Hem, 1986). En ambientes reductores ($\text{pH} < 7$), la forma reducida estable es el ácido sulfhídrico (H_2S), mientras que en soluciones alcalinas predomina el ácido sulfúrico (HS^-) (Lillo, 2007).

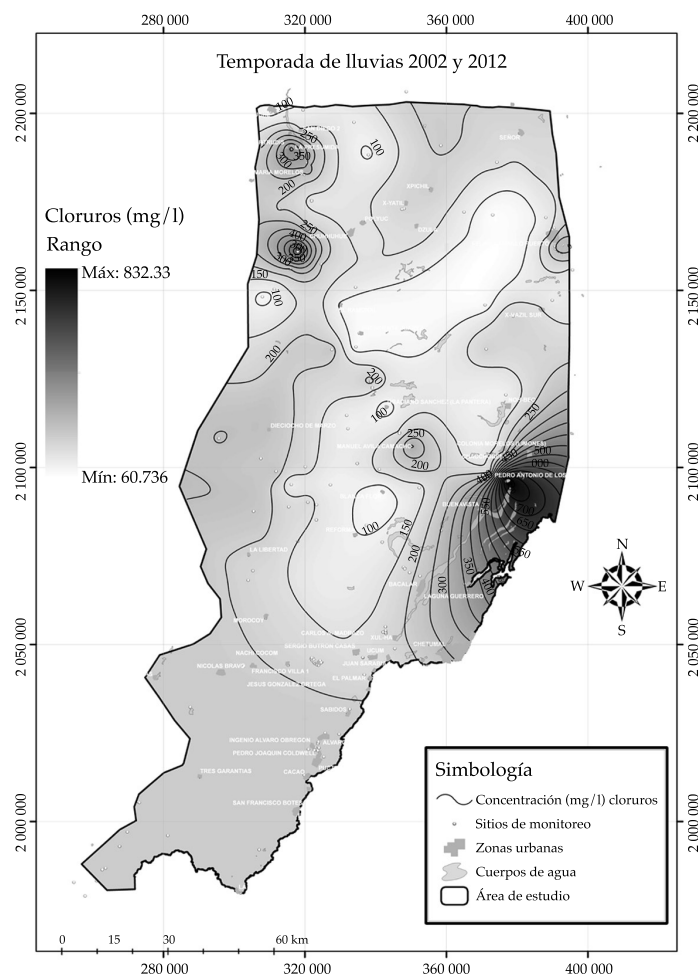


Figura 9. Concentración de cloruros en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

La concentración del ion sulfato en las aguas de bebida ha sido motivo de atención debido a su acción catártica, habiéndose encontrado un efecto laxante de las aguas que contienen más de 750 mg/l (Cabrera 1986; Catalán, 1981). En la península de Yucatán, los sulfatos son uno de los principales iones que se encuentran en las aguas subterráneas y además difícilmente alcanzan la saturación debido a que su producto de solubilidad es muy alto (CCPY, 2012).

En el área de estudio, los valores del ion sulfato se encontraron en el rango de 0.01 a 2 000 mg/l. Dentro de este rango, 27.8% de los aprovechamientos rebasó el límite de 400 mg/l que

establece la NOM-127-SSA1-1994. La figura 10 muestra que la zona suroeste y la franja central del área de estudio son las que presentaron menores concentraciones de sulfatos; sin embargo, existen áreas dentro de estas zonas con concentraciones superiores a la establecida en la NOM. No obstante, estas últimas presentan de forma sorprendente concentraciones bajas en cloruros; ello sugiere que sus características provienen en específico de la disolución de evaporitas (yesos/anhidritas) y no de la mezcla con agua de mar. Por otra parte, se observó un incremento gradual hacia las zonas noreste y noroeste, donde se llegaron a alcanzar concentraciones de hasta

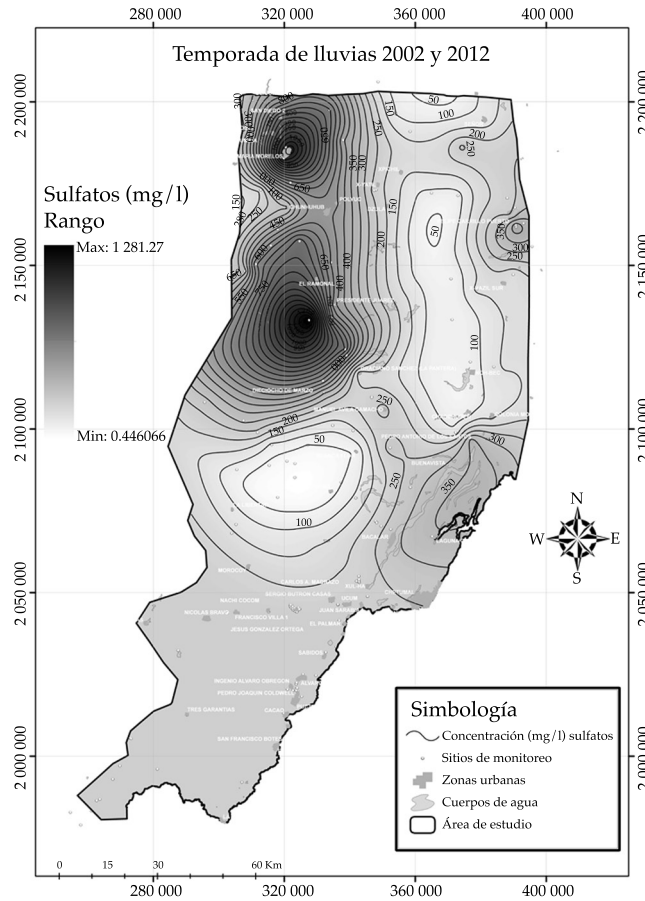


Figura 10. Concentración de sulfatos en el agua subterránea de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

2 000 mg/l de sulfatos. Este incremento puede estar asociado con tres factores: 1) la presencia de rocas evaporitas (yesos y anhidritas), lo que genera un incremento sustancial en la salinidad del agua subterránea (Perry, Velazquez-Oliman, & Wagner, 2011); 2) la descarga de las aguas de las zonas acuíferas de las porciones altas, y 3) la presencia de aguas marinas.

Índice de calidad del agua subterránea

Para los dos periodos analizados, se encontró una gran variación en los índices de calidad del agua. Respecto a 2002, el índice más bajo fue de 14 y el máximo de 174 (figura 11a). El valor medio del ICA es de 53 y la mediana de

47, lo que indica que para este periodo aproximadamente la mitad de los pozos se encontró en la categoría de “excelente”. De los aprovechamientos muestreados, 58% se ubicó en la categoría de “excelente”; 36%, en la categoría “buena”, y el 6% en la categoría “media”. En cuanto a 2012, el índice más bajo encontrado fue de 18 y el máximo de 372 (figura 11b). El valor medio del ICA es de 74 y la mediana de 69. Estos valores permitieron constatar una degradación en la calidad del agua, pues la mitad de los pozos se clasificó en las categorías “excelente” y “buena”. De los aprovechamientos muestreados, 34% se ubicó en la categoría de “excelente”; 48%, en la categoría “buena”; 15%, en la categoría “media”; 2% en la categoría

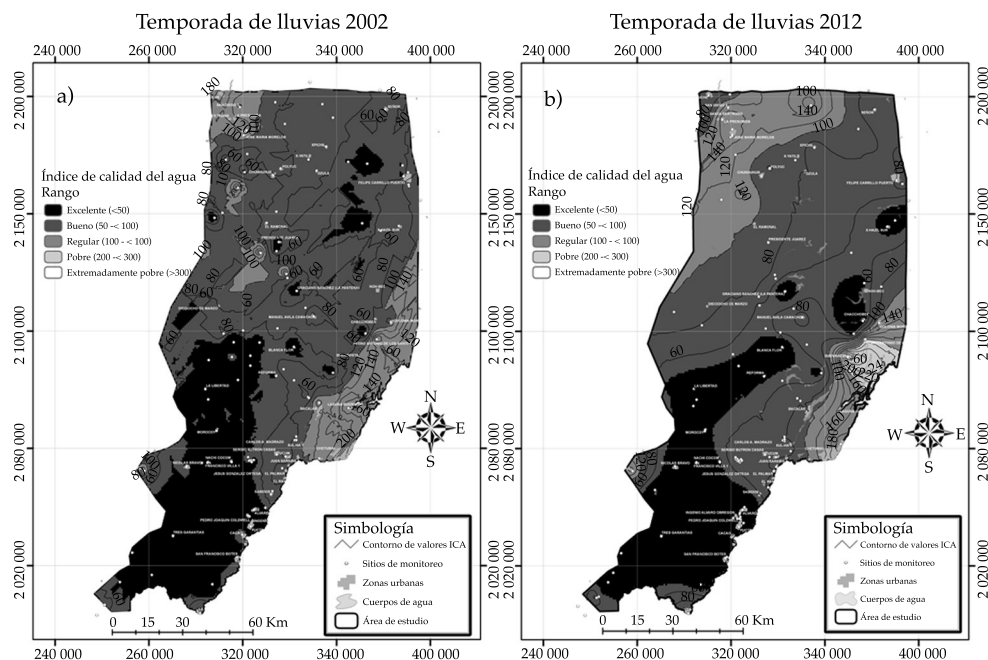


Figura 11. Índice de calidad del agua (a) 2002 y (b) 2012 de la zona de estudio. Los puntos representan los sitios monitoreados. El sistema de coordenadas se muestra en Universal Transversa de Mercator (UTM). El Datum en WGS84 Zona 16 Norte (Q).

“pobre”, y 1% en la categoría “extremadamente pobre”. Estas dos últimas categorías se ubicaron geográficamente en la porción central este del área de estudio. Tal distribución puede estar asociada con el crecimiento poblacional de las dos comunidades que se localizan en esa región, ya que pasó de 870 habitantes en el año 2000 a 1 500 en 2010 (INEGI, 2014). Este crecimiento dio origen a la generación de más aguas residuales domésticas. Otra causa de dicha distribución es el uso de agroquímicos en actividades agrícolas (producción de piña) que se desarrollan en estas entidades. Respecto a los procesos hidrogeoquímicos que pudieran complementar el elevado ICA encontrado, los valores concuerdan con lo reportado por CCPY (2012), en el que se identificaron elevadas concentraciones de sólidos disueltos totales, sulfatos y cloruros en el pozo de abastecimiento de una localidad de esa región, con la posible influencia de aguas marinas, y la asociación con aguas derivadas de retornos de riego y aguas residuales.

De manera general, el mapa de distribución del ICA mostró un patrón espacial cualitativamente similar para ambos periodos. La calidad del agua subterránea disminuye desde el suroeste hacia el norte, exceptuando la parte sur suroeste, así como algunas zonas de la parte noroeste del área de estudio, en donde se encontró la zona más segura en términos de calidad de agua para consumo humano. En estas regiones, casi todos los valores del ICA se encontraron en la categoría de “excelente”. La disminución de la calidad se asocia de manera directa con el aumento gradual en las concentraciones de sulfatos, dureza total, cloruros y sodio.

Conclusiones

Los constituyentes químicos que mostraron concentraciones que excedieron el límite permisible de la NOM-127-SSA1-1994 fueron sólidos totales disueltos (22% en 2002 y 42% en 2012), sodio (9.8%), cloruros (9.9%) y dureza total (60%).

El uso de los sistemas de información geográfica en la elaboración de los mapas de distribución espacial de las concentraciones permitió observar que las menores concentraciones para los sólidos totales disueltos, cloruros, dureza total y sodio se localizaron en la planicie interna sur del área de estudio, incrementándose sus concentraciones gradualmente hacia la zona noroeste. El mapa de las concentraciones de nitratos mostró una diferencia en la distribución espacial para los periodos 2002 y 2012.

El ICA permitió demostrar que la calidad química del agua subterránea con fines de abastecimiento es aceptable para la mayoría de los sitios estudiados. No obstante, el análisis comparativo de los periodos 2002 y 2012 indica de manera general una degradación en la calidad del agua subterránea con los máximos valores del ICA ubicados hacia la parte noreste del área de estudio, que corresponde con zonas que presentaron un crecimiento de la población y de zonas agrícolas.

Este estudio demuestra con claridad que el uso de métodos como el valor ICA podría ser de gran utilidad para evaluar la calidad de las aguas subterráneas en sistemas cársticos, proporcionando valiosas herramientas a los tomadores de decisiones, a fin de comprender de forma integral el estado de la calidad del agua subterránea y tener la oportunidad de tomar decisiones adecuadas para un mejor uso en el futuro.

Por último, este estudio demuestra la necesidad de identificar zonas alternas para abastecer agua en aquellas poblaciones donde se reportan los valores más altos del ICA, pues sin duda se están suministrando aguas que sobrepasan los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-1994.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada para la realización de los estudios de doctorado del primer autor en El Colegio de la Frontera Sur. Al arquitecto Humberto Vidal Russi y al ingeniero Marco Jiménez García por su valioso apoyo y atinadas sugerencias en la revisión de este artículo. Los recursos para esta investi-

gación fueron proporcionados por el Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán, a través de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Estado de Quintana Roo, mediante el contrato CAPA-CCPY-SE-001/2012.

Referencias

- Alcocer, J., Lugo, A., Sánchez, M., & Escobar, E. (1999). *Contaminación del agua subterránea en la Península de Yucatán, México: Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente* (pp. 42-50). México, DF: Unidad de Investigación Interdisciplinaria en Ciencias de la Salud y la Educación (UIICSE).
- Aly, A. A., Al-Omran, A., & Alharby, M. (2014). The Water Quality Index and Hydrochemical Characterization of Groundwater Resources in Hafar Albatin, Saudi Arabia. *Arab. J. Geosci.* Doi: 10.1007/s12517-014-1463-2.
- Appelo, A. J., & Postma, D. (1996). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Rotterdam, Netherlands: A. A. Balkema.
- Avvannavar, S. M., & Shrihari, S. (2008). Evaluation of Water Quality Index for Drinking Purposes for River Netravathi, Mangalore, South India. *Environ. Monit. Assess.*, 143(1-3):279-290.
- Backman, B., Bodis, D., Lahermo, P., Rapant, S., & Tarvainen, T. (1998). Application of a Groundwater Contamination Index in Finland and Slovakia. *Environ. Geol.*, 36:55-64.
- Basavaraddi, S., Kouser, H., & Puttaiah, E. (2012). Sodium toxicity in Ground Water and its Hazardous Effect on Life –A Study in Tiptur Town and its Surrounding Areas. *Glo. Adv. Res. J. Microbiol.*, 1(9), 149-154.
- Beddows, P., Smart, P., Whitaker, F., & Smith, S. (2002). Density Stratified Groundwater Circulation on the Caribbean Coast of Yucatan Peninsula, Mexico. (212 pp.) In: *Karst Waters Institute Special Publication 7: Hydrogeology and Biology of Post-Paleozoic Carbonate Aquifers*. Martin, J., Wicks, C., & Sasowsky, I., (eds.). Special Publication 7. Leesburg, USA: Karst Waters Institute.
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). A Water Quality Index: Do We Dare? *Water Sewage Works*, 117, 339-343.
- Camargo, J., & 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), 98-110.
- Castiglioni, S., Castellarin, A., & Montanari, A. (2009). Prediction of Low-Flow Indices in Ungauged Basin through Physiographical Space-Based Interpolation. *J. Hydrol.*, 378, 272-280.
- Cabrera, A., (1986). *Hidrogeoquímica del agua subterránea en acuíferos cársticos. Un caso de estudio*. Tesis de maestría. Mérida, México: Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería.

- Catalán, L. (1981). *Química del agua*. Madrid: Fuenlabrada.
- CAPA (2012a). *Estudio geohidrológico y geofísico por resistividad eléctrica, para la evaluación del subsuelo con la finalidad de obtener un diagnóstico del problema de la calidad química del agua en la zona de pozos de Jesús González Ortega, municipio de Othón P. Blanco; Estado de Quintana Roo. Informe final*. Chetumal, México: Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Estado de Quintana Roo.
- CAPA (2012b). *Estudio de monitoreo en varias localidades del estado de Quintana Roo. Coordinación de Planeación. Informe final*. Chetumal, México: Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Estado de Quintana Roo. Quintana Roo.
- Charvet, G. (2009). *Exploration, Modeling and Management of Groundwater Resources in Northern Quintana Roo, Mexico*. Tesis de maestría. Lyngby, Dinamarca: Universidad Técnica de Dinamarca.
- CNA (1997). *Diagnóstico de la Región XII, Península de Yucatán*. Mérida, México: Gerencia Regional de la Península de Yucatán, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2001). *Actualización geohidrológica del acuífero de la zona norte del estado de Quintana Roo (poligonal comprendida entre Cancún, Nuevo Xcan, Coba y Tulum)*. Mérida, México: Subgerencia Técnica, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2006). *Ampliación de la red piezométrica en la región costera norte del Estado de Quintana Roo, segunda parte: Informe final*. Mérida, México: Subgerencia Técnica, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2007). *Reactivación de la red piezométrica de la zona Costa Maya, Quintana Roo*. Mérida, México: Subgerencia Técnica Regional, Comisión Nacional del Agua.
- CNA (2009). *Establecimiento de una red piezométrica de la zona cañera de Álvaro Obregón, municipio de Othón P. Blanco, Quintana Roo*. Chetumal, México: Subgerencia Técnica Regional, Comisión Nacional del Agua.
- CCPY (2012). *Evaluación de la calidad del agua subterránea en varias localidades de los municipios de Othón P. Blanco, Bacalar y José María Morelos del estado de Quintana Roo. Informe Final*. Chetumal, México: Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán.
- Custodio, E., & Llamas, M. (1976). *Hidrología subterránea*. Barcelona: Omega.
- Davis, S., & De-Wiest, R. (1971). *Hidrogeología*. Barcelona: Ariel.
- Freeze, R., & Cherry, J. (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- Dinius, S. H. (1987) Design of an Index of Water Quality. *Water Resources Bulletin*, 23(11), 833-843.
- García, F. (2004). Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. *Ecosistemas*, 13(1), 78-86.
- Gondwe, B., Hong, S., Wdowinski, S., Bauer-Gottwein, P. (2010). Hydrologic Dynamics of the Ground-Water-Dependent Sian Ka'an Wetlands, Mexico, derived from InSAR and SAR data. *Wetlands*, 30(1), 1-13.
- Goovaerts, P. (1997). *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. New York: Oxford University Press.
- Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B., Charvet, G., & Marín, L. (2011). Review: The Yucatán Peninsula Karst Aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19, 507-524.
- Hausman, H. (2009). *Responsible Development in Tulum, Mexico: Considering Water Quality and Subaqueous Cave Locations*. Tesis de maestría. Durham, USA: Nicholas School of the Environment of Duke University.
- Hem, J. D. (1986). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. *US Geological Survey Water-Supply Paper*, 2254, 263.
- Hernández, J. (2008). *Efecto de la evolución geoquímica en la calidad del agua subterránea en la porción central de la zona media del estado de San Luis Potosí* (pp. 59-61). Tesis de maestría. San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultades de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina.
- Horton, R. (1965). An Index Number System for Rating Water Quality. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 37, 300-305.
- Hounslow, A. (1995). *Source of Major Ions in Waters*. In: *Water Quality Data, Analyses and Interpretation*. Stillwater, USA: Lewis Publishers.
- INEGI (2002 y 2014). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado el 20-06-2014. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geodesia/default.aspx>.
- Isphording, W. C. (1975). The Physical Geology of Yucatan. *Trans. Gulf Coast Assoc. Geol. Soc.*, 25, 231-262.
- JICA (2004). *Estudio de manejo de saneamiento ambiental en la costa del estado de Quintana Roo en los Estados Unidos Mexicanos. Informe final*. Chetumal, México: Agencia de Cooperación Internacional del Japón.
- Ketata-Rokbani, M., Gueddari, M., & Bouhlila, R. (2011). Use of Geographical Information System and Water Quality Index to Assess Groundwater Quality in El Khairat Deep Aquifer (Enfidha, Tunisian Sahel). *Iran J. Energy Environ.*, 2(2):133-144.
- Lateef, K. (2011). Evaluation of Groundwater Quality for Drinking Purpose for Tikrit and Samarra Cities Using Water Quality Index. *Eur. J. Sci. Res.*, 58(4), 472-481.
- Lillo, J. (2007). *Técnicas hidrogeoquímicas*. Tesis de maestría. Madrid: Universidad Rey Juan Carlos.
- López-Ramos, E. (1972). *Estudio geológico de la península de Yucatán. Informe final*. Mérida, México: Gerencia de Exploración Pemex.
- Manahan, S. (1991). *Metal Ions and Calcium in Water*. In *Environmental Chemistry* (5a ed.). Boca Ratón, USA: Lewis Publishers.
- Marín, L., Perry, E., Essaid, H., & Steinich, B. (2001). *Hydrogeological Investigations and Numerical Simulation of Groundwater Flow in the Karstic Aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico*. First International Conference on

- Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers Monitoring, Modeling, and Management, Essaouira, Morocco.
- Marín, L., Perry, E., Essaid, H., & Steinich, B. (2004). Hydrogeological Investigations and Numerical Simulation of Groundwater Flow in the Karstic Aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico (pp. 257-278). In: *Coastal Aquifer Management: Monitoring, Modeling and Case Studies*. Cheng, A., & Ouazar, D. (eds). Boca Ratón, USA: CRC.
- Medina, M., Zaidi, M., Real, E., & Orozco, S. (2002). Prevalencia y factores de riesgo en Yucatán, México, para litiasis urinaria. *Salud Pública Méx.*, 44(6), 541-545.
- Mora, D., & Alfaro, N. (1999). Caracterización y distribución por cantones de la dureza del agua en las fuentes utilizadas para consumo humano en Costa Rica. *Rev. Costarric. Salud Pública*, 8(15), 1-15.
- Pacheco, J. (1985). *Evaluación del contenido de nitratos del agua subterránea en una región al norte de la península de Yucatán*. Tesis de maestría. Mérida, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Pacheco, J., & Cabrera A. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7(2), 47-54.
- Pacheco, J., Cabrera, A., & Pérez, R. (2004). Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Ingeniería*, 8(2), 165-179.
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., & Marin, L., (2002). The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Int. Geol. Rev.*, 44, 191-221.
- Perry, E., Paytan, A., Pedersen, B., & Velázquez-Oliman, G. (2009). Groundwater Geochemistry of the Yucatan Peninsula, Mexico: Constraints on Stratigraphy and Hydrogeology. *Journal of Hydrology*, 367, 27-40.
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., & Wagner, N. (2011). Preliminary Investigation of Groundwater and Surface Water Geochemistry in Campeche and Southern Quintana Roo. In: *Water Resources in México: Scarcity, Degradation, Stress, Conflicts, Management and Policy*. Berlin: Springer-Verlag.
- Price, M. (2003). *Agua subterránea*. México, DF: Limusa.
- Ritter, W., & Chirnside, A. (1984). Impact of Land Use on Ground-Water Quality. In Southern Delaware. *Ground Water*, 22, 38-48.
- Sánchez-Sánchez, J. A., Álvarez-Legorreta, T., Pacheco-Ávila, J. G., González-Herrera, R. A., & Carrillo-Bibriezca, L. (2015). Caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas del sur del estado de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), 62-76.
- Sadat-Noori, S., Ebrahimi, K., & Liaghat, A. (2014). Groundwater Quality Assessment using the Water Quality Index and GIS in Saveh-Nobaran aquifer, Iran. *Environ. Earth Sci.*, 71, 3827-3843.
- Saeedi, M., Abessi, O., Sharifi, F., & Meraji, H. (2010). Development of Groundwater Quality Index. *Environ. Monit. Assess*, 163:327-335.
- Sajil, P., & James, E. (2013). Development of Water Quality Index (WQI) Model for the Groundwater in Tirupur District, South India. *Chin. J. Geochem.*, 32, 261-268.
- Scottish Development Department (1975). *Towards Cleaner Water*. Edinburgh: HMSO, Report of a River Pollution Survey of Scotland.
- SGM (2007). *Carta geológica de México, escala 1:2,000,000* (6a ed.). Pachuca, México: Servicio Geológico Mexicano.
- UQROO (2002). *Entorno geográfico: Chetumal*, México. Chetumal, México: Universidad de Quintana Roo.
- Velasco, H. (2012). *Caracterización del agua subterránea por medio de índices de calidad en el departamento El Paraíso, Honduras*. Tesis de licenciatura. Honduras: Departamento de Ambiente y Desarrollo, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Universidad de Zamorano.
- Velázquez, L., (1986). Aplicación de principios geoquímicos en la hidrología kárstica de la Península de Yucatán. *Ingeniería Hidráulica en México*, 1(3), 21-29.
- Ward, W., Weidie, A., & Back, W. (1985). *Geology and Hydrogeology of the Yucatan and Quaternary Geology of Northeastern Yucatan Peninsula*. New Orleans: New Orleans Geological Society, 160 p.

Dirección institucional de los autores

Dr. Joan Alberto Sánchez

Dra. Teresa Álvarez

Dra. Laura Carrillo

El Colegio de la Frontera Sur
Ave. Centenario km 5.5
77900. Chetumal, Quintana Roo, MÉXICO
Teléfono: +52(983) 8350 440
joan_ss21@yahoo.com
teral@ecosur.mx
lcarrillo@ecosur.mx

Dra. Julia Guadalupe Pacheco

Dr. Roger Amílcar González

Universidad Autónoma de Yucatán
Facultad de Ingeniería
Av. Industrias No Contaminantes por Periférico Norte
Apartado Postal 150 Cordemex
97000 Mérida, Yucatán, MÉXICO
Teléfono: +52 (999) 9300 550, 9300 553, 9300 555, 9300 566
pavila@uady.mx
gherrera@uady.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Desembocadura de la Rambla del Albujón en el Mar Menor, Murcia, España.

Foto: José Luis García Aróstegui.

Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso

• Henry Casierra-Martínez* • Jafeth Casalins-Blanco •
Ximena Vargas-Ramírez • Aracelly Caselles-Osorio •
Universidad del Atlántico, Colombia

* Autor para correspondencia

Resumen

Casierra-Martínez, H., Casalins-Blanco, J., Vargas-Ramírez, X., & Caselles-Osorio, A. (julio-agosto, 2016). Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 97-111.

La posibilidad de combinar sistemas biológicos con tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) para el tratamiento de aguas residuales hace imprescindible valorar la utilidad de la combinación de tales tecnologías, ajustando los diseños y condiciones de operación. Este proyecto de investigación abordó la desinfección de agua residual doméstica con fines de reutilización, evaluando el potencial de combinación de un proceso fotocatalítico solar que utiliza peróxido de hidrógeno (UV solar/ H_2O_2) con un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HC FSSH), como alternativa para el reúso del agua residual doméstica para riego. Para ello, se construyó un fotoreactor en tubos de polimetilmetacrilato (PMMA) expuesto a la radiación solar UV, que opera en modo batch, y se evaluó el efecto de la fotólisis y adición de peróxido de hidrógeno, aplicando dosis de 3, 30 y 300 $mg\ l^{-1}$ de H_2O_2 . La eficiencia de eliminación de coliformes totales y fecales fue evaluada considerando el efecto de radiación ultravioleta, dosis de peróxido de hidrógeno y tratamiento con HC FSSH plantados con *Cyperus ligularis*. Los resultados indicaron que es posible obtener un grado de desinfección de 99.999% de coliformes fecales y totales cuando se acoplan la TAO y el sistema biológico con un tiempo de retención de tres días en el HC FSSH y cinco horas en el fotoreactor.

Palabras clave: sistemas de tratamiento acoplados, UV/ H_2O_2 , humedales construidos, desinfección solar, TAO, *Cyperus ligularis*.

Abstract

Casierra-Martínez, H., Casalins-Blanco, J., Vargas-Ramírez, X., & Caselles-Osorio, A. (July-August, 2016). Domestic Wastewater Disinfection Using a Coupled System for Reuse Purposes. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 97-111.

Biological systems can be combined with advanced oxidation technologies (AOT) for wastewater treatment. It is essential to assess the usefulness of the combination of these technologies, by adjusting the designs and operating conditions. This research project approached the disinfection of domestic wastewater for reuse by evaluating the potential of the combination of a solar photocatalytic process using hydrogen peroxide (Solar UV/ H_2O_2) with a horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF CW) system as an alternative for reuse of domestic wastewater. To do this, a photoreactor consisting of polymethylmethacrylate (PMMA) pipes exposed to solar UV radiation was built, operating in batch mode, and the photolysis effect and the addition of hydrogen peroxide were evaluated. Doses of 3, 30 and 300 $mg\ l^{-1}$ of H_2O_2 were applied. Removal efficiency of Total and Fecal coliforms was evaluated considering the effect of ultraviolet radiation, the dose of hydrogen peroxide and treatment with HSSF CW planted with *Cyperus ligularis*. Results indicate that it is possible to obtain a 99.999% disinfection degree of total and fecal coliforms when AOT and the biological system are coupled with a retention time of 3 days in the HSSF CW and 5 hours for the photoreactor.

Keywords: Coupled Treatment System, UV/ H_2O_2 , constructed wetlands, solar disinfection, AOT's, *Cyperus ligularis*.

Introducción

El tratamiento de aguas residuales es una actividad fundamental que coadyuva al cuidado de la salud humana y medio ambiente. En particular, hoy en día, el tema del reúso cobra vigencia por la posibilidad de usar agua en sistemas de riego para zonas áridas y áreas afectadas por el fenómeno del cambio climático, por lo que se requiere contar con tecnologías de depuración eficientes y de bajo costo para cumplir con los estándares requeridos para remoción de materia orgánica, nutrientes y microorganismos para reúso en agricultura.

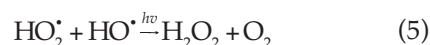
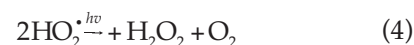
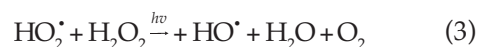
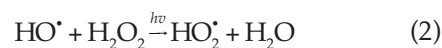
Las tecnologías de tratamiento tradicionales incluyen principalmente sistemas biológicos y fisicoquímicos, siendo los primeros de menor costo en operación y mantenimiento. Los humedales construidos, por ejemplo, conforman un método de tratamiento biológico natural que consiste en áreas saturadas por aguas residuales superficiales o subterráneas, con vegetación enraizada o flotante, donde la actividad microbiana facilita la degradación de los contaminantes con costos de operación y mantenimiento relativamente bajos (Lara, 1999). Las nuevas tecnologías de tratamiento incluyen Tecnologías Avanzadas de Oxidación (TAO), que se definen como procesos fotocatalíticos, donde por medio de la absorción de luz ultravioleta (UV) por parte del catalizador se generan especies oxidativas poderosas que convierten a los contaminantes en sustancias menos complejas (Glaze, 1987).

La formación de radicales a partir de la disociación de la molécula de H_2O_2 mediante la energía de los fotones tiene un rendimiento cuántico casi unitario ($HO^\bullet = 0.98$) a 254 nm, y produce casi cuantitativamente dos radicales $HO^\bullet$ por cada molécula de H_2O_2 , según la reacción (1) (Domènech, Jardim & Litter, 2001):



En relación con esta tecnología, las reacciones (2) y (5) consumen $HO^\bullet$ y disminuyen la probabilidad de oxidación, por la formación de

radicales libres de menor poder de oxidación (Domènech et al., 2001):



Sin embargo, la mineralización total a través de estos procesos puede resultar muy costosa. En consecuencia, la combinación de TAO y tratamientos biológicos se considera una alternativa económica para alcanzar la conversión de compuestos complejos en sustancias fácilmente biodegradables, considerando que la mayor eficiencia se logra cuando los productos intermedios formados no poseen estructuras similares a los compuestos originales. Las principales ventajas de la combinación de procesos biológicos y las TAO se centran en el efecto sinérgico de procesos químicos y biológicos, reducción en el consumo de productos químicos, flexibilidad en el manejo de tiempos de residencia hidráulicos totales y en mineralización costo-efectiva de los contaminantes orgánicos (Lee, Chen, & Yue, 2001).

Diversos estudios han evaluado el efecto de la combinación de sistemas acoplados de fotocatálisis y humedales construidos para la degradación de compuestos orgánicos, obteniendo eficiencias de eliminación de DQO superiores a 99% (Arroyave & Gutiérrez, 2008).

En cuanto a desinfección, se han hecho estudios como el de Ben, Qiang, Pan y Chen (2009), quienes usando un sistema acoplado Fotofenton-reactor SBR reportaron remociones de más de 99% de bacterias. Igualmente, Horn, Zerwes, Kist y Machado (2014), combinando humedales construidos y $UV/O_3/TiO_2$, removieron seis unidades logarítmicas, con tiempos de retención hidráulica de siete días para los HC y de dos horas para la TAO.

Estas investigaciones muestran que al acoplar sistemas biológicos con sistemas químicos

se obtienen mejores resultados que los que se pueden obtener con cada tecnología por separado. La presente investigación evaluó un sistema acoplado experimental de UV- H_2O_2 solar con humedales construidos para la desinfección de aguas residuales domésticas con fines de reúso para riego. El estudio permitió valorar la eficiencia de la desinfección para el sistema UV- H_2O_2 solar y el sistema de humedales construidos de manera individual, y luego el efecto combinado de la TAO con el sistema de humedales construidos experimentales.

Metodología

El experimento se llevó a cabo en la Universidad del Atlántico (Barranquilla-Colombia), evaluando la calidad del agua residual producida por la comunidad universitaria.

Diseño y operación del fotorreactor solar

El fotorreactor solar fue diseñado y construido siguiendo los estudios de Malato *et al.* (2007) para tratar un volumen de agua residual de 40 litros y consistió en un sistema tubular no concentrado que operó en modo *batch*, garantizando un régimen turbulento del flujo (figura 1).

La superficie inclinada del fotorreactor (11° con respecto al suelo debido a la posición geoastronómica de Barranquilla) fue construida en aluminio por las condiciones de excelente reflectividad en el espectro UV de este material (Echazú, Cadena, & Saravia, 2000), los tubos de polimetilmetacrilato (PMMA) tuvieron una capacidad de 12 litros. Los ensayos se efectuaron durante cinco horas, empezando a las 10:00 y culminando a las 15:00, durante dos meses, aproximadamente.

El afluente, con un tratamiento primario previo, se hizo pasar a través de los tubos de PMMA utilizando una bomba centrífuga de $\frac{1}{2}$ HP de potencia, recirculándose continuamente durante un periodo de cinco horas. Al inicio se efectuaron pruebas de fotólisis y se continuó con un estudio exploratorio, donde se adicionaron dosis de 3, 30 y 300 mg l^{-1} de H_2O_2 en diferentes ensayos con cuatro repeticiones por dosis. Se tuvo en cuenta una dosis media de 30 mg l^{-1} , según lo recomendado por Liberti, Notarnicola y López (2000) para desinfección, y dosis más altas dado que Coosemans (1995) sugiere que concentraciones de peróxido de hidrógeno puede ser beneficioso para cultivos, pues es posible aplicar H_2O_2 como un alguicida, pero el modo de aplicación (tiempo, dosis) es determinante

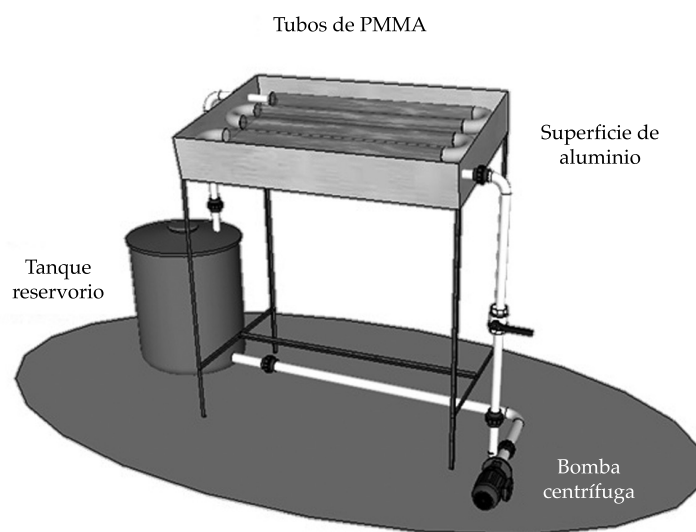


Figura 1. Esquema representativo del fotorreactor solar construido (sin escala).

para un control exitoso de las algas sin generar problemas de fitotoxicidad.

Una vez evaluado el efecto de las dosis de peróxido, se seleccionó la dosis de mayor eficiencia de desinfección para valorar el sistema acoplado. Las concentraciones de peróxido de hidrógeno residual en el efluente fueron medidas utilizando titulometría yodométrica.

Medición de la calidad del agua residual

Las concentraciones de materia orgánica (DQO) y nitrógeno amoniacal en el agua residual se establecieron siguiendo la metodología descrita en APHA-AWWA-WEF (2012). La determinación de las colonias de bacterias coliformes (totales y fecales) se realizó mediante el método de filtración por membrana usando filtros de membrana de $0.45\ \mu\text{m}$ el tamaño de poro (Millipore Corp) y agar selectivo EMB (eosina-azul de metileno) de acuerdo con lo descrito en APHA-AWWA-WEF (2012, 9222 B, D). Las mediciones de parámetros *in situ*, como temperatura, pH, potencial de óxido-reducción, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y turbiedad, se obtuvieron utilizando sondas multiparamétricas WTW (Multi 9430).

Humedal construido experimental de flujo subsuperficial horizontal (HC FSSH)

La Universidad del Atlántico, Colombia, cuenta con una planta piloto de humedales construidos (HC) de flujo subsuperficial horizontal de $0.61\ \text{m}^2$. El HC fue rellenado hasta $0.5\ \text{m}$ con grava granítica de $10\ \text{mm}$ de diámetro, manteniendo

una altura de agua de $0.4\ \text{m}$ para asegurar el flujo subsuperficial, y fue plantado con la macrófita acuática *Cyperus ligularis*. El afluente que alimentó al humedal tuvo un tratamiento primario previo en un tanque de $500\ \text{litros}$, desde donde se hizo pasar un caudal diario intermitente de $42\ \text{litros}$ para mantener un tiempo de retención hidráulica de tres días.

La eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual en el HC (sistema biológico) se evaluó tomando muestras del afluente y efluente del sistema, tres veces por semana durante seis meses.

Una vez obtenidos los resultados de funcionamiento de las tecnologías por separado, se procedió a evaluar su eficiencia de forma acoplada (figura 2). Para esto, se tomaron $40\ \text{litros}$ del efluente del HC plantado con *Cyperus ligularis* y se hizo pasar por el fotorreactor, adicionando la dosis de H_2O_2 seleccionada en evaluación previa. Se determinaron las concentraciones de coliformes totales y fecales, materia orgánica y amonio, para el afluente, el efluente tratado biológicamente y el efluente tratado fotoquímicamente.

Análisis y discusión de los resultados

Calidad del agua residual tratada: análisis de parámetros *in situ*

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos del afluente y efluente del fotorreactor para la fotólisis y con diferentes dosis de H_2O_2 se describen en el cuadro 1.

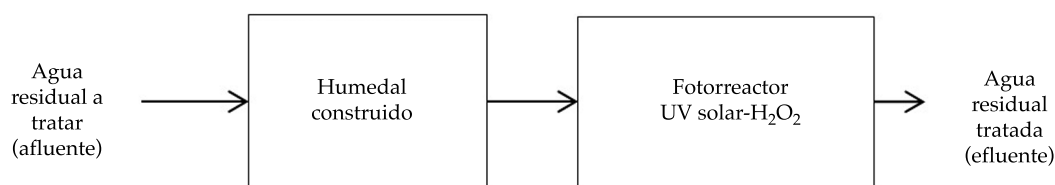


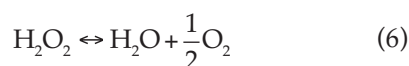
Figura 2. Diagrama de bloques del sistema acoplado.

Cuadro 1. Valores promedio y desviación estándar (en paréntesis) de los parámetros de calidad de agua residual afluente y efluente del fotorreactor de acuerdo con el escenario planteado.

Parámetro	Afluente	Efluente (escenario)			
		Fotólisis	Bajo (3 mg l ⁻¹)	Medio (30 mg l ⁻¹)	Alto (300 mg l ⁻¹)
Temperatura, °C	27.4 (±1.7)	38.5 (±3.2)	32.4 (±4.8)	39.1 (±0.6)	36.3 (±1.6)
Oxígeno disuelto (OD), mg l ⁻¹	0.2 (±0.5)	1.4 (±2.5)	3.2 (±1.9)	6.5 (±0.4)	8.6 (±0.5)
Potencial óxido-reducción, mV	-243.4 (±159.8)	49.6 (±57.4)	16.3 (±80.9)	98.1 (±43.5)	180.5 (±29.0)
pH, unidades de pH	8.2 (±0.2)	8.2 (±0.1)	8.3 (±0.1)	8.3 (±0.2)	8.4 (±0.3)
Turbiedad, UNT	55.8 (±34.8)	29.5 (±3.6)	33.2 (±15.1)	44.3 (±20.7)	35.5 (±10.4)

Nota: cálculos basados en seis mediciones en función de la dosis de peróxido de hidrógeno.

Se evidencia un incremento en la temperatura de los efluentes como resultado de la exposición a la radiación solar. Asimismo, se registra un aumento progresivo en las concentraciones de oxígeno disuelto debido a la adición del H₂O₂ que se disocia en agua y oxígeno, según la reacción:



Los cambios en los valores del potencial de óxido-reducción guardan relación con el mejoramiento de las condiciones aeróbicas determinadas por la concentración de peróxido de hidrógeno agregada. Al parecer, la concentración de peróxido tiene incidencia en la variabilidad de los resultados del potencial redox. La desviación estándar de los datos disminuyó con el aumento de la concentración, siendo los escenarios con características aerobias marcadas los que presentan menor desviación.

De acuerdo con la Ley de Henry, a 37 °C, promedio de la temperatura del efluente luego del tratamiento fotocatalítico, la concentración de saturación de oxígeno disuelto es de 6.71 mg l⁻¹ (USGS, 2013). Se observa que cuando se agregaron 300 mg l⁻¹ de peróxido, el efluente alcanza condiciones de sobresaturación de oxígeno disuelto.

La turbiedad disminuyó después del tratamiento en todos los casos, como resultado de la

sedimentación de sólidos en el tanque reservorio. El pH no presentó cambios significativos en ninguno de los escenarios evaluados.

El cuadro 2 consigna los resultados de los parámetros fisicoquímicos del efluente luego del tratamiento en el HC.

Los valores promedio de la mayoría de los factores fisicoquímicos registrados en este estudio son similares a los reportados por Caselles-Orsorio, Villafañe, Caballero y Manzano (2011), y Vega, Lancheros y Caselles-Orsorio (2013), con sistemas experimentales de humedales construidos plantados con diferentes especies de macrófitas.

En el cuadro 3 se describen los valores promedio de los parámetros medidos *in situ* para el sistema acoplado, usando como dosis 300 mg l⁻¹ de H₂O₂.

La variación de factores fisicoquímicos, como temperatura, oxígeno disuelto y potencial óxido-reducción sigue un comportamiento similar al mostrado en el cuadro 1. Los valores de los parámetros en el efluente del sistema acoplado aumentan de forma considerable, como consecuencia de las mejores condiciones del agua tratada previamente.

La condición de sobresaturación de oxígeno disuelto obedece a la mayor disociación del H₂O₂ en presencia de bajas cargas orgánicas y microorganismos. A menores cargas, la acción oxidante y desinfectante del peróxido es menor

Cuadro 2. Valores promedio y desviación estándar (en paréntesis) de los parámetros de calidad del agua en el afluente y efluente del HCFSSH.

Parámetro	Afluente	Humedal construido (<i>Cyperus ligularis</i>)
Temperatura, °C	28.4 (±1.9)	27.7 (±2.1)
Oxígeno disuelto (OD), mg l ⁻¹	1.2 (±0.3)	1.8 (±0.9)
Potencial óxido-reducción, mV	197.5 (±51.2)	247.6 (±70.8)
pH, unidades de pH	7.0 (±0.2)	7.0 (±0.1)
Turbiedad, UNT	36.7 (±3.5)	12.4 (±5.8)

Cuadro 3. Valores promedio y desviación estándar (en paréntesis) de los parámetros de calidad de agua del sistema acoplado (humedal-fotorreactor).

Parámetro	Afluente	Efluente humedal	Efluente sistema acoplado (300 mg l ⁻¹)
Temperatura, °C	28.3 (±0.5)	26.8 (±1.6)	40.4 (±1.51)
Oxígeno disuelto (OD), mg l ⁻¹	0.01 (±0.02)	1.72 (±1.0)	13.1 (±2.3)
Potencial óxido-reducción, mV	-324.9 (±113)	-58.2 (±133)	175 (±15.2)
pH, unidades de pH	8.2 (±0.4)	8.2 (±0.1)	8.4 (±0.2)
Turbiedad, UNT	37 (±19)	12 (±6)	6.3 (±2.3)

y se consume menos para estos fines. En el sistema acoplado se observó una disminución importante en la turbiedad del agua tratada, en particular por la acción filtrante del HC.

Para las dosis de 3 y 30 mg l⁻¹, todo el H₂O₂ se consumió durante el tratamiento y no se presentaron concentraciones residuales. Sin embargo, para la dosis de 300 mg l⁻¹ se encontraron concentraciones por debajo de 100 mg l⁻¹ postratamiento. Autores como Vänninen y Koskula (1998) reportan que aguas con concentraciones de hasta 125 mg l⁻¹ de H₂O₂ pueden ser usadas para el riego de cultivos de pepino sin causar fitotoxicidad a los mismos.

Eliminación de materia orgánica (DQO) en las unidades de tratamiento evaluadas

La concentración promedio de DQO del afluente y efluente, así como la eficiencia de eliminación, se muestran en la figura 3, para cada una de los escenarios evaluados. Se observa que, con la adición de 300 mg l⁻¹ de H₂O₂, se lograron las más altas eliminaciones de DQO. Sin embargo,

el efecto de fotólisis sobre la eliminación alcanzó porcentajes de 20%, superiores a la eliminación registrada para dosis de H₂O₂ media y baja (12 y 14%, respectivamente). Es probable que la alta variabilidad de las concentraciones de DQO (concentración promedio de 234 (± 93) mg DQO l⁻¹) en el agua afluente pudieron influir en estos resultados.

Se observa que el porcentaje de remoción de DQO alcanzado por el sistema acoplado fue de 85%; 79% removidos por el HC FSSH, y 6% logrado por el tratamiento fotocatalítico posterior. La remoción de materia orgánica alcanzada por el HC FSSH es consistente con lo reportado por Charris y Caselles-Orsorio (2014), con HC FSSH plantados con *Cyperus ligularis*. No obstante, estos autores reportan eficiencias superiores a 90% en fase de crecimiento de *C. ligularis*, por lo que la disminución de la eficiencia reportada en este estudio pudo estar relacionada con un periodo de senescencia de la especie.

En el cuadro 4 se comparan las eficiencias de eliminación de DQO en sistemas catalíticos y biológicos acoplados de diversos autores con

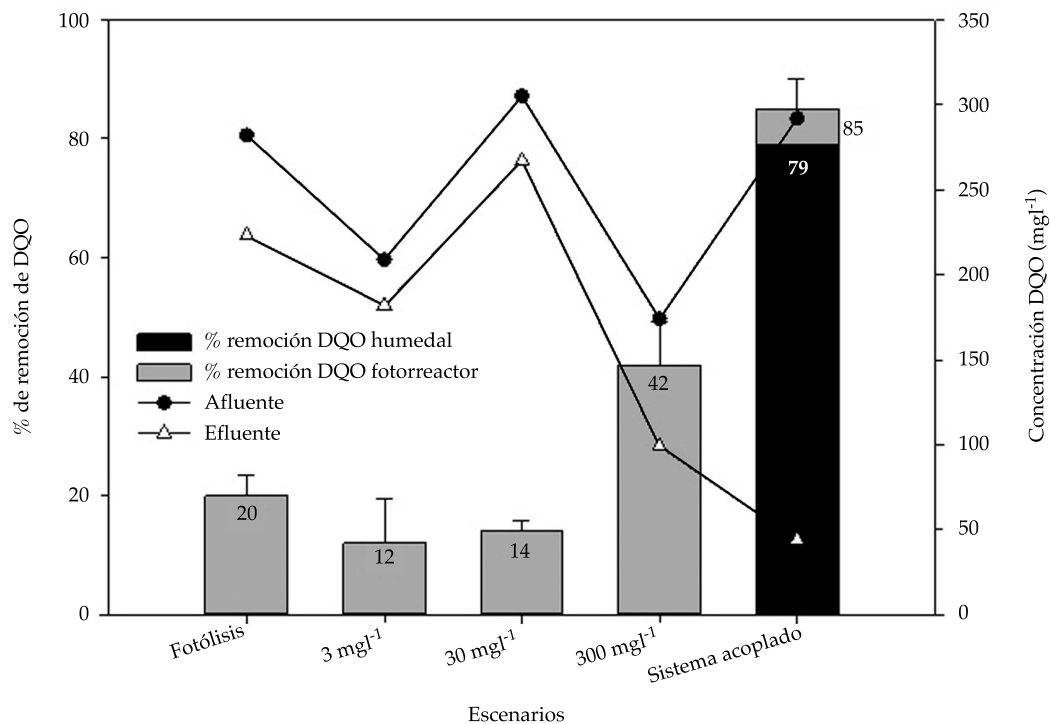


Figura 3. Eliminación de materia orgánica (DQO) en los distintos escenarios.

Cuadro 4. Porcentaje de remoción de DQO reportados por otros estudios en sistemas acoplados de tratamiento.

Sistema		Objetivo	% remoción de DQO	Autor(es)
Fotocatalítico	Biológico			
Fenton	BFR (Biological Flow Reactor)	Mineralización de contaminantes industriales biorrecalcitrantes	91	Pulgarín <i>et al.</i> (1999)
Fenton-ozonización	Tratamiento anaeróbico biológico	Degradación de aguas residuales de una planta de aceite de oliva	70	Beltrán-Heredia, Torregrosa, García, Domínguez y Tierno (2001)
Fotofenton	FBB (Fixed Bed Bioreactor)	Depuración de aguas contaminadas con tóxicos	90	Oller (2008)
Ozonización catalítica	SBR (Sequencing Batch Reactor)	Tratamiento de aguas residuales industriales con contaminantes refractarios	95.8	Li, Xu y Zhu (2010)
Fotofenton	SBR (Sequencing Batch Reactor)	Tratamiento de vinazas	83-97	Barba y García (2012)
Fotofenton	ABR (Anaerobic Biofilm Reactor)	Degradación de colorantes AZO	99	Anbalagan (2012)
UV solar/H ₂ O ₂	HC FSSH	Desinfección de aguas residuales domésticas con fines de reúso	85	Este estudio

los resultados de este estudio. La mayoría de tales estudios reporta eficiencias de remoción de DQO superiores a 70%, siendo la eficiencia de 85% de este estudio comparable con la de Barba y García (2012), a pesar que los otros sistemas evaluados tenían como tecnología fotocatalítica el sistema fotofenton, teóricamente con mayor generación de radicales $\text{OH}\bullet$.

Horn et al. (2014) realizaron estudios sobre un sistema acoplado de humedales (plantados con *Hymenachne grumosa*)-reactor UV/ TiO_2/O_3 con agua residual doméstica producida por una universidad, obteniendo remociones de DQO globales de 62.1%. Según este estudio, en el sistema acoplado, la DQO disminuía durante el proceso biológico, seguido de un aumento después del proceso de ozonización fotocatalítico, que incrementaba también el grado de toxicidad del agua residual. Los autores sugirieron que dicho aumento se debió a procesos de fisisorción y quimisorción de algunas sustancias tóxicas y ácidos húmicos con el medio de soporte del TiO_2 .

Eliminación de amonio

La eliminación de amonio varió de modo considerable en cuanto a cada una de las unidades de tratamiento evaluadas. El tratamiento fotocatalítico sólo eliminó alrededor de 5 mg l^{-1} de amonio (5% de remoción promedio), mientras que el efecto UV solar- H_2O_2 no mostró ninguna eliminación. Debido a que el peróxido de hidrógeno tiene mayor poder oxidativo en condiciones de pH menores a 7.0 (mayor generación de radicales $\text{OH}\bullet$) (Ndounla & Pulgarín, 2014), las condiciones alcalinas del agua residual (pH > 8) no permitieron la oxidación del amonio en nitrato (nitrificación) mediante esta TAO. La eliminación de amonio en sistemas biológicos como los HC FSSH depende de la existencia de condiciones aeróbicas-anaeróbicas para llevar a cabo procesos de nitrificación-desnitrificación. La eficiencia de eliminación de amonio en estos sistemas no suele superar 40% (Vymazal, 2013) y varios factores, como la especie de macrófita plantada y características del agua residual a

tratar, pueden modificar esta eficiencia (Leto, Tuttolomondo, La Bella, Leone, & Licata, 2013).

En la figura 4 se observan las remociones y concentraciones de amonio para cada uno de los escenarios evaluados.

La combinación de UV solar- H_2O_2 y HC mostró un ligero aumento en la eficiencia de eliminación, con respecto al humedal, de 65%. Autores como Ben et al. (2009), obtuvieron remociones de 95% de amonio utilizando un sistema acoplado Fenton y un reactor SBR. Lei, Shen, Huang y Wang (2007) reportaron remociones de 99.9%, utilizando oxidación electroquímica y un reactor biológico en dos etapas. Por su parte, Horn et al. (2014) reportan remociones globales de 27.1% y observaron que luego del proceso fotocatalítico, los iones NH_4^+ se convierten parcialmente a NO_3^- y es necesario tener en cuenta la adsorción del ion nitrito formado por parte del soporte de TiO_2 y que éste puede afectar positiva o negativamente a la eficiencia de foto-oxidación, de acuerdo con la afinidad de este anión. Además sugieren que la remoción de amonio alcanzada por el reactor fotocatalítico empleado en ese estudio puede deberse a la oxidación del ion amonio y a la volatilización parcial del mismo a un pH de 8.8.

Antoniadis, Takavakoglou, Zalidis y Poulis (2007) combinaron fotocatalisis homogénea (fotofenton) y humedales construidos para depurar aguas residuales municipales. Estos autores reportan un aumento en la concentración de amonio luego del proceso fotocatalítico y sugieren que es debido a la mineralización del nitrógeno orgánico. Las moléculas que contienen nitrógeno se mineralizan y se convierten en NH_4^+ y principalmente en NO_3^- . Ambos iones son relativamente estables y su proporción depende principalmente del grado de oxidación inicial del nitrógeno y del tiempo de irradiación (Low, McEvoy & Matthews, 1991). Los iones NH_4^+ son fotodegradables siempre que el pH sea alcalino (Herrmann, 2005).

Zhang et al. (2009) estudiaron la fotodegradación del amonio con TiO_2 en agua residual sintética bajo diferentes condiciones, encontrando que cuando el pH es menor de siete (7),

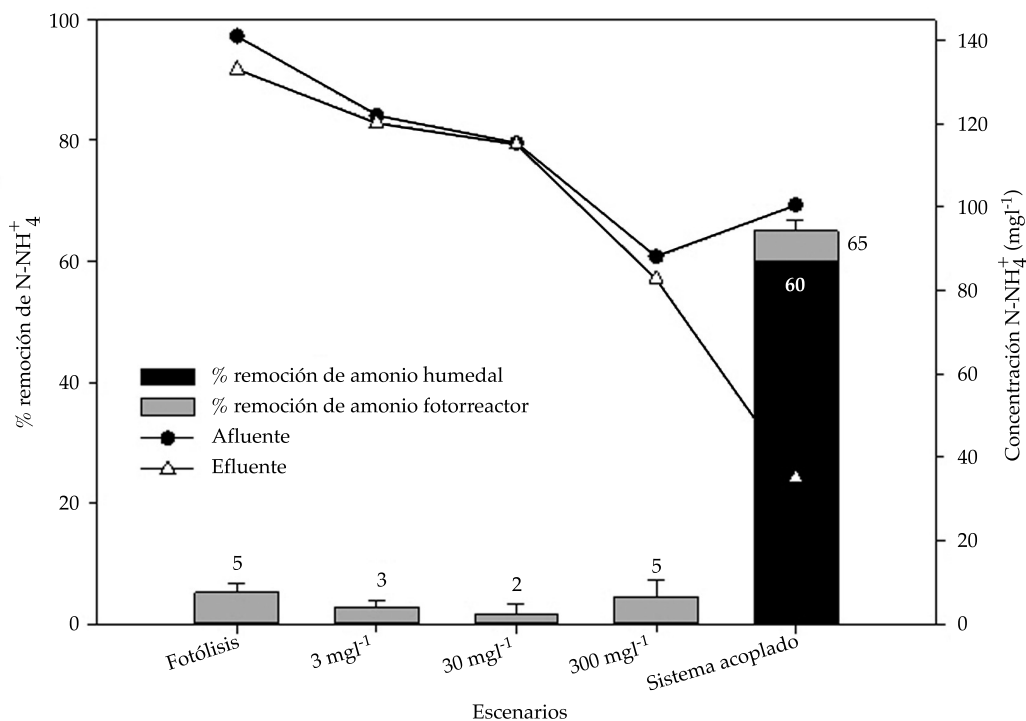


Figura 4. Eliminación de amonio en los distintos escenarios.

la degradación del amonio no es significativa, mientras que ésta puede aumentar con incrementos graduales de pH. Los autores también reportan que al adicionar H_2O_2 se incrementa la eficiencia de eliminación, pero un exceso de peróxido puede generar reacciones de competencia que disminuyen la remoción. La adición de H_2O_2 sin catalizador no alcanzó eficiencias de eliminación considerables, lo que indica que el efecto catalizador del TiO_2 es fundamental para la fotodegradación del amonio, y que la acción del peróxido para tal fin es poco representativa. Este hecho podría explicar las bajas remociones de amonio obtenidas en esta investigación con el sistema fotocatalítico UV solar/ H_2O_2 donde con el peróxido no se lograron altas eficiencias.

Las diferencias en la eficiencia de remoción de amonio obtenida por los autores antes mencionados y la obtenida en esta investigación, radican en la tecnología fotocatalítica usada y la acción de catalizadores, por lo que en este

estudio, la remoción de amonio se realizó en particular utilizando el HC y no la TAO.

Eliminación de coliformes totales y fecales en las unidades de tratamiento evaluadas

Los resultados de eliminación de coliformes totales y fecales en los distintos tratamientos y el sistema acoplado se muestran en la figura 5. La concentración promedio de coliformes fecales del agua afluente fue de $70 \times 10^6 (\pm 2.5 \times 10^6)$ UFC/100ml. Al igual que para la DQO, las mayores eficiencias de eliminación de coliformes se alcanzaron con la dosis de H_2O_2 de 300 mg/l .

Aunque era de esperarse que con mayores concentraciones de peróxido de hidrógeno se obtuvieran mayores eficiencias de desinfección, tal como se corroboró, es cierto también que la eficiencia de eliminación de materia orgánica no siempre tiene una relación lineal con la cantidad

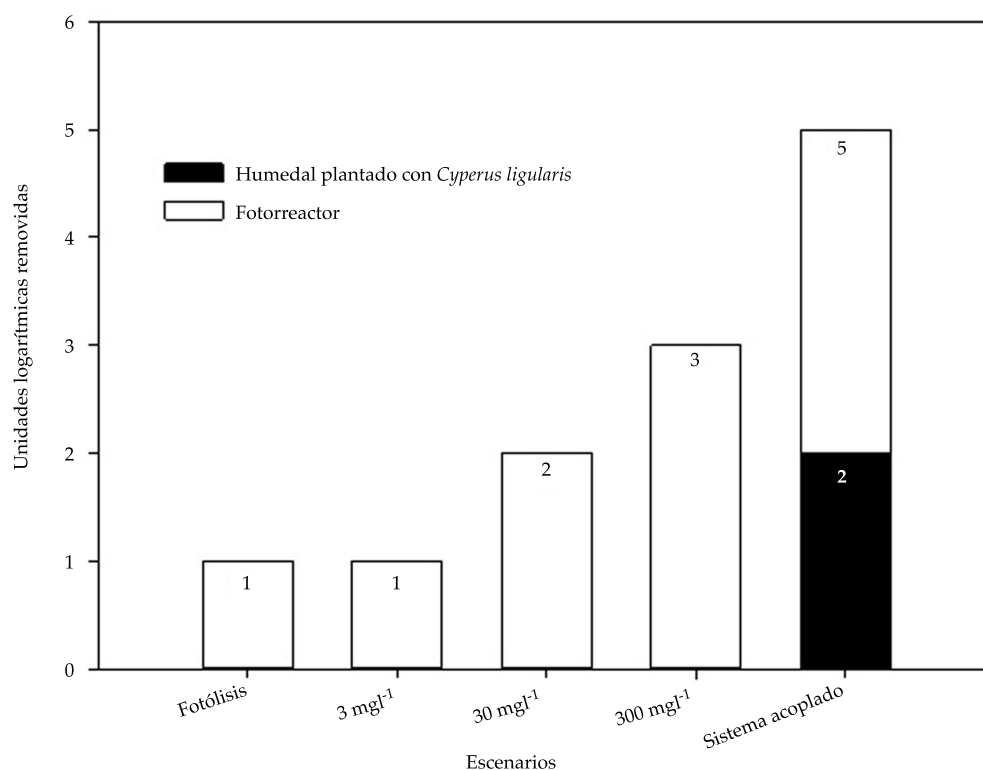


Figura 5. Unidades logarítmicas de coliformes removidas en los distintos escenarios.

de peróxido de hidrógeno añadida. Domènech *et al.* (2001) sustentan que un incremento en las concentraciones de DQO puede derivarse de un exceso de peróxido de hidrógeno al desencadenar reacciones competitivas que producen un efecto inhibitorio para la degradación de DQO, pues se consumen los radicales $\text{HO}\cdot$, según las reacciones (2) y (5). Por tanto, se hace necesario determinar en cada caso la dosis óptima de H_2O_2 para evitar un exceso que podría retardar la degradación.

Aunque la eliminación de coliformes totales y fecales en las unidades de tratamiento de fotólisis y UV- H_2O_2 fue de tres unidades logarítmicas (99.9%), con el sistema acoplado se alcanzaron cinco unidades (99.999%). Estos resultados confirman que un sistema acoplado puede alcanzar una mayor eficiencia de eliminación de coliformes. De acuerdo con Kadlec y Wallace (2009), un HC FSSH puede eliminar entre 2 y 4 unidades logarítmicas, dependiendo de las

condiciones de diseño y operación del HC. Los resultados de Charris y Caselles-Osorio (2014) reportan la eliminación en el HC experimental plantado con *Cyperus ligularis* de hasta tres unidades logarítmicas de bacterias coliformes. Gelover, Gómez, Reyes y Leal (2006) realizaron estudios de fotocatalisis solar heterogénea con TiO_2 , obteniendo la eliminación de tres unidades logarítmicas de coliformes totales y fecales en sólo 30 minutos de exposición solar.

En cuanto a los estudios en sistemas acoplados, autores como Ben *et al.* (2009) alcanzaron remociones de 2.2 unidades logarítmicas de bacterias usando fotofenton y un reactor SBR. Horn *et al.* (2014), con un experimento similar al realizado en este estudio, obtuvieron una desinfección de seis unidades logarítmicas en el sistema acoplado, donde el HC plantado con *Hymenachne grumosa* y tiempo de retención de siete días sólo removió una unidad logarítmica, mientras que el sistema

de fotocátalisis UV/O₃/TiO₂ que usaron removi6 cinco unidades logarítmicas tras dos horas de tratamiento.

Comparando los resultados del sistema acoplado propuesto por Horn *et al.* (2014), con el sistema acoplado estudiado en este trabajo, la mayor remoci6n de coliformes se dio por parte del sistema de fotocátalisis (tres unidades logarítmicas), mientras que el HC removi6 dos unidades logarítmicas.

En la actualidad, el agua residual tratada mediante un sistema convencional en la Universidad del Atlántico es usada para riego de jardines y escenarios deportivos de la instituci6n. Sin embargo, las concentraciones de coliformes en el efluente superan los 16 000 000 NMP/100 ml; por tal raz6n, los resultados de este experimento permiten inferir en la posibilidad de alternativas para alcanzar una mayor eficiencia de eliminaci6n de bacterias coliformes.

En el cuadro 5 se muestran resultados obtenidos en otros estudios sobre desinfecci6n.

La mayoría de los estudios desinfecci6n fotocatalítica sugiere que el radical hidroxilo es la especie primaria responsable de la inactivaci6n de microorganismos. Otras especies de oxígeno reactivas, como H₂O₂ y O₂⁻, han sido también reportadas como responsables de la inactivaci6n. Estas especies reactivas pueden causar daños fatales a los microorganismos debido a la ruptura de la membrana celular o por el ataque al ADN y ARN (Gumy, Rinc6n, Hajdu &

Pulgarín, 2006). El efecto sinérgico del per6xido de hidrógeno y los fotones solares se atribuye a la generaci6n de radicales OH•.

Existe evidencia de un efecto sinérgico entre la luz UV cercana y el per6xido de hidrógeno para la inactivaci6n de microorganismos. Esto resulta en un potencial proceso de desinfecci6n econ6mico debido a que el per6xido de hidrógeno es de bajo costo y se ha demostrado que no es t6xico para cultivos como el maíz a concentraciones inferiores a 50 mg l⁻¹ (Malato, Fernández-Ibáñez, Maldonado, & Oller, 2013). Adem6s, no hay riesgos por subproductos de descomposici6n del per6xido o correcciones de pH.

La efectividad de los procesos de desinfecci6n convencional, como cloraci6n y radiaci6n UV, depende de la carga orgánica y niveles de sólidos suspendidos en el agua a tratar. La turbiedad con frecuencia se considera como el factor m6s limitante en el proceso de desinfecci6n. Sin embargo, de forma ocasional, la difusi6n de la luz en fluido puede tener un efecto positivo en la eficiencia de desinfecci6n (Malato *et al.*, 2013).

Estudios previos han demostrado que H₂O₂ y radiaci6n UV-A actúan de manera sinérgica en el debilitamiento de membranas celulares, haciendo a la bacteria m6s sensible a la inactivaci6n oxidativa (Rinc6n & Pulgarín, 2004, 2006). La membrana celular es el sitio de ataque crucial para la inactivaci6n eficaz, con independencia

Cuadro 5. Estudios de desinfecci6n con sistemas acoplados realizados por otros autores.

Sistema	Reducci6n logarítmica	Autores
Humedales construidos y sistema bioelectroquímico	3 unid. log. en 1 hora	Arends, Van Denhouwe, Verstraete, Boon y Rabaey (2014)
Fotocatalizador nanocompuesto polioti6feno/MnO ₂ y radiaci6n solar	3 unid. log. en 6 horas	Shang <i>et al.</i> (2011)
TiO ₂ y radiaci6n solar	6 unid. log. en 90 minutos	Sichel, Blanco, Malato y Fernández-Ibáñez (2007)
TiO ₂ película y sodis y sodis	3 unid. log. en 30 minutos	Gelover, Gómez, Reyes y Leal (2006)
Humedales construidos y UV/H ₂ O ₂ solar	5 unid. log. en 3 días y 5 horas	Este estudio

de las especies oxidativas que participan en el proceso. Se ha propuesto que la pared celular es dañada inicialmente, seguida por un deterioro progresivo de la membrana citoplasmática y componentes intracelulares (Huang *et al.*, 2000; Sunada, Watanabe, & Hashimoto, 2003). Los radicales hidroxilo, así como otras especies oxidantes, atacan a los componentes fosfolípidos polinsaturados de la membrana lipídica, lo que resulta en un trastorno importante en la membrana, conllevando a la muerte celular (Maness *et al.*, 1999).

Calidad del agua residual tratada y su uso para riego de acuerdo con la normativa vigente

Revisando normativa vigente, tanto nacional como internacional, sobre las propiedades del agua residual tratada y su uso agrícola (riego de cultivos y zonas verdes), se encuentra que los valores de la mayoría de los parámetros de cali-

dad exigidos son similares en diferentes partes del mundo (cuadro 6). Los resultados de calidad de agua tratada obtenidos mediante un sistema acoplado se encuentran dentro de los valores de referencia aceptados por entes internacionales, como FAO, y por la normativa colombiana. Aunque los parámetros microbiológicos obtenidos en este estudio fueron expresados en UFC/100 ml, la normativa colombiana expresa los valores en NMP, por lo que las unidades de medida no son comparables; sin embargo, se realizó una comparación del valor numérico. En el ámbito internacional se ha optado por expresar las concentraciones de microorganismos en UFC/100 ml (APHA-AWWA-WPCF, 2012).

Al comparar los valores de amonio y fosfatos, como nutrientes limitantes para el crecimiento de la vegetación, con los establecidos por la FAO, se encuentra que las concentraciones de estos nutrientes en el agua residual tratada mediante un sistema acoplado están muy por encima de los valores de referencia. No obstan-

Cuadro 6. Comparación de los parámetros de calidad del agua residual tratada con normativa nacional e internacional vigente para reúso. Valores de referencia.

Parámetro medido	FAO ¹	OMS ²	USEPA ³	Decreto 1594 de 1984 ⁴	Resolución 1207 de 2014 ⁵	Otro ⁶	Este estudio
Amonio (N-NH ₄ ⁺ mg l ⁻¹)	0 - 5	-----	0-5	-----	-----	25-125	22 (±13.3)
Coliformes (UFC/100 ml)	< 1 000	< 1 000	< 1 000	1 000-5 000 NMP	< 10 000 NMP	1 000 UFC/100 ml	700 (±130)
Aluminio (Al ³⁺ mg l ⁻¹)	5.0	-----	5.0	5	5	5	0.037
Hierro (mg Fe l ⁻¹)	5.0	-----	5.0	5	5	10	0.08
Cobre (mg Cu l ⁻¹)	0.20	-----	0.20	0.2	1	0.2	0.03
Zinc (mg Zn l ⁻¹)	2.0	-----	2.0	2	3.0	2	0.02
pH (unidades de pH)	6.5-8.4	-----	6.5-8.4	4.5-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	8.2
Conductividad (μS/cm)	0-3 000	-----	0-3 000	Medir	< 1 500	< 8.1	1 448 (±165)
Fosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ l ⁻¹)	0-2	-----	0-2	-----	-----	0.8-12	11.4

¹Pescod (1992).

²WHO (2006).

³USEPA (2012).

⁴Ministerio de Agricultura (s.f.).

⁵Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (s.f.).

⁶Gobierno de Australia (2000).

te, otras normativas internacionales indican que las concentraciones de estos nutrientes pueden afectar positiva o negativamente al crecimiento de los cultivos, dependiendo de su tipo y clasificación (Gobierno de Australia, 2000).

Actualmente, la normativa internacional para el uso de agua tratada para riego de zonas verdes y campos deportivos exige valores de parámetros, como: salinidad, concentraciones de sodio, cloruros, boro, sulfatos, calcio, magnesio y la relación de absorción de sodio (SAR), los cuales deben ser medidos para realizar actividades de riego con agua residual tratada.

Conclusiones

El tratamiento de oxidación fotoquímico alcanzó remociones de materia orgánica de 20, 12, 14 y 42% para los escenarios de fotólisis, 3, 30 y 300 mg l⁻¹, respectivamente. Con el sistema acoplado y usando 300 mg l⁻¹ de peróxido de hidrógeno, se obtuvo una eficiencia global de 85% para la remoción de la DQO, de los cuales 79% se atribuyó al humedal construido y 6% al fotorreactor. La eficiencia de remoción de DQO estuvo directamente relacionada con el tiempo de operación del humedal y la dosis de peróxido de hidrógeno utilizada.

La fotodegradación del amonio no fue efectiva en el fotorreactor (escenarios 1 y 2, con eficiencias promedio de 5%). Esto demuestra que el sistema UV solar / H₂O₂ no es eficiente para la remoción de nitrógeno amoniacal. Sin embargo, con el sistema acoplado se alcanzó un 65% de remoción de este contaminante, como resultado de las reacciones de nitrificación ocurridas en el humedal construido.

Los resultados demuestran que la eficiencia de desinfección en el escenario 2 es proporcional a la dosis de peróxido de hidrógeno añadida; cuanto mayor fue la dosis añadida, mayor fue la eficiencia en desinfección. Se alcanzaron remociones de una unidad logarítmica en la fotólisis; dos unidades cuando se añadieron 3, y 30 mg l⁻¹, y 3 cuando se aplicó 300 mg l⁻¹.

La eliminación de coliformes totales y fecales fue de 99.999% (cinco unidades logarítmicas)

en el sistema acoplado, mostrando un efecto sinérgico del acoplamiento de ambos sistemas.

La mayoría de los parámetros medidos cumplió con lo exigido por organismos internacionales, como la OMS, FAO, EPA, así como la normativa colombiana plasmada en el decreto 1594 de 1984 y la resolución 1207 de 2014. Sin embargo, las concentraciones de amonio y fosfatos obtenidas en esta investigación sobrepasaron los valores establecidos en los estándares internacionales ambientales revisados.

El efecto sumatorio del tratamiento del agua residual con el sistema biológico y las TAO permitió evidenciar una mejor calidad del agua para efectos de reutilización en actividades como el riego de zonas verdes, por lo que este tipo de tecnologías acopladas puede ser una estrategia efectiva para mitigar la problemática de reúso del agua residual.

Este sistema acoplado es una tecnología prometedora, pues presenta costo de operación y mantenimiento relativamente bajo comparado con otras tecnologías convencionales, por la energía solar y la capacidad fitodepuradora de los humedales.

Referencias

- Anbalagan, A. (2012). *Combination of Biological and Photochemical Treatment for Degradation of Azo Dyes*. Lund, Sweden: Biology Education Centre Uppsala University and Department of Biotechnology, Lund University.
- Antoniadis, A., Takavakoglou, V., Zalidis, G., & Poullos, I. (2007). Development and Evaluation of an Alternative Method for Municipal Wastewater Treatment using Homogeneous Photocatalysis and Constructed Wetlands. *Catalysis Today*, 124(3-4), 260-265.
- APHA-AWWA-WPCF (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22th ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- Arends, J., Van Denhouwe, S., Verstraete, W., Boon, N., & Rabaey, K. (2014). Enhanced Disinfection of Wastewater by Combining Wetland Treatment with Bioelectrochemical H₂O₂ Production. *Bioresource Technology*, 155(0), 352-358.
- Arroyave, F., & Gutiérrez, G. (2008). *Tratamiento de aguas residuales por medio de un sistema acoplado de fotocatalisis-humedales*. Trabajo final pregrado Ingeniería Química. Antioquia, Colombia: Universidad EAFIT.
- Barba, L. E., & García, L. (enero-diciembre, 2012). Evaluación de la factibilidad de acople de un sistema fotocatalítico

- biológico para el tratamiento de vinazas mediante estudios de toxicidad. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 11, 63-71.
- Beltrán-Heredia, J., Torregrosa, J., García, J., Domínguez, J. R., & Tierno, J. C. (2001). Degradation of Olive Mill Wastewater by the Combination of Fenton's Reagent and Ozonation Processes with an Aerobic Biological Treatment. *Water Science and Technology*, 44, 103-108.
- Ben, W., Qiang, Z., Pan, X., & Chen, M. (2009). Removal of Veterinary Antibiotics from Sequencing Batch Reactor (SBR) Pretreated Wwine Wastewater by Fenton's Reagent. *Water Research*, 43(17), 4392-4402.
- Caselles-Osorio, A., Villafañe, P., Caballero, V., & Manzano, Y. (2011). Efficiency of Esocosm-Scale Constructed Wetland Systems for Treatment of Sanitary Wastewater under Tropical Conditions. *Water Air Soil Pollution*, 220, 161-171.
- Charris, J., & Caselles-Osorio, A. (2014). Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Colinum Echinochloa* (Poaceae). Segunda Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, Morelia.
- Coosemans, J. (1995). Control of Algae in Hydroponic Systems. *Acta Horticulturae*, 382, 263-268.
- Domènech, X., Jardim, W., & Litter, M. (2001) Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes (pp. 3-26). En: *Eliminación de contaminantes por fotocátalisis heterogénea*. Blesa, M. (ed.). La Plata, Argentina: CYTED.
- Echazú, R., Cadena, C., & Saravia, L. (2000). Estudio de materiales reflectivos para concentradores solares. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 4, 8.11-8.19.
- Gelover, S., Gómez, L., Reyes, K., & Leal, M. T. (2006). A Practical Demonstration of Water Disinfection using TiO_2 Films and Sunlight. *Water Research*, 40(17), 3274-3280.
- Glaze, W. H. (1987). Drinking-Water Treatment with Ozone. *Environmental Science & Technology*, 21(3), 224-230.
- Gobierno de Australia (2000). *Water Quality for Irrigation and General Use* (pp. 1-104). Departamento de Agricultura. Cap 9. Recuperado de http://www.daff.gov.au/__data/assets/pdf_file/0018/316143/gfmwq-guidelines-vol3-9-2.pdf.
- Gumy, D., Rincón, A. G., Hajdu, R., & Pulgarín, C. (2006). Solar Photocatalysis for Detoxification and Disinfection of Water: Different Types of Suspended and Fixed TiO_2 Catalysts Study. *Solar Energy*, 80(10), 1376-1381.
- Herrmann, J. M. (2005). Destrucción de contaminantes orgánicos por fotocátalisis heterogénea (pp. 147-164). En: *Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua*. Solar Safe Water, Iguazú, Argentina.
- Horn, T. B., Zerwes, F. V., Kist, L. T., & Machado, Ê. L. (2014). Constructed Wetland and Photocatalytic Ozonation for University Sewage Treatment. *Ecological Engineering*, 63(0), 134-141.
- Huang, Z., Maness, P., Blake, D. M., Wolfrum, E. J., Smolinski, S. L., & Jacoby, W. A. (2000). Bactericidal Mode of Titanium Dioxide Photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 130(2-3), 163-170.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands*, 2nd ed. Boca Raton, USA: Taylor and Francis Group, CRP Press.
- Lara, J. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Trabajo final. Maestría en Ingeniería y Gestión Ambiental. Barcelona: Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña.
- Lee, H. W., Chen, G., & Yue, P. L. (2001). Integration of Chemical and Biological Treatments for Textile Industry Wastewater: A Possible Zero-Discharge System. *Water Science and Technology*, 44(5), 75-83.
- Lei, Y., Shen, Z., Huang, R., & Wang, W. (2007). Treatment of Landfill Leachate by Combined Aged-Refuse Bioreactor and Electro-Oxidation. *Water Research*, 41(11), 2417-2426.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., & Licata, M. (2013). Effects of Plant Species in a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland – Phytoremediation of Treated Urban Wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, 61, Part A(0), 282-291.
- Li, B., Xu, X., & Zhu, L. (2010). Catalytic Ozonation-Biological Coupled Processes for the Treatment of Industrial Wastewater Containing Refractory Chlorinated Nitroaromatic Compounds. *Journal of Zhejiang University Science B*, 11(3), 177-189.
- Liberti, L., Notarnicola, M., & Lopez, A. (2000) Advanced Treatment for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture III: Ozone Disinfection. *Ozone Science & Engineering*, 22(2), 151-166.
- Low, G. K., McEvoy, S. R., & Matthews, R. W. (1991). Formation of Nitrate and Ammonium Ions in Titanium Dioxide Mediated Photocatalytic Degradation of Organic Compounds Containing Nitrogen Atoms. *Environmental Science & Technology*, 25(3), 460-467.
- Malato, S., Blanco, J., Alarcón, D. C., Maldonado, M. I., Fernández-Ibáñez, P., & Gernjak, W. (2007). Photocatalytic Decontamination and Disinfection of Water with Solar Collectors. *Catalysis Today*, 122(1-2), 137-149.
- Malato, S., Fernández-Ibáñez, P., Maldonado, M. I., & Oller, I. (2013). Chapter 15: Solar Photocatalytic Processes: Water Decontamination and Disinfection (pp. 371-393). In: *New and Future Developments in Catalysis*. Suib, S. L. (ed.). Amsterdam: Elsevier.
- Maness, P. C., Smolinski, S., Blake, D. M., Huang, Z., Wolfrum, E. J., & Jacoby, W. A. (1999). Bactericidal Activity of Photocatalytic TiO_2 Reaction: Toward an Understanding of its Killing Mechanism. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(9), 4094-4098.

- Ministerio de Agricultura (s.f.). *Decreto 1594 de 1984*. Bogotá: Ministerio de Agricultura, República de Colombia. Recuperado de http://oab.ambientebogota.gov.co/resultado_búsquedas.php?AA_SL_Session=ede91&x=4056.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (s.f.). *Resolución 1207 de 2014*. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Recuperado de <http://www.andi.com.co/Archivos/file/Vicepresidencia%20Desarrollo%20Sostenible/Resolucion1207AguasResidualesTratadas.pdf>.
- Ndounla, J., & Pulgarín, C. (2014). Evaluation of the Efficiency of the Photo Fenton Disinfection of Natural Drinking Water Source during the Rainy Season in the Sahelian Region. *Science of the Total Environment*, 493, 229-238.
- Oller, I. (2008). *Depuración de aguas contaminadas con tóxicos persistentes mediante combinación de fotocátalisis solar y oxidación biológica*. Tesis doctoral. Almería, España: Universidad de Almería.
- Pescod, M. B. (1992). *Wastewater Treatment and Use in Agriculture-FAO Irrigation and Drainage Paper 47*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e00.htm#Contents>.
- Pulgarín, C., Invernizzi, M., Parra, S., Sarria, V., Polania, R., & Péringer, P. (1999). Strategy for the Coupling of Photochemical and Biological Flow Reactors Useful in Mineralization of Biorecalcitrant Industrial Pollutants. *Catalysis Today*, 54, 341-352.
- Rincón, A., & Pulgarín, C. (2004). Effect of pH, Inorganic Ions, Organic Matter and H₂O₂ on *E. coli* K12 Photocatalytic Inactivation by TiO₂: Implications in Solar Water Disinfection. *Applied Catalysis B: Environmental*, 51(4), 283-302.
- Rincón, A., & Pulgarín, C. (2006). Comparative Evaluation of Fe³⁺ and TiO₂ Photoassisted Processes in Solar Photocatalytic Disinfection of Water. *Applied Catalysis B: Environmental*, 63(3-4), 222-231.
- Romero, J. (2013). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Shang, K., Ai, S., Ma, Q., Tang, T., Yin, H., & Han, H. (2011). Effective Photocatalytic Disinfection of *E. coli* and *S. aureus* using Polythiophene/MnO₂ Nanocomposite Photocatalyst under Solar Light Irradiation. *Desalination*, 278(1-3), 173-178.
- Sichel, C., Blanco, J., Malato, S., & Fernández-Ibáñez, P. (2007). Effects of Experimental Conditions on *E. coli* Survival during Solar Photocatalytic Water Disinfection. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 189(2-3), 239-246.
- Sunada, K., Watanabe, T., & Hashimoto, K. (2003). Studies on Photokilling of Bacteria on TiO₂ Thin Film. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 156(1-3), 227-233.
- USEPA (2012). Guidelines for Water Reuse. Recuperado de <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100F57K.pdf>.
- USGS (2013). National Field Manual for the Collection of water Quality Data. United States Geological Services. Recuperado de http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/table6.2_6.pdf.
- Vänninen, I., & Koskula, H. (1998). Effect of Hydrogen Peroxide on Algal Growth, Cucumber Seedlings and the Reproduction of Shore Flies (*Scatella Stagnalis*) in Rockwool. *Crop Protection*, 17(6), 547-553.
- Vega, H. J., Lancheros J. C., & Caselles-Orsorio A. (2013). *Organic Matter and Nitrogen Removal in Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands Planted with Cyperus articulatus*. Libro de abstracts (229 pp.). Quinto Simposio Internacional sobre Dinámica y Control de Contaminación en Humedales-WETPOL 2013, Nantes, Francia.
- Vymazal, J. (2013). The Use of Hybrid Constructed Wetlands for Wastewater Treatment with Special Attention to Nitrogen Removal: A Review of a Recent Development. *Water Research*, 47(14), 4795-4811.
- WHO (2006). *WHO Guidelines For The Safe Use Of Wastewater, Excreta and Greywater*. Paris: United Nations Environment Program, World Health Organization. Recuperado de http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546859_eng.pdf.
- Zhang, F., Feng, Ch., Jin, Y., Li, W., Hao, G., & Cui, J. (2009). *Photocatalytic Degradation of Ammonia Nitrogen with Suspended TiO₂* (pp. 1-4). Bioinformatics and Biomedical Engineering, 3^{ra} Conferencia Internacional IEEE.

Dirección institucional de los autores

Ing. Henry Casierra-Martínez
Ing. Jafeth Casalins-Blanco
Dra. Ximena Vargas-Ramírez

Universidad del Atlántico
Grupo de Investigación Humedales del Caribe Colombiano
Km 7 Antigua vía Puerto Colombia, Barranquilla, COLOMBIA
Teléfono: +57 (301) 471 6997
henrycasierra@dcc.uniatlantico.edu.co
ximenavargas@mail.uniatlantico.edu.co
jecasalins@hotmail.com

Dra. Aracelly Caselles-Orsorio

Universidad del Atlántico
Grupo de Investigación Humedales del Caribe Colombiano
Centro de Estudios del Agua
Universidad del Atlántico, Km 7 Antigua vía Puerto Colombia
Barranquilla, COLOMBIA
Teléfono: +57 (317) 373 6882
aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co





Remanso del río Cachapoal, comuna de Pichidegua, Chile.

Foto: Vanessa Novoa.

Percepciones sobre vulnerabilidad frente al cambio climático en una comunidad rural de Yucatán

• Denise Soares* •

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

*Autor para correspondencia

• Norma Cecilia Sandoval-Ayala •

Universidad Autónoma de Yucatán, México

Resumen

Soares, D., & Sandoval-Ayala, N. C. (julio-agosto, 2016). Percepciones sobre vulnerabilidad frente al cambio climático en una comunidad rural de Yucatán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 113-128.

En esta contribución hacemos un breve recorrido sobre los postulados de la vulnerabilidad social frente al cambio climático desde la voz de sus principales referentes, para a partir de ahí investigar las percepciones de diferentes actores sociales del municipio de Ixil, en la península de Yucatán, México, respecto al cambio climático, abordando tres variables: a) conocimiento del cambio climático, b) repercusiones del cambio climático en la población de Ixil y c) tipos de problemas en la localidad relacionados con el clima. Conocer la percepción social sobre el cambio climático contribuye a identificar medidas orientadas a promover procesos de adaptación y mitigación, reduciendo así las consecuencias negativas del cambio climático en los procesos de desarrollo.

Palabras clave: cambio climático, vulnerabilidad, percepción social, municipio de Ixil.

Abstract

Soares, D., & Sandoval-Ayala, N. C. (July-August, 2016). *Perceptions of Vulnerability to Climate Change in a Rural Community in Yucatán*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 113-128.

In this paper we do a brief tour on the principles of social vulnerability to climate change, from the voice of his main references, and investigate the perceptions of different stakeholders in the municipality of Ixil, Yucatan Peninsula, approach three variables: a) knowledge of climate change, b) impact of climate change on the population of Ixil and c) types of problems in the town related to climate. Knowing the social perception of climate change helps to identify measures to promote adaptation and mitigation processes, and decrease the negative consequences of climate change in development processes.

Keywords: Climate change, vulnerability, social perception, municipality of Ixil.

Recibido: 30/04/2015
Aceptado: 16/02/2016

Introducción

Los impactos adversos del cambio climático sobre la población, recursos naturales y economía constituyen actualmente uno de los problemas más apremiantes para México. De hecho, en nuestro país, la temática del cambio climático comenzó a adquirir importancia desde la última década del siglo pasado, como consecuencia de la agudización de ciertas manifestaciones meteorológicas,

como la intensidad y frecuencia de tormentas y huracanes; la abundancia de las lluvias con las consecuentes inundaciones, deslizamientos de tierra y desbordamiento de ríos y presas, y las sequías de duración inusual.

El cambio climático se manifiesta como un fenómeno que agudiza los problemas sociales ya existentes. La disminución en disponibilidad del agua potable para los sectores sociales más desfavorecidos; la agudización de las sequías, que

vulnera la seguridad alimentaria y la economía campesina tradicional; o el mayor deterioro ecológico, que pone en riesgo la viabilidad de las condiciones necesarias para el desarrollo, contribuyen a la profundización de la desigualdad, limita las capacidades del país para reducir la creciente pobreza y plantea nuevos desafíos en los esfuerzos por promover la justicia social.

El cambio climático supone entonces un factor clave al amplificar las interacciones entre riesgo por desastre y pobreza, porque, por un lado, aumenta las amenazas hidrometeorológicas y climáticas y, por el otro, incide en el declive de los ecosistemas de los que dependen las actividades económicas que sustentan los medios de vida de la población. De hecho, entre 1970 y 2011, 66% de los desastres en México estuvo relacionado con tormentas tropicales e inundaciones, mientras que las pérdidas económicas resultantes de dichas causas ascendieron a 76% del total de pérdidas por desastres (OECD, 2013). Asimismo, según la Semarnat, en el periodo 2000-2009, los eventos hidrometeorológicos fueron responsables de 96% de las pérdidas económicas derivadas de los desastres. Por tal motivo, el desafío de los impactos del cambio climático es enorme para los hacedores de políticas públicas. Otro reto importante es que a pesar de la existencia de estudios físicos y geográficos sobre impactos del cambio climático, que han permitido establecer escenarios de impactos a nivel territorial (en la entidad se cuenta con un *Atlas de escenarios de cambio climático* para la península de Yucatán, documento conformado por una serie de proyecciones hacia 2020, basadas en estadísticas y cambios en el medio ambiente que se han registrado en las últimas décadas, sobre los posibles impactos que podrían sufrir los sistemas naturales frente a este fenómeno) (Orellana, Espadas, Conde, & Gay, 2009), a la fecha no se cuenta con suficiente información a escala reducida sobre sus impactos económicos y sociales, y para entenderlos desde el contexto local es necesario combinar el conocimiento de los pobladores de las comunidades con información científica sobre el clima (CARE, 2010).

De acuerdo con Olivé (2004: 291): “Para todo tipo de riesgo que afecte intereses colectivos de

un sector de la sociedad o de la naturaleza, es éticamente indispensable la participación pública en el proceso que va de la identificación a la gestión del riesgo”. Además de la importancia ética de la participación pública en los análisis de gestión del riesgo por amenazas climáticas, los procesos participativos permiten a las personas conocer y entender mejor los riesgos climáticos a los que se exponen, sus ventajas y oportunidades para afrontarlos, en tanto se recupera también el conocimiento local con autoridad creíble para informar e influenciar la política (Chambers, 2010).

Para asegurar que las políticas de desarrollo y los programas orientados a minimizar la afectación del cambio climático en los sistemas sociales y económicos reduzcan la vulnerabilidad de las personas al cambio climático, es necesario saber qué es vulnerabilidad frente al cambio climático, quiénes son sensibles a sus efectos, cómo sienten la afectación y qué estrategias emprenden para hacer frente a los impactos del cambio climático. Esta información es valiosa para el diseño, implementación, monitoreo y evaluación de los programas. Como diría Chambers (2010): “el conocimiento local tiene también autoridad creíble para informar e influenciar la política”. Nosotras añadiríamos que el diseño de las políticas sin tomar en cuenta las necesidades y demandas de los actores sociales locales está condenado al fracaso o, en lo mejor de los casos, en no producir el impacto positivo deseado.

El hecho de plantear el involucramiento de los actores sociales en el diseño de políticas y programas orientados a la reducción de la vulnerabilidad frente al cambio climático requiere un proceso de información sobre el tema, descifrar la gama de necesidades sobre la materia y asegurar que todos estos intereses queden representados. Ello depende, además de valoraciones o conocimientos técnicos, de comprender las distintas visiones de la realidad que tienen los grupos sociales.

Es de vital importancia explicitar la percepción de los sujetos sociales acerca del cambio

climático. Conociendo la percepción de los actores sociales locales, se pueden desencadenar mecanismos que posibiliten potenciar aquellos elementos de la cultura que contribuyan a la reducción de la vulnerabilidad social, así como dilucidar los aspectos culturales, ideológicos, económicos y políticos que la profundizan. Así, se vuelve imprescindible conocer los tipos de relaciones que establecen entre sí los sujetos sociales, al igual que con la naturaleza y con el resto de la sociedad. Para conocer esas relaciones es necesario entender la lógica de las percepciones: qué conceptos movilizan a los actores (Blaikie, Cannon, Davis, & Wisner, 1994).

En este trabajo se analizan los resultados de un estudio de caso sobre percepciones respecto al cambio climático en un municipio del estado de Yucatán: Ixil. En particular, el presente documento trata de contestar tres interrogantes: ¿qué es el cambio climático?, ¿cuáles son las repercusiones del cambio climático en la población de Ixil?, ¿qué tipos de problemas relacionados con el clima están presentes en Ixil? Para responder estas interrogantes, iniciamos el documento con un breve acercamiento a la construcción social del riesgo; enseguida brindamos un marco metodológico y hacemos un recorrido por la localidad de estudio, y finalmente presentamos los resultados de las percepciones asociadas con el cambio climático, encontradas con la aplicación de encuestas a la población adulta de Ixil.

La construcción social del riesgo: vulnerabilidad social y percepciones asociadas con el riesgo del cambio climático

Desde hace décadas, los considerados inicialmente como desastres “naturales” han sido objeto de estudio por parte de los expertos en gestión de riesgos climáticos (Wilches-Chaux, 1993; Blaikie *et al.*, 1994; Cutter, 1996; Cardona, 2001; Wisner, Blaikie, Cannon, & Davis, 2004; García-Acosta, 2005; Cutter, Emrich, Webb, & Morath, 2009) debido a que su recurrencia ha implicado tanto pérdidas económicas como un alto número de pérdidas de vidas humanas.

Según Cutter *et al.* (2009), los enfoques que parten del estudio de los desastres han utilizado el concepto de vulnerabilidad para delimitar las nociones entre los agentes activos del desastre: riesgos, amenazas y desastres. Las amenazas (*hazards*) son los peligros potenciales que pueden dañar a las personas, las cosas que valoran y los lugares. Un riesgo es la probabilidad de incurrir en daños, o la probabilidad del daño o pérdida resultante de la situación de peligro; es la traducción de una amenaza en movimiento, cuya probabilidad de ocurrencia aumenta la amenaza misma en un sentido general o para un evento específico. Por ejemplo, el inicio de la temporada de huracanes en el Atlántico incrementa la amenaza de que un huracán impacte sobre el territorio de la península de Yucatán, México, porque simplemente hay una mayor probabilidad de ocurrencia del evento, dado que existen condiciones favorables para el desarrollo de huracanes. Los desastres son eventos singulares de mayor escala que superan la capacidad local para responder de manera eficaz y recuperarse de un evento. Tanto las amenazas como los desastres tienen muchos orígenes, pero por lo general se considera que sus causas se deben a la interacción entre sociedad y sistemas naturales (p. ej., huracanes); sociedad y tecnología (p. ej., derrames de sustancias químicas), o bien dentro de la propia sociedad (Cutter *et al.*, 2009).

Dentro de la tradición disciplinaria del estudio de los desastres, inicialmente hubo un interés considerable por entender la relación de desastres en función de las amenazas. Estudios de esa primera etapa se identifican dentro del enfoque centrado en eventos naturales. Sin embargo, el modelo riesgo-amenaza (*risk-hazards*) no revelaba las formas en que el sistema en cuestión podría amplificar o atenuar los impactos de la amenaza y tampoco permitía distinguir entre los grados de exposición de los componentes de un sistema en cuanto a las consecuencias de la amenaza (Turner *et al.*, 2003).

En una segunda etapa, según Lavell (2005) y Cutter *et al.* (2009), se tienen los trabajos pioneros de algunos autores que se ocuparon de entender la vulnerabilidad en función de la

comprensión de la ocupación humana de las zonas de riesgo, incorporando el concepto de percepción de amenazas, de la forma en que la sociedad percibe y se relaciona con su ambiente (White & Haas, 1975, citado por Cutter *et al.*, 2009: 4) o de cómo la vulnerabilidad puede ser a causa de presiones sociales, políticas y económicas impuestas a los individuos, que limitaban sus respuestas y capacidad para hacer frente a los desastres físicos (O'Keefe *et al.*, 1976, citado por Lavell, 2005: 10), lo que permitió sentar las bases de lo que después se denominaría, la “escuela de la vulnerabilidad”, que centra el problema de los desastres como el problema de la vulnerabilidad humana. Es entonces cuando la vulnerabilidad social se coloca como el primer momento del proceso riesgo-desastre.

De acuerdo con García-Acosta (2005), en América Latina se reaccionó ante la insuficiencia analítica de enfoques anglosajones, así como evidencias empíricas arrojadas por los numerosos estudios de caso de eventos desastrosos, particularmente en países de menor desarrollo; todo ello dio origen al desarrollo de modelos alternativos para el estudio del riesgo y desastres, teniendo como eje de análisis el concepto de vulnerabilidad que resultó necesario en función del interés por trabajar en la reducción de ocurrencia de desastres. Al respecto, uno de los trabajos más destacados fue el de Wilches-Chaux (1993) sobre vulnerabilidad global, que hace referencia a las distintas “vulnerabilidades” que incrementan la magnitud de los desastres; los diversos estudios serían retomados y ampliados por Cardona (2001), quien incorporaría el carácter multidimensional de vulnerabilidad, subrayando su aspecto social (García-Acosta, 2005).

El siguiente avance teórico en cuanto al término de vulnerabilidad con relación a los desastres fue el que se produjo con la publicación en 1994 del volumen “At Risk, Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters”, en donde Piers Blaikie y colaboradores desarrollaron dos modelos de vulnerabilidad: modelo presión y liberación (*pressure and release or PAR Model*), cuya idea central es que los desastres se deben a la interacción de dos fuerzas: por un

lado, aquellos procesos que generan vulnerabilidad y, por el otro, la exposición física de la amenaza. Estableciendo que lo que da origen a la vulnerabilidad son los procesos económicos, demográficos y políticos, presiones dinámicas y condiciones inseguras (Blaikie *et al.*, 1994). El segundo modelo fue el de acceso a los recursos (*access to resources model*), ya sea de una familia, comunidad o sociedad determinada, que permiten seguridad frente a determinadas amenazas. Mediante este modelo también se examinan algunas otras variables de vulnerabilidad, como género, edad y etnicidad (Blaikie *et al.*, 1994).

La construcción del concepto de vulnerabilidad social integra nociones de sociología, economía, ciencias políticas y antropología, y por ser un concepto que transita entre las fronteras de distintas disciplinas representa un avance en el intento por construir nuevas categorías de análisis para entender y explicar las causas y síntomas de las consecuencias sociales de los desastres. Además de su importancia teórica, dicho concepto tiene un relevante valor político, por constituirse una base operativa para el diseño de políticas sociales y de cambio climático. Si bien se reconoce ampliamente la riqueza del enfoque de vulnerabilidad para la interpretación de forma más nutrida de la problemática de la desigualdad social, también se tiene claro que dicho concepto se encuentra en proceso de construcción teórica y operación metodológica.

Según Busso (2001), las condiciones de vulnerabilidad se refieren a la capacidad de respuesta de individuos, hogares o comunidades, resultante de la relación entre el “entorno” y el “interno”, como consecuencia de la exposición a algún tipo de amenaza. El autor aclara que el “entorno” ofrece un conjunto de oportunidades vinculadas con los niveles de bienestar con los cuales los individuos tienen acceso en determinado territorio y tiempo. Lo “interno” enfatiza la cantidad, calidad y diversidad de los recursos, activos o capitales, que pueden ser movilizados para enfrentar la amenaza, lo cual hace referencia directamente a la “capacidad de respuesta” de los individuos, hogares o comunidades.

Blaikie, Cannon, Davis y Wisner (1996) proponen que la vulnerabilidad es una combinación de características de una persona, hogar o comunidad, expresadas en relación con la exposición a una amenaza derivada de su propia condición social y económica. El aporte de Blaikie a la construcción del concepto de vulnerabilidad consiste en la afirmación de que las amenazas no son naturales, sino son los sistemas sociales y políticos que crean las condiciones donde las amenazas tienen un impacto diferencial sobre diferentes grupos dentro de las sociedades. Según el autor, la naturaleza forma parte de la estructura social de la sociedad, a través del uso de los recursos naturales para las actividades económicas, y las amenazas están entrelazadas con los sistemas humanos, al afectar los activos y medios de vida de las poblaciones.

De esa manera, no se puede plantear la vulnerabilidad en general, sino el concepto debe estar siempre acompañado con la pregunta: ¿vulnerable a qué? Es decir, la vulnerabilidad, al contrario de la pobreza, se construye y manifiesta en el contexto de una amenaza real. Este planteamiento lleva a una conclusión importante, relativa a que las personas serán vulnerables en diferentes grados a diferenciadas amenazas, de tal suerte que una persona puede ser vulnerable a la pérdida de propiedad o de la vida por causa de inundaciones, pero no manifiesta vulnerabilidad ante fenómenos de sequía (Blaikie *et al.*, 1996).

Desde otra perspectiva, Barriga-Machicao (2004) plantea que la vulnerabilidad social está determinada por múltiples factores, algunos de los cuales se relacionan con políticas, instituciones y carencia de activos, y se expresa en condiciones de fragilidad o falta de *resiliencia* que predisponen a una comunidad o individuos por sus condiciones de edad, género, etnia, política, social y económica a sufrir daño diferencial por exponerse ante una amenaza que genera un desastre, como pudieran ser huracanes o sequías. Para comprender la vulnerabilidad es necesario reconocer que existen múltiples formas de vivir la vulnerabilidad y también diferenciadas estrategias para contrarrestarla.

En cuanto al concepto de construcción social de riesgos, Virginia García Acosta entrega una profunda revisión del concepto en su ensayo teórico “El riesgo como construcción social y la construcción social de riesgos” (2005), ligando los dos términos clave de los desastres: riesgo y vulnerabilidad, y haciendo una útil recuperación teórica-histórica del concepto percepción del riesgo, apoyándose en las aportaciones de Mary Douglas, quien establece que: “el riesgo no es un ente material objetivo, sino una elaboración, una construcción intelectual de los miembros de la sociedad y por lo tanto, al ser el riesgo un producto conjunto de conocimiento y aceptación, depende de la percepción que de él se tenga, siendo entonces un producto social, producto de una construcción cultural” (Douglas, 1987, 1996, citada por García-Acosta, 2005: 15-16).

De la misma forma, García-Acosta (2005) recupera el término de construcción social de la vulnerabilidad apoyándose de los trabajos del antropólogo Oliver-Smith, para establecer el término de condiciones de vulnerabilidad social como: “una dimensión del aspecto procesual del desastre” y, al mismo tiempo, define a la vulnerabilidad como la “integración de fuerzas político-económicas y ambientales, que se explica con base en el riesgo construido en términos sociales y biofísicos” (Oliver-Smith, 2002, citado por García-Acosta, 2005: 21).

Por su parte, Cardona (2005: 1) establece que: “los desastres son eventos socio-ambientales cuya materialización es el resultante de la construcción social del riesgo”, para luego establecer que la vulnerabilidad está íntimamente ligada con los procesos sociales que se desarrollan en las áreas propensas, y tiene que ver con susceptibilidad, grado de exposición, capacidad de respuesta o falta de resiliencia de la población ante distintas amenazas (Cardona, 2005).

Los componentes centrales comúnmente utilizados en los marcos de aproximación de la vulnerabilidad ante desastres y que son necesarios definir han sido:

- a) La susceptibilidad que está determinada por los factores o procesos físicos, sociales,

económicos y ambientales de un sistema o comunidad ante los impactos de una amenaza (EIRD-ONU, 2009). Esta noción de “susceptibilidad” se encuentra muy próxima al marco de construcción social de vulnerabilidad.

- b) La capacidad de respuesta, atributos del sistema, preexistente a las amenazas o perturbaciones externas que permiten a los componentes del sistema resistir (afrentar) o ajustarse (adaptación), con el fin de moderar los posibles daños, tomar ventajas de las oportunidades o enfrentar las consecuencias de perturbaciones o amenazas cuando ocurran (Gallopín, 2006).
- c) El grado de exposición del sistema está determinado entonces por la exposición ante la amenaza, susceptibilidad, y capacidad de afrontamiento y adaptación (Birkmann, 2006).

La exposición es el grado de duración o extensión en el cual el sistema entra en contacto con determinada amenaza o perturbación (Gallopín, 2006). La sensibilidad es el grado en el que un sistema natural o humano responde a ciertos procesos que cambian o perturban su condición inicial debido a perturbaciones externas. En tanto, resiliencia se define como el grado, manera y procesos mediante los cuales el sistema es capaz de absorber cambios o alteraciones sin perder su estructura, modos de funcionamiento o capacidades. Sin embargo, según Gallopín (2006), la resiliencia no es necesariamente lo opuesto a la vulnerabilidad; un sistema resiliente es menos vulnerable que un sistema no resiliente; sin embargo, la relación entre vulnerabilidad y resiliencia no es necesariamente asimétrica.

El concepto de vulnerabilidad ha sido explorado desde disciplinas muy diversas, como antropología, sociología, ecología política o geografía, que han generado planteamientos teóricos para explicar realidades diferentes, utilizando términos y variables distintas.

Sin embargo, según Cutter *et al.* (2009), la ambigüedad de definición y ausencia de un

marco normativo para la medición de la vulnerabilidad parte de la naturaleza dinámica e interactiva del concepto con algunos de sus componentes y al cambio de escala de análisis (temporal y espacial). Por ello, el desarrollo de una herramienta universal para la medición y evaluación de la vulnerabilidad social continúa siendo un desafío para todos los campos del conocimiento.

Con el fin de resumir, podemos anotar que la mayor parte de las definiciones de vulnerabilidad social comparten algunos elementos:

- La vulnerabilidad social necesita siempre un punto de referencia, por ejemplo, un determinado tipo de riesgo o amenaza (“la vulnerabilidad ante qué”); un contexto social específico, que transforma un riesgo o amenaza en un proceso de pérdida (“vulnerabilidad a”), así como unidades de análisis de individuo, hogar, grupo social basados en sus características (“vulnerabilidad de quién”).
- No sólo la exposición de unidades de análisis son importantes, también sus capacidades para afrontar y adaptarse ante una amenaza determinada, debido a que las personas no son sujetos pasivos sino que cuentan con determinados aspectos dinámicos, como su nivel de conciencia, percepciones, motivaciones, actitud y conocimiento acerca de las amenazas (incluidas las naturales).

Además de las escalas de lugar, el análisis de la vulnerabilidad social requiere de cambios de escala de tiempo. Dado que son estados de vulnerabilidad, son temporales y acumulables —ex-ante y ex-post—, como condición interna y en función de la secuencia de aparición de amenazas climáticas.

En la literatura del cambio climático, el término de vulnerabilidad fue inicialmente definido en función de tres dimensiones de exposición ante los impactos del cambio climático y otros tipos de estrés relevantes, sensibilidad a la exposición y capacidad de adaptación.

El mismo Panel Intergubernamental de Cambio Climático los coloca en una sola canasta, al definir vulnerabilidad al cambio climático como el: “Nivel al que un sistema es susceptible, o no es capaz de soportar, los efectos adversos del cambio climático, incluida la variabilidad climática y los fenómenos extremos. La vulnerabilidad está en función del carácter, magnitud y velocidad de la variación climática al que se encuentra expuesto un sistema, su sensibilidad, y su capacidad de adaptación” (IPCC, 2007, a, b, c: 198).

Sin embargo, según Downing *et al.* (2006), la noción de vulnerabilidad que se propone en la metodología del IPCC parece acercarse más a la literatura técnica de la primera etapa de la gestión de riesgos y desastres, poniendo un énfasis mayor a un riesgo exógeno de un sistema y sus efectos adversos, que a los factores internos de la vulnerabilidad, proponiendo sólo escenarios del cambio climático y concentrándose en el análisis de impactos de primer orden.

Por ello, los modelos de escenarios propuestos por el IPCC para el análisis de vulnerabilidad basados en las proyecciones de las futuras propuestas climáticas y árboles de riesgo como respuesta a diferentes amenazas climáticas fueron complementados por modelos de corte constructivista-social-ecológico que consideran la vulnerabilidad social como una condición *a priori* de un individuo, hogar o comunidad, que está determinado por factores sociales, económicos, ambientales y políticos como causales que concentran las capacidades diferenciales de las comunidades para hacer frente al estrés de elementos externos y que pueden facilitar las respuestas de adaptación al problema climático, como mecanismo para reducir la vulnerabilidad (Cardona, 2001; Turner *et al.*, 2003; Adger, 2006; Downing *et al.*, 2006; Birkmann, 2006; Gallopin, 2006; Füssel & Klein, 2006).

Una vez realizado este breve recorrido por algunos autores emblemáticos que abordan el concepto de vulnerabilidad, se brindará el marco metodológico que ha orientado la investigación; enseguida habrá un acercamiento al municipio de estudio, ubicado en la península

yucateca, Ixil; para finalmente abordar las percepciones sociales respecto a la vulnerabilidad social frente al cambio climático.

Metodología y contexto

El estudio de caso que se presenta a continuación aporta elementos de análisis sobre la percepción del cambio climático de actores sociales de la localidad de Ixil. Se consideró como universo de estudio 903 hogares de la localidad de Ixil, y para determinar el número de encuestas a aplicar se utilizó la fórmula para la determinación de la muestra cuando el universo es finito.

Para la aplicación de los cuestionarios se utilizó un mapa de la localidad de Ixil y con base en el número total de manzanas se determinó el número de encuestas a aplicar por manzana. Se estableció que se entrevistaría a cualquiera de los miembros que fueran mayores de 18 años de cada uno de los 81 hogares seleccionados al azar, considerando que un número equivalente de encuestas fueran aplicadas a mujeres y hombres. Así, se aplicaron 82 encuestas: 41 a mujeres y 41 a hombres.

Asimismo, se realizaron consultas a fuentes secundarias de información, con la finalidad de realizar un breve marco socioambiental de la región de estudio y complementar los datos obtenidos con el desarrollo del trabajo de campo, principalmente en lo que a información de carácter cuantitativo se refiere.

Se seleccionó el municipio de Ixil, en la costa de Yucatán, México, para el desarrollo del estudio de caso debido a la vulnerabilidad natural que presenta el estado frente al cambio climático. Por su ubicación, la península de Yucatán es afectada de modo directo o indirecto por la mayoría de los huracanes que se forman en El Caribe. La afectación por el paso de los eventos naturales asociados con la variabilidad climática se manifiesta en inundaciones, impacto en los ecosistemas, y pérdida de la productividad pesquera y de cultivos, poniendo en riesgo a miles de personas, con un costo económico que representa millones de dólares en daños materiales (Munguía-Gil, Méndez, Beltrán, & Noriega, 2009).

El municipio de Ixil se ubica entre los paralelos 21°08' y 21°20' de latitud norte y los meridianos 89°24' y 89°32'. Colinda al norte con el Golfo de México y con los municipios de Progreso (poniente); Chicxulub Pueblo (sur poniente); Mocoiché (sur); Motul (sur oriente), y al oriente, con Dzemul y Telchac Puerto. Tiene una altitud sobre el nivel del mar entre 6 y 10 metros. Ocupa 0.37% de la superficie del estado de Yucatán, con un total de 134.13 kilómetros cuadrados. El tipo de clima es semiseco, muy cálido y cálido (56.71%); seco, muy cálido y cálido (40.33%), y cálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad (2.96%) (INEGI, 2010).

Ixil es una pequeña localidad de 3 728 habitantes: 1 903 hombres y 1 825 mujeres. La comunidad es un perfecto ejemplo de la complejidad para establecer diferencias entre urbano y rural; su realidad socioeconómica, histórica y cultural se impone ante el simple criterio cuantitativo de 2 500 habitantes, para delimitar la frontera entre lo urbano y rural. Por tal motivo, Ixil es una localidad clasificada por INEGI (2010) como rural ampliada.

La distancia que une la localidad cabecera a la costa son escasos 25 kilómetros, y a pesar de que el municipio de Ixil cuenta con territorio costero, por cuestiones políticas y geográficas, la población tiene acceso limitado a la explotación del mar. Parte de la población de Ixil se ocupa en pequeñas o medianas industrias ubicadas regularmente fuera del poblado; en algunas otras formas de empleo temporal, o en ocupaciones basadas en el autoempleo. Sin embargo, una proporción importante de la población se dedica a la agricultura, pero con la decadencia del cultivo del henequén, trabaja de lleno en horticultura, donde el cilantro, rábano, chile habanero, cebollina y cebollitas son los cultivos principales. La manera en que trabajan la tierra es tradicional o rústica, y sujeta a las variaciones de las condiciones climatológicas.

Cuando se llega a la localidad, se observan calles con alumbrado público y caseríos de aspecto urbanizado. Sin embargo, en las orillas de sus calles pavimentadas con asfalto hay tierra acumulada. Es posible que sean los montículos

de tierra que se forman después de que el agua de lluvia queda retenida en las calles por falta de drenaje pluvial. Pero no sólo las calles se inundan con el agua de lluvia, también —al menos parcialmente— algunas de las casas de los pobladores, sus traspatios y terrenos de cultivo. Al respecto, se puede consultar en la prensa los impactos de las lluvias ocasionadas en Ixil por el frente frío número 21 en enero de 2013.

Según INEGI (2010), el uso potencial de la tierra en el municipio de Ixil es 100% no apta para la agricultura. El tipo de suelo dominante es calcáreo y pedregoso, y en palabras de los propios pobladores, son unos 7 o 10 centímetros de tierra sobre la superficie rocosa los que deben limpiar por completo de piedras para luego ser utilizados para el cultivo de hortalizas, dicen que de forma ocasional: “con las lluvias, la tierra se desplaza de un terreno a otro”.

A pesar de ello, los ixileños, antes de dedicarse al cultivo del henequén, debieron haber sido horticultores y quizá sea por ello que derive el significado de Ixil, “tierra entregada, labrada muchas veces” y por tanto, quizás también, después del desplome del henequén, los pobladores volvieron de nuevo sus ojos al cultivo de hortalizas, como cilantro, rábano, chile habanero, cebollinas y cebollitas, de donde proviene su fama (Orilla, 1998: 11-13).

Algunos habitantes complementan sus ingresos con ganadería, apicultura, o como mototaxistas o triciclistas. Algunas mujeres apoyan la economía familiar elaborando y vendiendo artesanías, produciendo aves, frutas y hortalizas de traspatio, o ayudando a sus maridos en la comercialización de productos. Otra parte de la población se emplea —por lo regular fuera de comunidad— en pequeñas o medianas industrias que aún nombran de manera indistinta como “la maquila”.

En la localidad principal del municipio se concentra 98% de su población total, el resto habita en comunidades de 39 habitantes o menos. Al inicio de la investigación se preguntó a los pobladores de Ixil por la ubicación del resto de las comunidades del municipio. De modo insistente contestaban: “ya no hay”, “ya no que-

dan”, o “quién podría vivir ya en esos sitios”. Finalmente decían: “la gente se ha venido a vivir a Ixil o se ha ido a vivir a Mérida”.

De acuerdo con la clasificación de Conapo (2013), Ixil es una localidad con un nivel de marginación alto debido principalmente a sus condiciones de pobreza y tamaño de población. Esto último puede significar que los moradores enfrenten ciertas carencias por falta de acceso a la educación o algunos servicios públicos, viviendas inadecuadas o ingresos insuficientes.

Por otro lado, conforme a la medición municipal de la pobreza efectuada por Coneval (2010), 62.3% de la población del municipio de Ixil observa algún tipo de pobreza: 1 968 habitantes (50.4%) viven en situación de pobreza moderada y 466 pobladores (11.9%) están en situación de pobreza extrema. Con relación a su bienestar económico, 67.1% de la población vive con un ingreso inferior a la línea de bienestar y un 20.2% lo hace con un ingreso inferior a la línea de bienestar mínimo. Sólo 6.1% de la población, es decir, 237 habitantes del municipio, es considerado por Coneval como no pobre y no vulnerable.

En cuanto a los indicadores de privación social, 89.2% de los pobladores cuenta con al menos una carencia social y 40.0% observa al menos tres carencias sociales.

Como se puede observar en la figura 1, las carencias más observables en el municipio de Ixil son acceso a seguridad social (62.4%); acceso a servicios básicos de vivienda (57.4%); rezago educativo (29.8%), y acceso a la alimentación (28.6%). El elevado porcentaje de carencias en la población sugiere una mayor vulnerabilidad al cambio climático, por contar con medios de vida menos seguros.

Percepciones asociadas con cambio climático

Uno de los elementos centrales para entender las manifestaciones del cambio climático en una región es el conocimiento de las opiniones que tienen sus habitantes sobre el problema. La intención de conocer las percepciones de un grupo

de habitantes del municipio de Ixil respecto al cambio climático responde a la inquietud de comprender sus intereses, demandas y necesidades, a fin de sentar las bases para construir procesos de participación social, en donde los pobladores locales puedan tener su espacio en la toma de decisiones con respecto al futuro ambiental de su localidad.

Asimismo, un determinante clave para la adaptación al cambio climático son las percepciones de los pobladores en cuanto al fenómeno en función de sus medios de sustento. Por lo anterior, habría que entender a través de las percepciones de la población de Ixil cómo se manifiesta la vulnerabilidad y cuáles son los tipos de estrés asociados con factores medioambientales y sus causas, identificados por hombres y mujeres.

Si bien conocer las percepciones sobre el cambio climático de los pobladores locales crea oportunidades para el desarrollo de programas que tratan de encontrar formas más sustentables de articulación de los grupos sociales con sus recursos, ello por sí solo no logra dar cuenta de la compleja realidad socioambiental y de la multiplicidad de variables que condicionan la sustentabilidad del desarrollo. Hecha la aclaración, a continuación se destacan algunos aspectos sobre la percepción de 82 habitantes de Ixil (41 mujeres y 41 hombres) sobre cambio climático, entre ellos sus posiciones acerca de: a) características del cambio climático; b) repercusiones del cambio climático en la población, y c) problemas relacionados con el clima presentes en la localidad y sus causas.

Sobre las respuestas a la pregunta: ¿usted sabe qué es cambio climático?, 33 de los 41 hombres encuestados contestaron saber qué es el cambio climático, es decir, una proporción de 8 por cada 10 hombres. En tanto, para el caso de las mujeres, 27 de las 41 entrevistadas dijeron saber qué es el cambio climático, lo que indica que por cada 10 mujeres, 6.6 tiene conocimiento del término. Se puede entonces concluir que una menor proporción de mujeres que de hombres tiene conocimiento del término cambio climático.

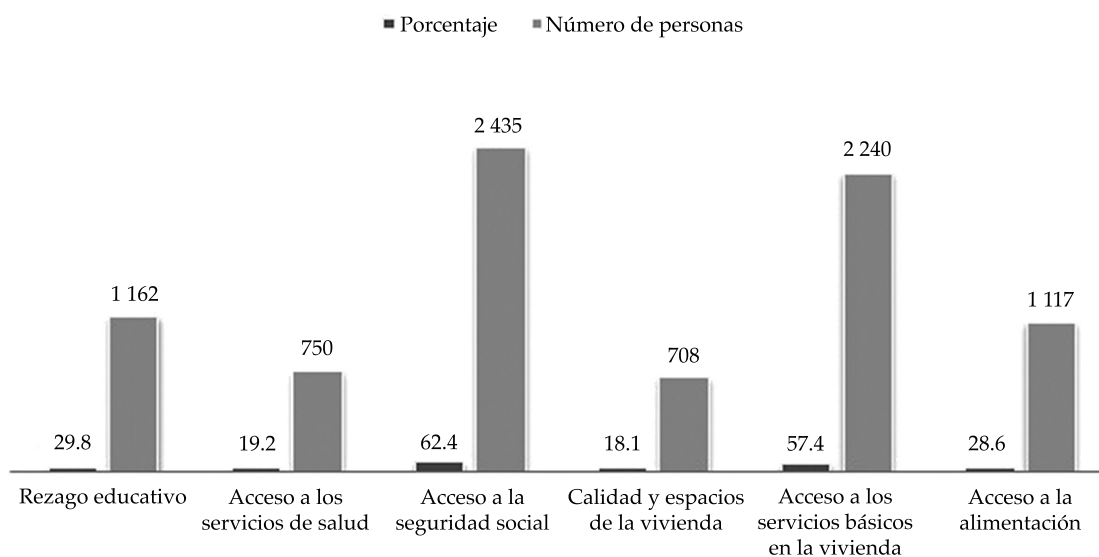


Figura 1. Número de personas y porcentaje de carencias promedio en los indicadores de pobreza, municipio de Ixil, Yucatán, México. Fuente: estimaciones del Coneval con base en el MCS-ENIGH 2010 y la muestra del Censo de Población y Vivienda 2010.

A las personas encuestadas se les solicitó dijeran lo primero que venía a su mente cuando se mencionaba el término de cambio climático. Debido a que los pobladores no tienen una imagen clara del fenómeno se asociaron respuestas como “cambio del tiempo”, “es el desajuste del clima”, “los cambios extremos del clima”, “va cambiando bruscamente el clima” o “el tiempo ha cambiado bastante” con el ítem de cambios abruptos del estado del clima, o bien afirmaciones como “calor y frío extremos”, “las temperaturas cambian frío/calor”, “la temperatura que sube” o “cambios bruscos de temperatura” quedaron incluidas en el renglón de cambios bruscos de temperatura, y así sucesivamente, como se muestra en el cuadro 1. Como era de esperar, se pudo constatar que las respuestas tanto de hombres como mujeres giran en torno a las consecuencias que podrían presentarse por el cambio climático, como el caso de cambios abruptos del estado del clima (28%); cambios bruscos de temperatura (25%), alteración o modificación de estaciones del año (8%), o mayor cantidad o intensidad de los huracanes (7%).

Algunos términos más relacionados con el cambio climático fueron mencionados por la población encuestada: calentamiento global (5%) o efecto invernadero (2%). Dichos términos, aunque señalados por la población, no necesariamente significa que conocieran su definición. Por otro lado, un 33% de las percepciones asociadas con cambio climático, tanto en mujeres (12%), como hombres (13%), relacionan el término con las posibles fuentes antropogénicas del fenómeno, como los efectos de la contaminación, agotamiento de los recursos naturales, por efecto de la deforestación o por afectaciones que el ser humano provoca en la naturaleza. Se puede afirmar entonces que la percepción asociada con el término de cambio climático en los pobladores en Ixil se relaciona con los impactos o causas antropogénicas del fenómeno, pero no con el fenómeno en sí.

Del cuadro 2 se puede destacar además que la alteración o modificación en las estaciones (8%) fue citada sólo por los hombres que contestaron la encuesta, respuesta relacionada con la actividad económica principal (horticultura),

Cuadro 1. Tamaño de la muestra.

$n = \frac{N * Z_{\alpha}^2 * p * q}{d^2 * (N - 1) + Z_{\alpha}^2 * p * q}$	En donde: N = total de la población = 903 hogares $Z_{\alpha} = 0.05 = 1.96$ al cuadrado (la seguridad es de 95%) p = proporción esperada¹ (en este caso, 93.9% de la población presenta algún grado de vulnerabilidad por carencia social o pobreza = 0.939) $q = 1 - p$ (en este caso, $1 - 0.939 = 0.061$, 6.1% de población no pobre y no vulnerable) d = precisión o error admitido (se calculó la muestra considerando un 5% de error) Siendo $n = 81$ hogares.
---	--

¹De acuerdo con la medición de pobreza efectuada por Coneval (2010), el porcentaje de población del municipio de Ixil considerada como “No pobre y no vulnerables” es de 6.1%, mientras que 93.9% restante se considera población vulnerable por carencia social o vulnerables por ingreso. Por otro lado, considerando el número de carencias promedio en los indicadores de pobreza, el porcentaje de la población del municipio de Ixil que presenta algún tipo de pobreza es de 62.3%.

Fuente: elaboración propia.

Cuadro 2. Distribución de porcentajes de percepciones asociadas con el término de cambio climático.

Percepción asociada con el término de cambio climático	Distribución		
	Hombres (%)	Mujeres (%)	Total (%)
Cambios abruptos del estado del clima	18	41	28
Cambios bruscos de la temperatura	24	26	25
Alteración o modificación en las estaciones	15	0	8
Más huracanes o más intensos	6	7	7
Por efectos de la contaminación	3	11	7
Calentamiento global	6	4	5
Afectación en la forma de vida de las familias y su economía	0	4	2
Aumento en la temperatura	3	0	2
Efecto invernadero	3	0	2
Es el agotamiento de los recursos naturales	3	0	2
Ha escuchado de ello en la TV	3	0	2
Más enfermedades	0	4	2
Más lluvias y vientos	0	4	2
Mayores temperaturas	3	0	2
Mucho sol	3	0	2
Por efectos de la deforestación	3	0	2
Porque el ser humano provoca afectaciones en la naturaleza	3	0	2
Se están derritiendo los polos	3	0	2
Total general	100	100	100

Fuente: elaboración propia.

identificada por los pobladores de la localidad y llevada a cabo mayormente por varones.

En el cuadro 2 es observable también de qué manera la percepción de riesgos asociados con el cambio climático de mujeres y hombres está

más relacionada con amenazas climáticas de aparición lenta, como alteraciones paulatinas del clima, cambios en las estaciones del año, sequías o cambios bruscos de la temperatura, y en un menor porcentaje con amenazas de

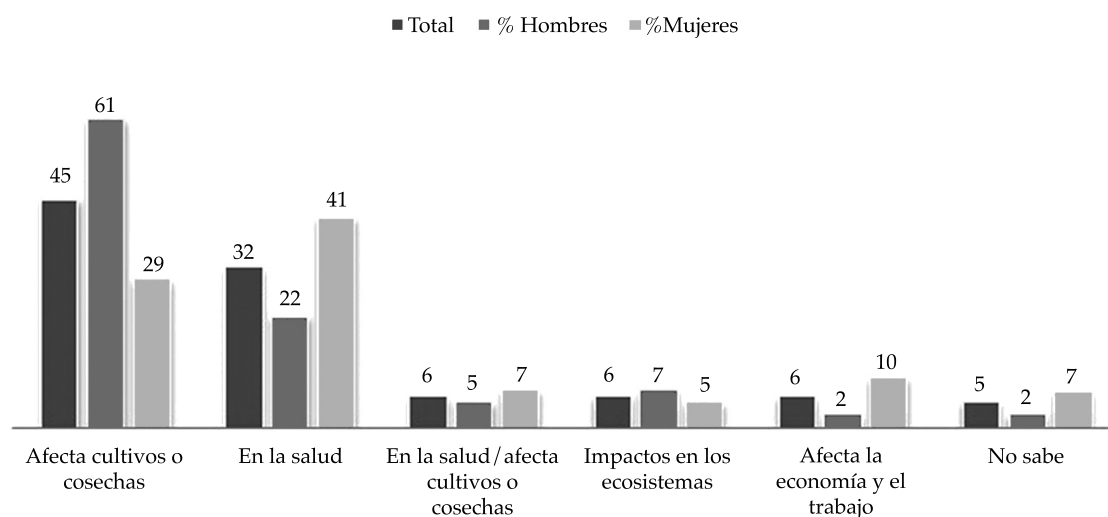


Figura 2. Repercusiones del cambio climático en la vida de los pobladores de Ixil.

Fuente: elaboración propia.

aparición súbita, como huracanes. Es decir, la percepción de riesgo de los pobladores pudiera estar más asociada con aquellos impactos del cambio climático que representen impactos acumulativos en su bienestar económico que con aquellos que pudieran repercutir en forma más dramática sobre el mismo.

Como se puede observar en los resultados de la figura 2, en las respuestas a la pregunta de cómo repercute el cambio climático en la vida de los pobladores de Ixil, la mayor proporción de las personas encuestadas, un 45%, contestó que el cambio climático afecta de forma negativa en sus cultivos y cosechas; esto, en una mayor proporción de hombres que de mujeres. El hecho de que exista una percepción generalizada de que los cultivos se ven amenazados por el cambio climático plantea una seria preocupación en términos de agudización de la vulnerabilidad y pobreza, dado que la principal fuente de ingreso local es la agricultura. De esa manera, de no generarse opciones para enfrentar el cambio climático desde la perspectiva agrícola local, se puede generar un círculo vicioso, en donde exista una pérdida creciente de productividad, que afecta la economía local, y al no contar con

ingresos suficientes para invertir en el campo, se incrementan las pérdidas y así sucesivamente, hasta que la agricultura no sea viable.

Otra importante proporción, un 32%, respondió que el fenómeno afecta la salud de los pobladores, en especial de niños y adultos mayores, siendo mayor la proporción de mujeres que de hombres quienes señalaron que el cambio climático repercute de forma negativa en la salud. Cabe indicar que las mujeres perciben mayores amenazas para la salud, principalmente de sus hijos, por las inundaciones ocasionadas por las lluvias más que por los huracanes.

En particular, comentan sobre las inundaciones de los terrenos traseros de sus casas, los pozos de agua o fosas sépticas que aún no han sido terminadas y luego hay que abatir, además de la inundación en las calles de la población. Lo anterior genera problemas de salud por la presencia de dengue, contaminación de alimentos por las de moscas, que ocasionan diarrea o gastroenteritis. En menor proporción, la población manifestó que el cambio climático repercute tanto en la salud como en sus cultivos y cosechas (7%); economía y trabajo (6%); y un 5% de mujeres y hombres declaró no saber o que

no piensa que el cambio repercuta en la vida de los pobladores.

Los resultados de la encuesta muestran que la afectación de los cultivos o cosechas, o en la economía y trabajo fueron mencionadas principalmente por los hombres. En tanto, las mujeres se inclinaron más por los impactos negativos del fenómeno en la salud de los pobladores, en especial mencionando a los niños, y en ocasiones a los adultos mayores. Para este caso, de acuerdo con Munguía-Gil (2012: 62): “la percepción del riesgo por amenazas climáticas entre mujeres y hombres obedece a sus valores diferenciados en la protección, bienestar y cuidado familiar”.

Los tipos de estrés medioambiental identificados por los pobladores de Ixil pueden representar algunos aspectos de la presión emocional diferenciada para hombres y mujeres,

que deriva de sus medios de vida amenazados. Lo anterior, tomando en cuenta que los resultados de la horticultura (actividad económica primordial de la localidad, así priorizada por los pobladores) y hablando en términos de ingresos de las familias, dependen principalmente de las condiciones del estado del clima (frecuencia de lluvias, sequías, inundaciones por lluvias), además de la situación actual de los recursos naturales con los que cuenta la comunidad, y sumando la posible merma que representen los impactos asociados con el cambio climático.

En el cuadro 3 se pueden observar los tipos de estrés medioambiental y las causas identificadas por mujeres y hombres.

Con independencia de las proyecciones de los impactos del cambio climático en el futuro, según la percepción de la población local, los

Cuadro 3. Tipos de estrés relacionados con el clima según la percepción de hombres y mujeres.

Tipos de estrés	Identificadas por hombres	Identificados por mujeres
Cambios bruscos de temperatura	- Muchos cambios de temperatura en un solo día - Cuando hay frío se quema el cilantro; cuando hay calor se quema el monte	- Calor y frío extremos, causan más enfermedades - El sol y el frío son más - El calor extremo afecta la salud
Temperaturas más altas	- El sol es mucho más fuerte - Hay más calor extremo	- Calienta más el sol - Hace más calor
Cambios en la temporada de estaciones	- Lluvia en la época de secas - Las lluvias están en desorden - Las estaciones han cambiado	- Lluvias a destiempo - Ya no hay certeza en las temporadas de frío y calor - Estaciones son más extremas
Sequías	- Sequías más fuertes y prolongadas - Ya no hay lluvias como antes - Hay más incendios	- Hace más calor y no llega el agua - Hay mucha sequía
Inundaciones	- Ha habido muchas lluvias - Mayor precipitación	- Hay más lluvias y trombas
Aumento del nivel del mar	- Se están derritiendo los polos	- Afecta el mar. El mar se está acercando
Huracanes	- Más huracanes y más fuertes	- Huracanes más fuertes
Agotamiento de recursos naturales	- Escasez de recursos naturales - Falta agua para cultivos - Deforestamos más, quemamos más - Lento desarrollo de las plantas comestibles (horticultura)	- Porque las tierras ya nos son fértiles - Había más huertos para autoconsumo, ahora hay que comprar más alimentos - Ya casi no hay leña de catzín
Contaminación	- Hay mucha basura - Por las industrias	- Destruimos la atmósfera - Tantas fábricas

Fuente: elaboración propia.

medios de subsistencia de los habitantes de Ixil ya están considerablemente afectados por los cambios paulatinos en el estado del clima, la variabilidad de las estaciones de lluvias o en forma gradual por el aumento de la temperatura. La percepción de vulnerabilidad frente al cambio climático, identificada por mujeres y hombres de la localidad, se encuentra más relacionada con amenazas de aparición lenta que con aquellas de aparición súbita, como los huracanes.

Conclusiones

En esta contribución se priorizaron tres variables para el acercamiento a la percepción sobre el cambio climático: conocimiento del fenómeno, repercusiones del cambio climático en la vida de las familias de la localidad y tipos de estrés relacionados con el clima. Una tercera parte de la población asocia el término del cambio climático con cuestiones antropogénicas más que naturales, y los impactos son principalmente en cultivos y cosechas. En este sentido, es posible afirmar que una parte considerable de la población encuestada se siente vulnerable frente al cambio climático en lo que se refiere a sus medios de vida y economía, así como en su salud.

Con independencia de las proyecciones climáticas concretas, los medios de subsistencia y la salud de los habitantes de Ixil ya están considerablemente afectados por los cambios paulatinos en el estado del clima, la variabilidad de las estaciones de lluvias o en forma gradual por el aumento de la temperatura, lo anterior conforme a la percepción al riesgo del cambio climático identificada por las mujeres y hombres de la localidad, misma que se encuentra más asociada con amenazas climáticas de aparición lenta que con aquellas amenazas de aparición súbita, como los huracanes.

Para efectos del diseño e implementación de políticas públicas de adaptación al cambio climático, este resultado es importante en el sentido de que el análisis de los impactos del cambio climático sobre el bienestar humano y económico de la población no debe hacerse sólo

desde el lente de la prevención de riesgos por desastre debido a que se corre el riesgo de dejar de lado los impactos lentos y graduales que el cambio climático pueda estar ocasionando en la capacidad de respuesta, y adaptación de la población pobre y vulnerable, en especial en aquellas poblaciones con un menor grado de resiliencia. Esta aseveración se hace teniendo en cuenta las percepciones sociales respecto al cambio climático, en donde las personas asocian los principales impactos a sus medios de vida con los cambios graduales de temperatura y estaciones, y no con huracanes.

Uno de los requisitos para lograr el aterrizaje de políticas públicas que logren atacar de fondo la problemática de vulnerabilidad social frente al cambio climático en el ámbito local es la generación de investigación sobre especies agrícolas adaptables a las nuevas condiciones climáticas y difusión de la información generada, pero principalmente el acceso a dicha información por parte de los actores sociales locales, de modo que sirva de base para la participación informada y toma de decisiones.

Asimismo, las políticas en la materia tienen que crear sinergias con otras políticas del sector ambiental, y también de los sectores social y económico, así como con otros instrumentos de planificación. Por ello es importante integrar las opciones y medidas de adaptación al cambio climático en otras políticas en curso. Se trata de pasar de un esquema de gobernabilidad (*top-down*) a uno de gobernanza (conjunción *top-down* y *bottom-up*).

No bastará con el diseño de una serie de lineamientos de políticas para hacer frente al cambio climático: es necesaria la reducción efectiva de las raíces de los riesgos de desastres y promoción de opciones desde la sociedad civil. Los gobiernos locales deben aprovechar las oportunidades políticas para comprender las causas que ocasionan las amenazas y vulnerabilidades, y éstas deben ser combatidas si se quieren reducir los riesgos.

Es necesario fijar la meta de aumentar un compromiso político para combatir la raíz de los desastres. Las causas que originan los

desastres son políticas, económicas, sociales y ambientales. Están relacionadas con los valores, creencias y principios básicos sobre los cuales se fundamentan las sociedades y culturas, y que influyen en las relaciones personales y ambiente natural. Las soluciones a largo plazo se basan en la capacidad de construir sociedades más justas, equitativas, con sentido de solidaridad, y activando la participación y corresponsabilidad social.

Referencias

- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16(3), 268-281.
- Barriga-Machicao, M. M. (2004). *El rol del capital social en la reducción de vulnerabilidad y prevención de riesgos. Caso del municipio de Estelí, Nicaragua*. Tesis de Magister Scientiae en Socioeconomía Ambiental. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie), Programa de Enseñanza para el Desarrollo y la Conservación, Escuela de Posgrado.
- Blaikie, P., Cannon, I., Davis, I., & Wisner, B. (1996). *Vulnerabilidad: el entorno social, político y económico de los desastres*. La RED, Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina. Recuperado de <http://www.desenredando.org>. Consulta marzo 2015.
- Blaikie, P., Cannon, I., Davis, I., & Wisner, B. (1994). *At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability, and Disasters*. London: Routledge.
- Birkmann, J. (2006). Measuring Vulnerability to Promote Disaster-Resilient Societies: Conceptual Frameworks and Definitions (pp. 7-54). In: *Measuring Vulnerability to Natural Hazards: Toward Disaster Resilient Societies*. Birkmann, J. (ed.). New York: United Nations University Press.
- Busso, G. (2001). *Vulnerabilidad social: nociones e implicaciones de políticas para Latinoamérica a inicios del siglo XXI*. Seminario Internacional. Las Diferentes Expresiones de la Vulnerabilidad social en América Latina y el Caribe, Santiago de Chile, 20 y 21 de junio de 2001, Cepal, Centro Latinoamericano y Caribeño de Demografía Celade, División de Población.
- Cardona, O. D. (2001). *La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo. Una crítica y una revisión necesaria para la gestión*. Artículo y ponencia presentado para International Work-Conference on Vulnerability in Disaster Theory and Practice, junio, Disaster Studies of Wageningen University and Research Centre, Wageningen, Holanda.
- Cardona, O. D. (2005). *Indicadores de riesgo de desastre y gestión de riesgos: programa para América Latina y el Caribe. Informe resumido*. Washington, DC: Banco Interamericano de Desarrollo, División de Medio Ambiente, Departamento de Desarrollo Sostenible.
- CARE (2010). *Manual para el análisis de capacidad y vulnerabilidad climática (CVCA)*. Recuperado el 23 de julio de 2012, de CARE International: http://www.careclimatechange.org/files/adaptation/CARE_CVCA_Handbook-2009-Spanish.pdf
- Chambers, R. (2010). *Prefacio. Manual para el Análisis de Capacidad y Vulnerabilidad Climática (CVCA)*. Recuperado el 23 de julio de 2012, de CARE International: http://www.careclimatechange.org/files/adaptation/CARE_CVCA_Handbook-2009-Spanish.pdf
- Conapo (2013). *Índice de marginación por localidad 2010*. Recuperado de http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Indice_de_Marginacion_por_Localidad_2010
- Coneval (2010). *Medición de la pobreza 2010*. Recuperado de <http://www.coneval.gob.mx/Paginas/principal.aspx>.
- Cutter, S. L. (1996). Vulnerability to environmental hazards. *Progress in Human Geography*, 20(4), 529-539.
- Cutter, S. L., Emrich, C. T., Webb, J. J., & Morath, D. (2009). *Social Vulnerability to Climate Variability Hazards: A Review of the Literature*. Final Report to Oxfam America. Columbia, USA: University of South Carolina.
- Downing, T. E., Aerts, J., Soussan, J., Barthelemy, O., Bharwani, S., Ionescu, C., & et al. (2006). *Integrating Social Vulnerability into Water Management*. SEI Working Paper and NeWater Working Paper No. 4. Oxford: Stockholm Environment Institute.
- EIRD-ONU (2009). *Informe de evaluación global sobre la reducción del riesgo de desastres*. Ginebra, Suiza: Naciones Unidas.
- Füssel, H., & Klein, R. (2006). Climate Change Vulnerability Assessments: An Evolution of Conceptual Thinking. *Climate Change*, 75, 301-329.
- Gallopin, G. (2006). Linkages between Vulnerability, Resilience, and Adaptive Capacity. *Global Environmental Change*, 16(3), 293-303.
- García-Acosta, V. (2005). El riesgo como construcción social y la construcción social de riesgos. *Desacatos*, 19, 11-24.
- INEGI (2010). *Catálogo de claves de entidades federativas, municipios y localidades*. México, DF: Sedesol, Unidad de Microrregiones. Recuperado de <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?buscar=1&tipo=nombre&campo=loc&valor=ixil>.
- IPCC (2007). *Cambio climático 2007. Informe de síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático*. Ginebra, Suiza: IPCC.
- Lavell, A. (2005). Los conceptos, estudios y práctica en torno al tema de los riesgos y desastres en América Latina: evolución y cambio, 1980-2004: el rol de la red, sus miembros y sus instituciones de apoyo. En: *La gobernabilidad en América Latina. Balance reciente y tendencias a futuro*. México, DF: FLACSO, Red de Bibliotecas

- Virtuales de Ciencias Sociales de América Latina y el Caribe (CLACSO). Recuperado de <http://biblioteca.clacso.edu.ar//ar/libros/flacso/secgen/lavell.pdf>.
- Munguía-Gil, M., Méndez, G., Beltrán, L. M., & Noriega, C. (2009). *Género, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en la costa de Yucatán*. México: Colectivo Sinergia.
- Munguía-Gil, M. (2012). Metodología para el análisis de la vulnerabilidad de género frente al cambio climático (pp. 51-65). En: *Vulnerabilidad social y de género: Ixil frente al cambio climático México*. Munguía-Gil, M., & Méndez-Cárdenas, G. (coords.). México, DF: Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI).
- OECD (2013). *OECD Reviews of Risk Management Policies: Mexico, 2013. Review of the Mexican National Civil Protection System*. Paris: OECD Publishing.
- Olivé, L. (2004). Riesgo, ética y participación pública (pp. 289-309). En: *Gobernar los riesgos: ciencia y valores en la sociedad del riesgo*. Luján, J. L., & Echeverría, J. Madrid: OEI/Biblioteca Nueva.
- Orellana, R., Espadas, C., Conde, C., & Gay, C. (2009). *Atlas. Escenarios de cambio climático en la península de Yucatán* (111 pp.) Mérida, México: Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. (CICY).
- Orilla-Canché, M. (1998). *Monografía de Ixil: tierra de las cebollitas*. Mérida, México: PACMYC, Gobierno del Estado de Yucatán, Instituto de Cultura de Yucatán, Dirección General de Culturas Populares.
- Turner, B., Kasperson, R. E., Matson, P. A., McCarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L. et al. (2003). A Framework for Vulnerability Analysis in Sustainability Science. *Proceedings, National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(14), 8074-8079.
- Wilches-Chaux, G. (1993). La vulnerabilidad global (pp. 9-50). En: *Los desastres no son naturales*. Maskrey, A. (comp.). Bogotá: La RED-Tercer Mundo Editores.
- Wisner, B., Blaikie, P., Cannon, T., & Davis, I. (2004). *At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters*. London: Routledge.

Dirección institucional de las autoras

Dra. Denise Soares

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Coordinación de Comunicación, Participación e Información
Subcoordinación de Participación Social
Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3293 600, extensión 278
denise_soares@tlaloc.imta.mx
denisefsoares@yahoo.com.mx

Dra. Norma Cecilia Sandoval Ayala

Universidad Autónoma de Yucatán
Facultad de Economía
Km. 1 carretera Mérida-Tizimín, Cholul
97305 Mérida, Yucatán, MÉXICO
Teléfonos: +52 (999) 9830 362, 9830 363, 9834 131, 9834 129
necisandoval@hotmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Consumo de agua y producto interno bruto en la cuenca Lerma-Chapala

• Juan José Fernández-Durán* • Antonio Lloret •
Instituto Tecnológico Autónomo de México

*Autor para correspondencia

Resumen

Fernández-Durán, J. J., & Lloret, A. (julio-agosto, 2016). Consumo de agua y producto interno bruto en la cuenca Lerma-Chapala. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 129-138.

El objetivo de este artículo es probar la hipótesis de la curva U invertida de Kuznets en la relación entre el consumo de agua per cápita para uso agrícola y ganadero, que representa en promedio 75% del consumo total, y el PIB per cápita para los municipios en la cuenca Lerma-Chapala. En el contexto de cambio climático, la relación entre consumo de agua y PIB es muy importante, pues la variabilidad en la disponibilidad del agua ha aumentado, forzando a los usuarios y gobiernos a considerar estrategias para su uso eficiente, en donde se incluyan los posibles impactos económicos y ambientales. Al llevar a cabo el análisis a nivel de una cuenca hidrográfica es necesario considerar los efectos espaciales entre municipios vecinos a través de la aplicación de modelos autorregresivos espaciales. Al incluir errores correlacionados espacialmente en los modelos de regresión, no se rechaza la hipótesis de la curva U invertida de Kuznets. Por tanto, cualquier estrategia de mitigación del cambio climático relacionada con el uso eficiente del agua debe ser evaluada en sus costos y beneficios en el PIB municipal en relación con la curva de Kuznets estimada en este artículo.

Palabras clave: agua, cambio climático, análisis espacial, curva de Kuznets.

Abstract

Fernández-Durán, J. J., & Lloret, A. (July-August, 2016). Water Use and Gross Domestic Product in the Lerma-Chapala Hydrographic Basin. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 129-138.

The main objective of this article is to test the Kuznets inverted U-curve hypothesis in the relation between water consumption, for which agriculture and farming represent on average 75% of total consumption, and the GDP in municipalities located in the Lerma-Chapala hydrographic basin. Given the context of climate change, it is essential to understand the relationship between water consumption and GDP: the increased variability in the availability of water has forced governments and users to implement strategies for the efficient use of water resources, and thus they must consider not only likely environmental problems but also economic impact. Using data at the municipal level in a hydrographic basin, we consider the spatial effects among the different municipalities; these effects are modeled using spatial autoregressive models. The Kuznets inverted U-curve hypothesis is not rejected when allowing for spatially correlated errors. Thus, any strategy for mitigating climate change by making an efficient use of water resources must be evaluated in terms of its costs and benefits in the PIB of the municipality in relation to the fitted Kuznets curve presented in this article.

Keywords: Water use, climate change, spatial analysis, Kuznets's curve.

Recibido: 24/02/2014
Aceptado: 16/04/2015

Introducción

El agua es esencial para la vida. Es indispensable para la agricultura, los sistemas sanitarios de las ciudades, la generación de energía y es pieza fundamental de varios procesos industriales. Sin embargo, la disponibilidad de este recurso se encuentra en peligro. En todo el mundo existe una creciente escasez de agua que genera serios

problemas sociales a los gobiernos e industrias, que se han incrementado debido a los altos costos para desarrollar infraestructura hidráulica, degradación del suelo, sobreexplotación de los acuíferos y contaminación de las distintas fuentes de agua (Rosegrant, Cai, & Cline, 2002).

El cambio climático ha aumentado la incertidumbre y variabilidad de la disponibilidad del agua en México, en donde se puede poner en

riesgo su desarrollo económico, derivado de las limitantes que impone la escasez de agua para la producción agrícola y seguridad alimentaria, o bien de la necesidad de disponer recursos para diversos usos municipales e industriales (Frederick & Major, 1997; IPCC, 2007; Schewe *et al.*, 2014). La falta de previsión y adaptabilidad de los gobiernos ante el cambio climático generará impactos en las operaciones de los usuarios en el corto plazo (Bates, Kundzewicz, Wu, & Palutikof, 2008).

En promedio, en el mundo, un 20% del agua se utiliza en la industria y para la generación de energía; un 75%, en agricultura y ganadería; y el restante 5%, al empleo en ciudades y hogares. Estos porcentajes varían por región geográfica, abundancia del agua y de acuerdo con el desarrollo económico (FAO, 2015).

Los principales sectores que hacen un uso intensivo del agua son la industria de alimentos y bebidas, minería, manufactura, construcción y comercio, que corresponden aproximadamente a un 60% del total de producto interno bruto (FAO, 2015; INEGI 2015).

En este artículo analizamos el agua como un recurso limitado en la cuenca Lerma-Chapala y en particular, en su uso en la agricultura y ganadería a través del ajuste de un modelo espacial para la curva de Kuznets.

Antecedentes de la curva U invertida de Kuznets

La curva clásica de Kuznets (Kuznets, 1955; Moran, 2005) es una relación entre la desigualdad económica y el producto interno bruto (PIB). Kuznets demostró una relación de U invertida entre estas dos variables, implicando que un país, al inicio, al incrementar su PIB también aumenta la desigualdad económica hasta que alcanza un pico a partir del cual, al incrementar su PIB, producirá un decremento en la desigualdad económica. En su forma original, Kuznets concibió esta relación ocurriendo en el tiempo para un mismo país, pero los primeros artículos que trataban sobre la verificación empírica de la curva de Kuznets utilizaban cortes transversales

de países en vez de una serie de tiempo para un mismo país. Recientemente, la curva U invertida de Kuznets se ha aplicado a problemas en áreas diferentes a la economía del desarrollo. En particular, en problemas del medio ambiente, como la relación entre el PIB per cápita y la cantidad de contaminantes per cápita generada en un país, la curva U invertida de Kuznets ha sido confirmada empíricamente en diferentes naciones y ciudades (Stern, 2004).

El principal objetivo de este artículo es probar empíricamente la hipótesis de la existencia de la curva U invertida de Kuznets al estudiar la relación entre el consumo de agua en la agricultura y ganadería, y el PIB para los municipios de la cuenca Lerma-Chapala, al controlar por la autocorrelación espacial, al utilizar modelos autorregresivos espaciales.

Consumo de agua para la agricultura y ganadería, y el PIB en los municipios de la cuenca Lerma-Chapala

La cuenca hidrográfica de Lerma-Chapala se localiza en la parte oeste del centro de México (figura 1). Tiene una extensión de 54 391 km² (3% del área total de México) y contiene 131 municipios de los estados de Estado de México (32), Guanajuato (40), Jalisco (16), Michoacán (40) y Querétaro (3). El río principal es el Lerma, que desemboca en el lago Chapala. Un total de 11 millones de habitantes viven en esta cuenca, que representan casi 11% de la población total del país, además de que dos millones de habitantes en la ciudad de Guadalajara y dos millones de habitantes en la Ciudad de México hacen uso del agua en la cuenca. El 12.5% de la producción agrícola total de México y 30% de la producción industrial total del país se lleva a cabo en esta cuenca. Un 75% del agua que se utiliza en esta cuenca se destina a la agricultura y ganadería (Cotler, Mazar, & De Anda, 2006).

La figura 2 presenta un mapa de la cuenca Lerma-Chapala, con los nombres de los municipios que se encuentran dentro de ella. Algunos de los municipios más importantes, ya sea en términos de su población total o su producción

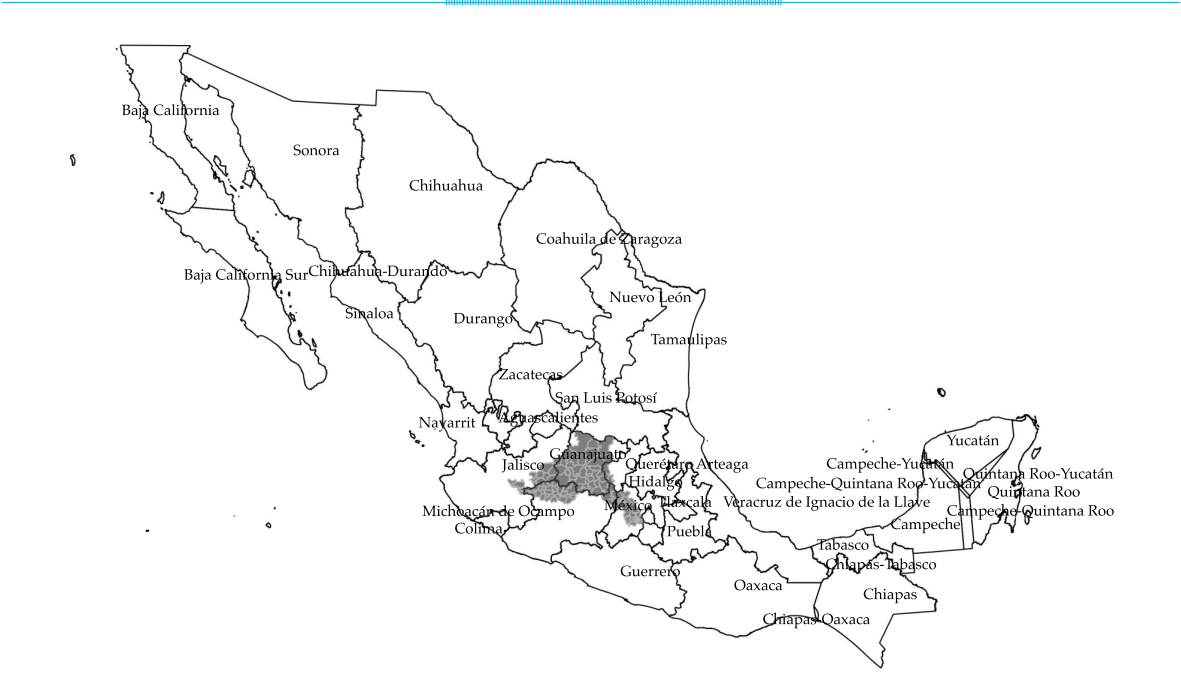
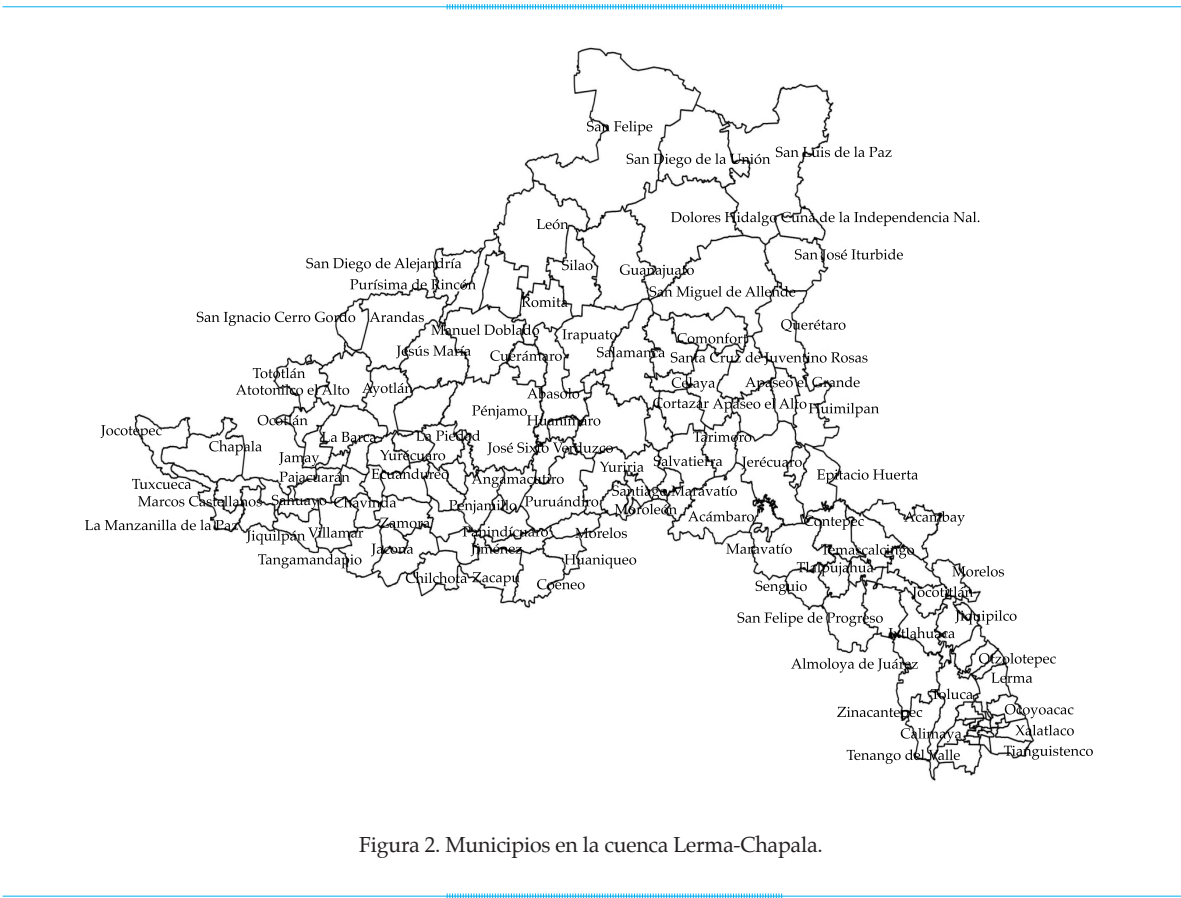


Figura 1. Localización de la cuenca Lerma-Chapala (en gris).



industrial total son León, Guanajuato, Silao, Irapuato, Toluca y Querétaro.

El artículo se divide en cinco secciones, incluyendo esta introducción. La segunda sección presenta la metodología con la cual se calculó el consumo de agua en agricultura y ganadería para cada uno de los municipios en la cuenca Lerma-Chapala. La definición de los modelos autorregresivos espaciales y los resultados de su ajuste para estimar la curva U invertida de Kuznets se incluyen en la tercera sección. Ante el cambio climático, las consecuencias para los usuarios y gobiernos de la curva U invertida de Kuznets se presentan en la cuarta sección. Por último, se tienen las conclusiones en la quinta sección.

La hipótesis fundamental de este artículo es la siguiente: *La relación entre el consumo de agua per cápita en la agricultura y ganadería y el PIB per cápita en municipios de la Cuenca Lerma-Chapala sigue una curva U invertida una vez que se controla por autocorrelación espacial.*

De forma intuitiva se espera que el consumo de agua para agricultura y ganadería sea bajo en municipios industriales, y que, además, estos municipios tendrán un PIB más alto que aquellos municipios cuya actividad principal sea la agricultura y ganadería. El principal objetivo es probar que, al utilizar un corte transversal de los municipios en la cuenca Lerma-Chapala, el patrón de curva U invertida no se puede rechazar.

Para probar esta hipótesis se construyó una base de datos que contiene la siguiente información para cada municipio de la cuenca Lerma-Chapala: producción total en 2005 de frijol, maíz, trigo, carne de res y de puerco, huevos (en kilogramos) y leche (en litros); así como utilizar el número total de litros que se necesitan para producir una unidad (kilogramo o litro) de cada uno de estos productos reportados por la Water Footprint Network en www.waterfootprint.org (Mekonnen & Hoekstra, 2010; Hoekstra, Chapagain, Aldaya, & Mekonnen, 2011; WWF, 2012), para cada uno de los estados en la cuenca Lerma-Chapala.

El consumo total de agua en agricultura y ganadería se obtuvo al multiplicar la producción total de estos siete productos por el número

respectivo de litros de agua que se requieren para producirlos. Se seleccionó la producción de 2005, pues sólo se pudo obtener datos del PIB a nivel municipal para este año. Por ejemplo, la Water Footprint Network reportó que se requieren, en promedio, 381 litros de agua para producir un kilo de frijol; 2 315 litros de agua para producir un kilo de maíz; 1 298 litros para un kilo de trigo; 26 809 litros para un kilo de carne de res; 5 013 litros para un kilo de carne de cerdo; 2 382 litros para un litro de leche, y 4 277 litros para un kilo de huevo. Así, el promedio del consumo per cápita de agua para agricultura y ganadería para los municipios de la cuenca Lerma-Chapala en 2005 fue igual a 3 277.22 metros cúbicos, con una desviación estándar de 3 232.32 metros cúbicos.

La figura 3 presenta el total de agua en m^3 que se utilizó en 2005 en agricultura y ganadería para cada uno de los municipios en la cuenca Lerma-Chapala, clasificados en deciles (claro es bajo y oscuro es alto). La figura 4 presenta la misma gráfica, pero en términos per cápita. A partir de la figura 4 es claro que los municipios en la parte superior e inferior de la gráfica presentan los valores más bajos de uso de agua per cápita, ya que varios de estos municipios son principalmente áreas industriales. En el lado izquierdo de la parte central de la gráfica se encuentra la mayoría de los municipios con los consumos per cápita de agua más altos. La figura 5 incluye el PIB per cápita clasificado en deciles.

En la siguiente sección se ajusta un modelo autorregresivo espacial utilizando el logaritmo natural del consumo de agua per cápita en agricultura y ganadería por municipio como variable dependiente ($\ln$ consumo de agua) y el logaritmo natural del PIB per cápita ($\ln$ PIB), y su cuadrado como variables explicativas, tal y como lo especifica la curva U invertida de Kuznets. La figura 6 presenta el diagrama de dispersión del logaritmo natural del consumo per cápita de agua *versus* el logaritmo natural del PIB per cápita para los municipios de la cuenca Lerma-Chapala. Este diagrama presenta una relación negativa entre las dos variables e,

(Metros cúbicos total)

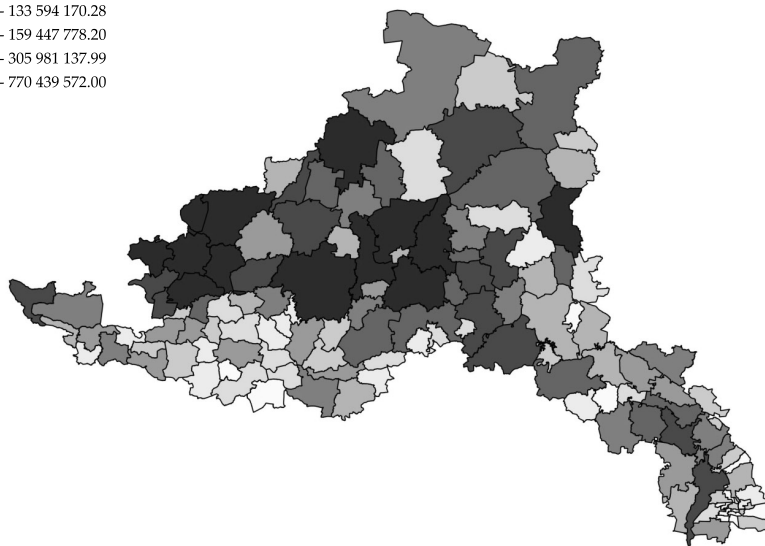
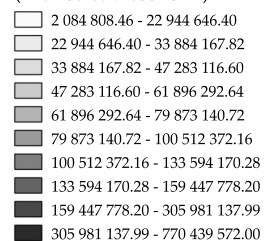


Figura 3. Deciles del consumo de agua en agricultura y ganadería para los municipios de la cuenca Lerma-Chapala.

(Metros cúbicos per cápita)

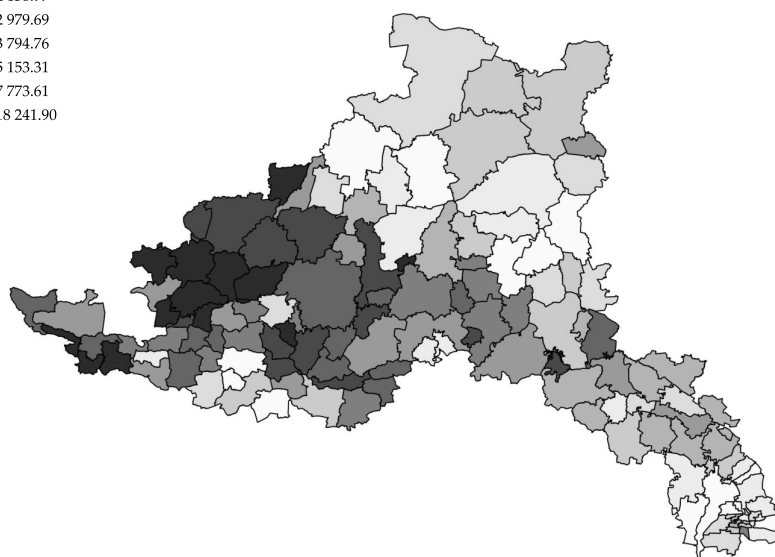
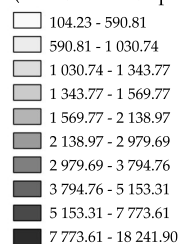


Figura 4. Deciles del consumo per cápita de agua en agricultura y ganadería para los municipios de la cuenca Lerma-Chapala.

(Pesos de 2005 per cápita)

- 18 503.91 - 33 002.61
- 33 002.61 - 37 133.03
- 37 133.03 - 39 920.68
- 39 920.68 - 43 228.27
- 43 228.27 - 46 639.10
- 46 639.10 - 49 349.93
- 49 349.93 - 53 006.15
- 53 006.15 - 57 860.80
- 57 860.80 - 68 909.80
- 68 909.80 - 13 887.25

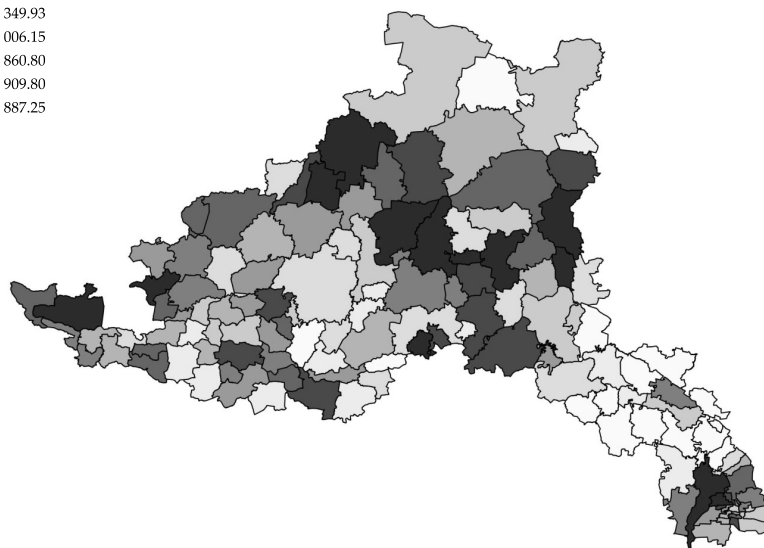


Figura 5. Deciles del PIB per cápita para los municipios de la cuenca Lerma-Chapala.

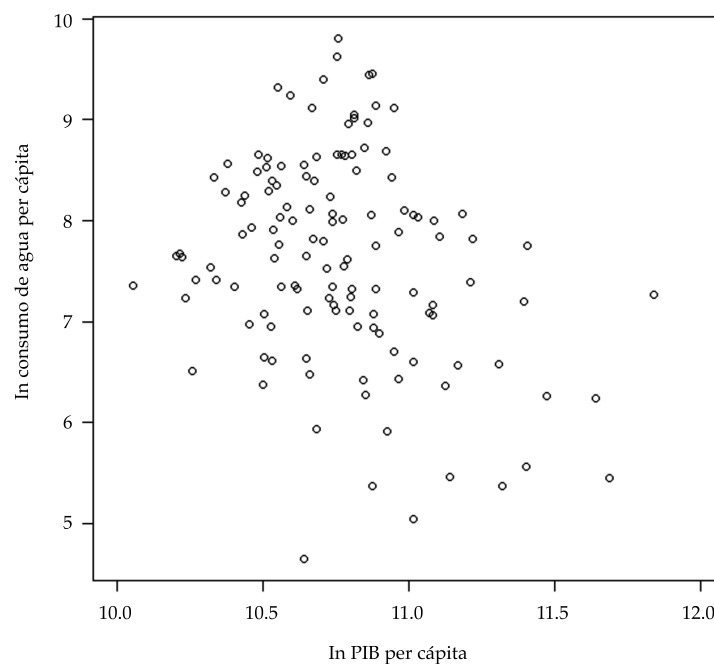


Figura 6. Diagrama de dispersión del logaritmo natural del PIB per cápita ($\ln$ PIB per cápita) vs. el logaritmo del consumo de agua per cápita en agricultura y ganadería ($\ln$ consumo de agua per cápita).

inclusive, es posible que exista una relación cuadrática entre ambas variables.

Análisis espacial de la curva U invertida de Kuznets en la cuenca Lerma-Chapala

La forma general de un modelo autorregresivo espacial (Anselin, 1988) es la siguiente:

$$\mathbf{Y} = \rho \mathbf{W}_1 \mathbf{Y} + \mathbf{X}\beta + \mathbf{u} \quad (1)$$

$$\mathbf{u} = \lambda \mathbf{W}_2 \mathbf{u} + \mathbf{e} \quad (2)$$

$$\mathbf{e} \sim N(0, \sigma^2 \mathbf{I}_{nn}) \quad (3)$$

donde las matrices $\mathbf{W}_1$ y $\mathbf{W}_2$ se obtienen a partir de las matrices $\mathbf{W}_1^*$ y $\mathbf{W}_2^*$ al estandarizar sus renglones para que sumen uno. Las matrices $\mathbf{W}_1^*$ y $\mathbf{W}_2^*$ son de vecindad con un uno en la posición (i, j) si los municipios i y j son vecinos, es decir, si tienen frontera en común y un cero en caso contrario. El vector $\mathbf{Y}$ contiene los valores observados de la variable dependiente; $\mathbf{X}$ es una matriz de variables independientes con cada columna conteniendo los valores observados de una variable independiente; $\mathbf{u}$ es un vector de errores estocásticos que pueden estar espacialmente correlacionados, y $\mathbf{e}$ es un vector de errores estocásticos con elementos que no están correlacionados y tienen varianza constante igual a σ^2 , media igual a cero y siguen una distribución normal, implicando que son estocásticamente independientes. Si el parámetro ρ en la ecuación (1) es significativamente diferente de cero, implica que el promedio de los valores de la variable dependiente en los vecinos es importante para explicar el valor de la variable dependiente en el municipio de interés. De manera similar, el parámetro λ en la ecuación (2) determina si los errores $\mathbf{u}$ están correlacionados espacialmente o no. Si ρ y λ son simultáneamente iguales a cero, entonces el modelo autorregresivo espacial es equivalente a una regresión lineal múltiple y el método de mínimos cuadrados ordinarios se puede utilizar para ajustar el modelo a partir de los datos

observados. En este artículo, $\mathbf{Y}$ = logaritmo natural del total de agua per cápita utilizada en la agricultura y ganadería en un municipio (ln consumo de agua); X_1 = logaritmo natural del PIB per cápita (ln PIB), y $X_2 = X_1^2$. En este caso, la ecuación (1) toma la siguiente forma:

$$\ln \text{consumo de agua} = \rho \mathbf{W}_1 \ln \text{consumo de agua} + \beta_0 + \beta_1 \ln \text{PIB} + \beta_2 (\ln \text{PIB})^2 + \mathbf{u}$$

En este artículo se comparan los siguientes modelos al aplicar ciertas restricciones en el modelo definido por las ecuaciones (1), (2) y (3):

1. Modelo 1: el modelo autorregresivo espacial ($\lambda = 0$).
2. Modelo 2: el modelo espacial con errores correlacionados espacialmente ($\rho = 0$).
3. Modelo 3: el modelo de regresión lineal múltiple ajustado por mínimos cuadrados ordinarios ($\rho = 0$ y $\lambda = 0$).

El criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) se utiliza para comparar los modelos. En los tres modelos, el intercepto β_0 no resulta ser significativamente diferente de cero, con un nivel de significancia de 1%. En términos del AIC, el mejor modelo es aquel con el menor valor del AIC. En este caso, el mejor modelo es el modelo 2 con AIC = 286.39, seguido del modelo 1 con AIC = 290.44 y el modelo 3 con AIC = 371.58.

Los resultados de la estimación del modelo 2 se tienen en el cuadro 1.

El valor estimado del parámetro λ es igual a 0.7786 y el valor p de la hipótesis nula de que λ es igual a cero es menor a 10^{-15} , claramente rechazando la hipótesis nula. La ecuación (1) ajustada para el modelo 2 es la siguiente:

$$\ln \text{consumo de agua} = 2.3058 * \ln \text{PIB} - 0.1477 * (\ln \text{PIB})^2 \quad (4)$$

y la ecuación (2) ajustada es:

$$\mathbf{u} = 0.7786 * \mathbf{W}\mathbf{u} + \mathbf{e}.$$

Cuadro 1. Estimaciones de los coeficientes de la curva U invertida de Kuznets en el modelo 2 con errores correlacionados espacialmente.

Variable	Coeficiente estimado	Error estándar	Valor <i>p</i>
ln PIB	2.3058	0.2087	$< 10^{-15}$
(ln PIB) ²	-0.1477	0.0191	$< 10^{-14}$

Estos resultados confirman la curva U invertida de Kuznets, pero cuando se controla por errores espacialmente correlacionados. La figura 7 presenta el diagrama de dispersión junto con la curva U invertida de Kuznets al utilizar los resultados del modelo 2 ajustado. El punto máximo de la parábola ajustada se da en $\ln \text{PIB} = 7.81$. Por tanto, para valores del $\ln \text{PIB}$ menores a 7.81 incrementos del PIB están asociados con incrementos en el consumo de agua en agricultura y ganadería, y una vez que el logaritmo natural del PIB sobrepasa 7.81, entonces incrementos en el PIB están relacionados con reducciones en el consumo de agua en agricultura y ganadería. Este efecto se debe a que municipios

con alto PIB se vuelven más eficientes en su consumo de agua para agricultura y ganadería, donde la cantidad de agua a utilizarse puede ser menor y su consumo es más eficiente.

Una de las ventajas de expresar el modelo en el logaritmo natural de las variables es que para predecir los cambios en la variable consumo de agua ante un cambio en la variable PIB, utilizando la ecuación (4), se puede trabajar con cambios porcentuales. El cuadro 2 incluye los cambios porcentuales esperados en la variable consumo de agua per cápita ante un incremento de 1% en el PIB per cápita. Dada la forma cuadrática de la curva de Kuznets en la ecuación (4), el cambio porcentual esperado en el consumo de agua per

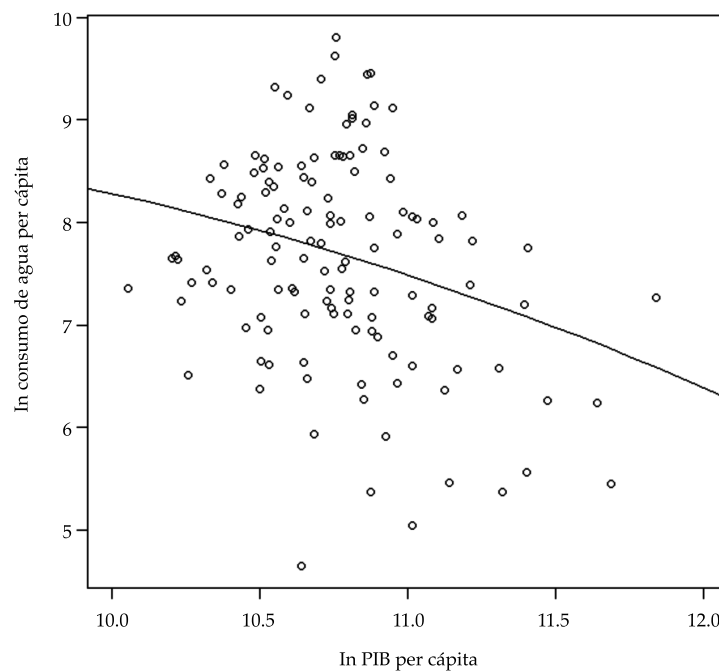


Figura 7. Diagrama de dispersión del logaritmo natural del PIB per cápita ($\ln \text{PIB per cápita}$) vs. el logaritmo del consumo de agua per cápita en agricultura y ganadería ($\ln \text{consumo de agua per cápita}$), junto con la curva U invertida de Kuznets ajustada para el modelo 2.

Cuadro 2. Incrementos porcentuales esperados en la variable consumo de agua per cápita ante un incremento de 1% en el PIB para diferentes valores del PIB per cápita.

PIB per cápita	ln PIB (per cápita)	Incremento porcentual en PIB per cápita (%)	Cambio porcentual en consumo de agua per cápita (%)
403.43	6	1	0.5334
1 096.63	7	1	0.2380
2 980.96	8	1	-0.0574
8 103.08	9	1	-0.3528
22 026.47	10	1	-0.6482
59 874.14	11	1	-0.9436
162 754.79	12	1	-1.2390
442 413.39	13	1	-1.8298

cápita depende del valor del PIB per cápita. Por ejemplo, para un municipio con un valor del ln PIB igual a 10 se espera un cambio porcentual en la variable consumo de agua per cápita de -6.48% ante un incremento de 10% en el PIB per cápita.

Implicaciones de la curva U invertida de Kuznets en relación con el cambio climático

Al considerar datos en el consumo de agua en agricultura y ganadería, y el PIB de municipios en la cuenca Lerma-Chapala se concluye que no se rechaza la curva U invertida de Kuznets al utilizar el logaritmo natural de las variables y controlar por errores correlacionados espacialmente en modelos autorregresivos espaciales.

Además, a partir de la figura 7, es claro que todos los municipios se encuentran en la parte decreciente de la curva de Kuznets. El agua es un recurso valioso en la creación de riqueza, medida a través del PIB, en los sectores agrícola y ganadero, por lo que es necesario su uso de una forma estratégica y más todavía por los efectos del cambio climático. El estudio CERES 2009 (www.ceres.org) señala algunas de las tendencias que ocurrirán en cuanto al consumo de agua a consecuencia del cambio climático y crecimiento poblacional. Por ejemplo, temperaturas más altas provocarán un mayor consumo de agua en agricultura y ganadería, además de variaciones en las reservas de agua como consecuencia también de cambios en las

precipitaciones. Aparte, se espera un aumento de las zonas erosionadas y desérticas. Respecto a los efectos del crecimiento poblacional, cada vez será más difícil a los gobiernos incrementar la capacidad de la infraestructura para hacer llegar agua de calidad a un número creciente de habitantes, sobre todo en países subdesarrollados y en desarrollo. Aparte, al incrementarse la contaminación de las fuentes y reservas de agua, la situación puede empeorar más.

La vulnerabilidad de México al cambio climático depende en gran medida de los cambios en la disponibilidad de agua (IPCC, 2007). La adaptación de los usuarios a modificaciones en la disponibilidad de agua, tanto en los sectores agrícola y ganadero como en el industrial, consistirá en reducir los efectos adversos o en tomar ventajas de las oportunidades que surgirán ante los nuevos escenarios. Dentro de estas estrategias está el ahorro de agua y energía, tratamiento y reciclado del agua, e incluso el uso de fuentes alternativas de energía. Otras posibles estrategias son el desarrollo de mercados de agua y la medición en tiempo real del uso del agua (Bergkamp & Sadoff, 2008).

Dados los resultados en este artículo del ajuste de la curva U invertida de Kuznets en los municipios de la cuenca Lerma-Chapala, cualquier estrategia de adaptación debe considerar el valor del PIB per cápita del municipio y, sobre todo, qué tan alejado se encuentra dicho valor al que corresponde al pico de la curva ($\ln \text{PIB} = 7.81$), para llevar a cabo un análisis de

costo-beneficio en términos del incremento del PIB per cápita y el consumo adicional de agua al implementar dicha estrategia.

Conclusiones

En este artículo se ha demostrado una relación estadísticamente significativa entre el consumo de agua y el PIB, tal como lo sugiere la curva U invertida de Kuznets, pero al utilizar un modelo autorregresivo espacial con errores espacialmente correlacionados. Todos los municipios en la cuenca Lerma-Chapala se encuentran en la parte decreciente de la curva de Kuznets, implicando que el consumo per cápita de agua para agricultura y ganadería se disminuye al incrementarse el PIB per cápita. Debido al cambio climático, los distintos usuarios deberán diseñar estrategias que tomen en cuenta la relación de la curva U invertida de Kuznets en relación con los cambios en el consumo per cápita de agua en agricultura y ganadería, y PIB per cápita.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer el apoyo de la Asociación Mexicana de Cultura, A. C., para la elaboración de este trabajo.

Referencias

- Anselin, L. (1988). *Spatial Econometrics: Methods and Models (Studies in Operational Regional Science, Vol. 4)* (289 pp.). Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Bates, B. C., Kundzewicz, Z. W., Wu, S. & Palutikof, J. P. (2008). *El cambio climático y el agua. Documento Técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* (224 pp.). Ginebra: Secretaría del IPCC.
- Bergkamp, G. & Sadoff, C. W. (2008). Water in a sustainable economy: 25th Anniversary Edition. Special Section: Paying for nature's services (pp. 107-238). En *2008 State of the World: Innovations for a Sustainable Economy*. Washington, DC: Worldwatch Institute.
- Cotler, H., Mazar, M., & De Anda, J. (2006). *Atlas de la cuenca Lerma Chapala: construyendo una visión conjunta* (196 pp.). México, DF: Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- FAO (2015). *Food and Agriculture Organization of the United Nations. Base de datos AQUASTAT*. Fecha de consulta: 5 de diciembre 5 de 2015. Recuperado de <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm>.
- Frederick, K. D., & Major, D. C. (1997). Climate Change and Water Resources. *Climatic Change*, 37, 7-23.
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2011). *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*. (224 pp.). London and Washington, DC: Earthscan.
- INEGI (2015). *PIB y Cuentas Nacionales de México*. Fecha de consulta: 5 de diciembre de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/cn/>.
- IPCC (2007). *Fourth Assessment Report: Climate Change 2007* (104 pp.). Core Writing Team, Pachauri, R. K., & Reisinger, A. (eds.). Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel for Climate Change.
- Kuznets, S. (1955). Economic Growth and Income Inequality. *American Economic Review*, 45, 1-28.
- Moran, T. P. (2005). Kuznets's Inverted U-Curve Hypothesis: The Rise, Demise and Continued Relevance of a Socioeconomic Law. *Sociological Forum*, 20, 209-244.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2010). *The Green, Blue and Grey Water Footprint of Crops and Derived Crop Products*. Value of Water Research Report Series 47. Delft, the Netherlands: UNESCO-IHE, 2010. Recovered from <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report47-WaterFootprintCrops-Vol1.pdf>
- Rosegrant, M. W., Cai, X., & Cline, S. A. (2002). *World Water and Food to 2025: Dealing with Scarcity* (322 pp.). Washington, DC and Colombo, Sri Lanka: International Food Policy Research Institute and International Water Management Institute.
- Schewe, J. et al. (2014). Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, March 2014, 111(9), 3245-3250, doi: 10.1073/pnas.1222460110.
- Stern, D. I. (2004). The Environmental Kuznets Curve (pp. 517-525). In *Encyclopedia of Energy*. Cleveland, C. J. (editor). San Diego, USA: Academic Press, 2004.
- WWF (2012). *Water Footprint of Mexico in the Context of North America*. Fecha de consulta: 6 de diciembre de 2015. Recuperado de http://waterfootprint.org/media/downloads/Water_Footprint_of_Mexico.pdf.

Dirección institucional de los autores

Dr. Juan José Fernández-Durán
Dr. Antonio Lloret

Instituto Tecnológico Autónomo de México
División Académica de Administración y Contaduría
Río Hondo 1, Col. Progreso Tizapán, México
jfddez@itam.mx
antonio.lloret@itam.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Modelo dinámico adaptativo para la gestión del agua en el medio urbano

• Polioptro F. Martínez-Austria* • Alberto Vargas-Hidalgo •
Universidad de Las Américas Puebla

*Autor para correspondencia

Resumen

Martínez-Austria, P. F., & Vargas-Hidalgo, A. (julio-agosto, 2016). Modelo dinámico adaptativo para la gestión del agua en el medio urbano. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 139-154.

En el futuro, la mayor parte de la población se asentará en grandes ciudades y zonas metropolitanas, en cuencas en las que la presión sobre el recurso hídrico ya es muy grande. Ante esta situación, las empresas operadoras de agua y saneamiento deben realizar un esfuerzo continuo de planeación, que haga eficaz la aplicación de los reducidos recursos naturales y económicos. Sin embargo, la gestión hídrica de los sistemas urbanos está compuesta de muy diversos elementos que interactúan entre sí, que exhiben ciclos de retroalimentación y conductas emergentes, de tal manera que no pueden emplearse modelos simples. En resumen, se trata de sistemas complejos. En estas condiciones, los tomadores de decisiones requieren de métodos y herramientas apropiadas, que les permitan examinar diversas alternativas y sus impactos en el tiempo. El enfoque de sistemas y la modelación dinámica adaptativa son uno de los campos de investigación más activos y prometedores en la gestión de los recursos hídricos. En este trabajo se propone el uso de la modelación dinámica aplicada al abastecimiento de agua a ciudades, se muestra un modelo general, y se hace una aplicación a la ciudad de Puebla y su zona conurbada. Se analizan un escenario tendencial y uno de balance, compuesto de diversas acciones de conservación, captación pluvial y reúso de agua tratada en un horizonte de 15 años, demostrando la posibilidad de conducir al sistema de una situación de déficit a un balance de superávit hídrico, y ejemplificando las ventajas de la modelación dinámica en sistemas hídricos urbanos.

Palabras clave: ciclo urbano del agua, planeación de sistemas hídricos, modelación de sistemas de agua, gestión integral de los recursos hídricos urbanos, dinámica de sistemas, abastecimiento de agua a megaurbes, abastecimiento de agua a Puebla.

Abstract

Martínez-Austria, P. F., & Vargas-Hidalgo, A. (July-August, 2016). Adaptive Dynamic Model for Urban Water Management. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 139-154.

In the future, most of the population will settle in large cities and metropolitan areas, in basins where pressure over water resources is already very large. In this situation, the operators of water and sanitation services must make a continuous effort of planning, to reach effective application of the reduced natural and economic resources. However, the urban water systems are composed of many different elements that interact with each other, exhibiting feedback loops and emerging behaviors, so that no simple models could be used. In short, there are complex systems. Under these conditions, decision makers require appropriate methods and tools, such that allow them to examine several alternatives and their impacts in time. The systems approach and adaptive dynamic modeling is one of the most active and promising research fields in water resources management. In this paper the use of dynamic modeling applied to supply water to cities is proposed, a general model is shown and applied to the city of Puebla and its metropolitan area. A trend and a balance scenarios are analyzed, the second composed by a group of conservation, rainwater harvesting and reuse actions over a 15 years horizon, demonstrating the possibility of leading the system from a deficit into a surplus of water, and exemplifying the benefits of dynamic modeling in urban water systems.

Keywords: Urban water cycle, water systems planning, water systems modeling, integrated urban water management, system dynamics, water supply of mega-cities, water supply of Puebla.

Publicado por invitación

Introducción

Entre los procesos que presionan con mayor intensidad los recursos hídricos en el mundo destaca el de la urbanización, que aunada al crecimiento de la población, ocasiona desequilibrios en los balances de agua en las cuencas en que se asientan las ciudades, especialmente si estas últimas son de gran tamaño —megaciudades— o se encuentran en zonas de escasez hídrica.

En la figura 1 se muestra la tendencia demográfica del mundo y el proceso de urbanización. La población global, a mediados de siglo, alcanzará los 9 550 millones de habitantes, mientras que la población rural disminuirá de 3 367 millones de habitantes en 2015 a 3 212 a mitad de siglo. Como consecuencia de esta tendencia, la población asentada en ciudades experimentará un crecimiento desproporcionado, pasando de 3 957 millones de habitantes en 2015, a 6 338 en 2050, es decir, un crecimiento de más de 60%. La mayor parte del crecimiento urbano ocurrirá en países en desarrollo.

En México, la situación seguirá la misma tendencia. Para el año 2050 se espera que la población del país alcance los 152.1 millones de habitantes. La población rural decrecerá de 25.99 millones de habitantes en 2015 a 21.27 en 2050, mientras que la población urbana crecerá de 99.245 millones en 2015 a 134.82 en 2050. Esto es, en 35 años, la población urbana en México aumentará 35.57 millones de personas, como se muestra en la figura 2. La mayor parte de esta población se establecerá en las grandes ciudades y zonas metropolitanas, principalmente en la Ciudad de México, Monterrey, Guadalajara, Puebla, Querétaro, Toluca, La Laguna, Tijuana y en la zona fronteriza de Tamaulipas. En muchas de estas regiones, la presión sobre el recurso hídrico ya es muy grande, existe sobreexplotación, se han realizado grandes trasvases, y en varias de ellas se observan deficiencias en los servicios de agua y saneamiento (Conagua, 2014).

Las empresas de agua y saneamiento en México enfrentan, además de los problemas de orden técnico, muchos otros de tipo organizativo, social y económico. Como resultado,

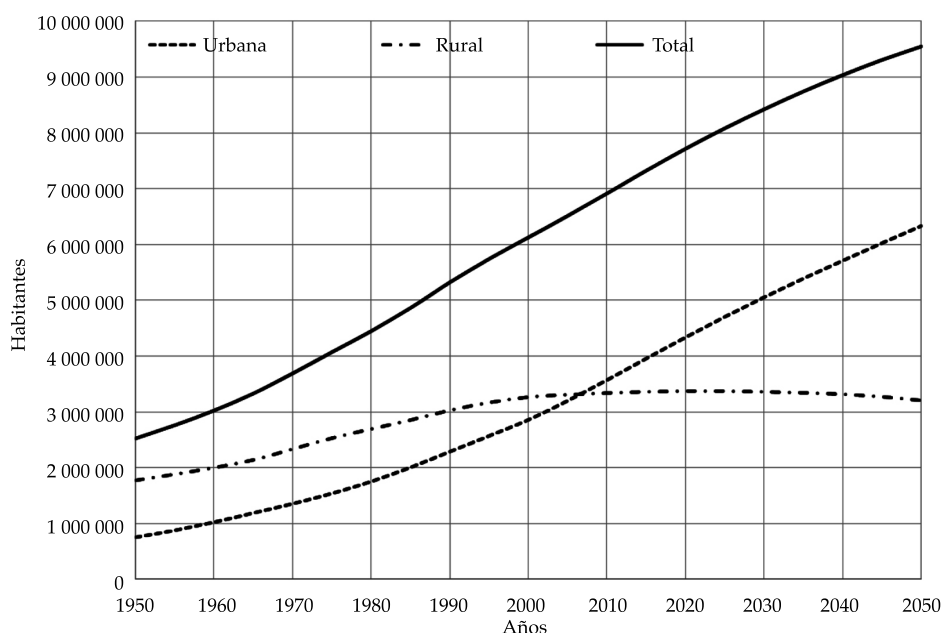


Figura 1. Tendencia de urbanización de la población mundial, población en miles de habitantes (elaboración con datos de (UNPD, 2014).

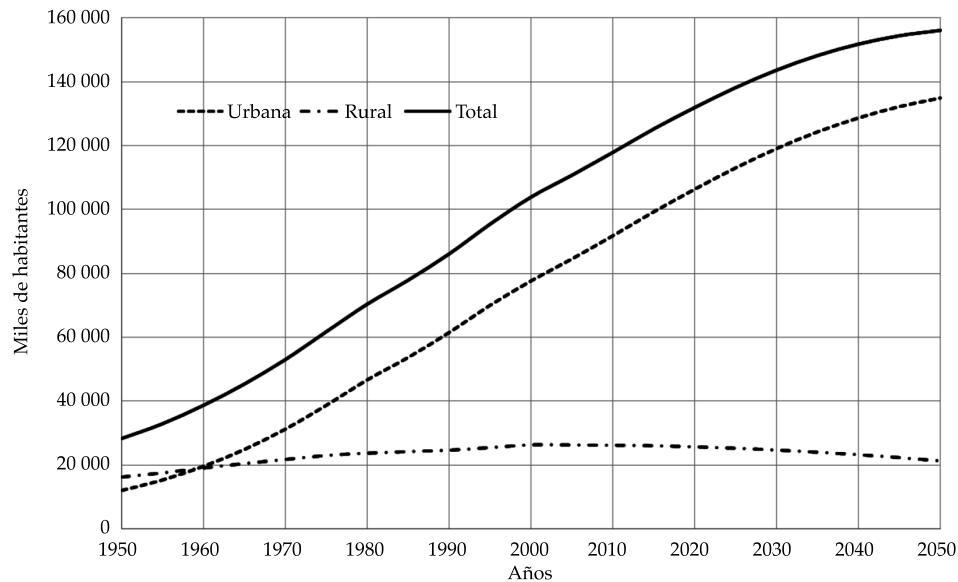


Figura 2. Crecimiento poblacional en México, 1950-2050, en miles de habitantes (elaboración con datos de UNPD, 2014).

su eficiencia global es en promedio menor a 50%, y la eficiencia física de poco más de 60% (IMTA, 2015, con base en una muestra de 120 organismos operadores).

En este panorama actual y futuro, los tomadores de decisiones en la planeación de los servicios de agua en municipios y ciudades requieren de métodos y herramientas que les permitan explorar diversas soluciones y sus impactos en el tiempo.

El enfoque moderno de la gestión del agua se caracteriza por dos conceptos fundamentales: sustentabilidad y gestión integrada. Para lograr la sustentabilidad hídrica, se deben aplicar los principios de gestión integrada.

La definición más usada de gestión integrada la describe como: “un proceso que promueve el manejo y desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos hídricos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales (Global Water Partnership, 2000)”.

Esta definición establece implícitamente la noción de un sistema como un concepto central

de gestión hídrica. En efecto, el ciclo urbano del agua exhibe la conducta de un sistema: es adaptativa y dinámica. El sistema de gestión hídrica está compuesto de muy diversos elementos que interactúan entre sí mediante una estructura definida, si bien a veces difícil de identificar, y que tiene funciones específicas; en este caso, proveer de agua y saneamiento. Se trata de un sistema complejo, en el que no puede emplearse el pensamiento lineal causa-efecto, debido básicamente a que existen ciclos de retroalimentación entre la dinámica poblacional y la disponibilidad de agua, para citar sólo uno de ellos.

El enfoque de sistemas y la modelación dinámica aplicada a la gestión del agua es uno de los campos de investigación y desarrollo tecnológico más activos (Giacomoni, Kanta, & Zechman, 2013; Ficot, 2009).

En este trabajo se propone el uso de la modelación de sistemas dinámicos adaptativos para la modelación del ciclo urbano del agua, la simulación del sistema de provisión de servicios de agua y saneamiento, y la toma de decisiones en organismos proveedores de estos servicios.

Modelación dinámica de la gestión del agua urbana

Históricamente, conforme los recursos hídricos se han tornado escasos y crece la competencia entre los diferentes usos, se desarrollan nuevas conexiones sistémicas entre usuarios y diversos componentes del sistema social.

Cuando los recursos son abundantes y los usuarios relativamente pocos, es posible que cada uno de ellos actúe según sus propias necesidades, sin tomar en cuenta a los demás y sin afectarlos mayormente. Los costos de uso del agua son relativamente bajos. Las corrientes superficiales, a las que se acude en esta etapa de bajos costos, con frecuencia son capaces de lograr la autodepuración del agua residual vertida en los cauces. Conforme el número de usuarios crece, el agua se torna escasa y se hace cada vez más difícil, y con frecuencia imposible, la actuación individual, así como evitar la afectación de las necesidades de otros usuarios en cantidad y/o calidad. Surgen interconexiones sistémicas entre usos del agua y usuarios. Las inversiones en infraestructura

de todo tipo se tornan mayores, y no pueden ser hechas por algún usuario o un grupo pequeño de ellos. Aparecen conexiones sistémicas cada vez más complejas. Conforme el agua se torna aún más escasa, usualmente cuando los usos se empiezan a acercar a los límites de disponibilidad natural, las interconexiones entre usuarios del agua alcanzan otros sectores sociales y económicos. Las interconexiones agua-energía-alimentos-derechos humanos se hacen evidentes. En esta etapa, los sistemas hídricos se tornan claramente complejos y en el futuro su complejidad se irá incrementando (Simonovic, 2009).

La ciencia de la complejidad “estudia los fenómenos que emergen de una colección de objetos que interactúan” (Johnson, 2011). Los sistemas complejos exhiben, entre otras, una característica que los hace muy diferentes a otros sistemas, por complicados que sean. Esta propiedad son los comportamientos emergentes: una característica de los sistemas que no puede explicarse por ninguno de sus elementos, y que emerge propiamente con el sistema. En el caso de sistemas hídricos, por ejemplo, se ha

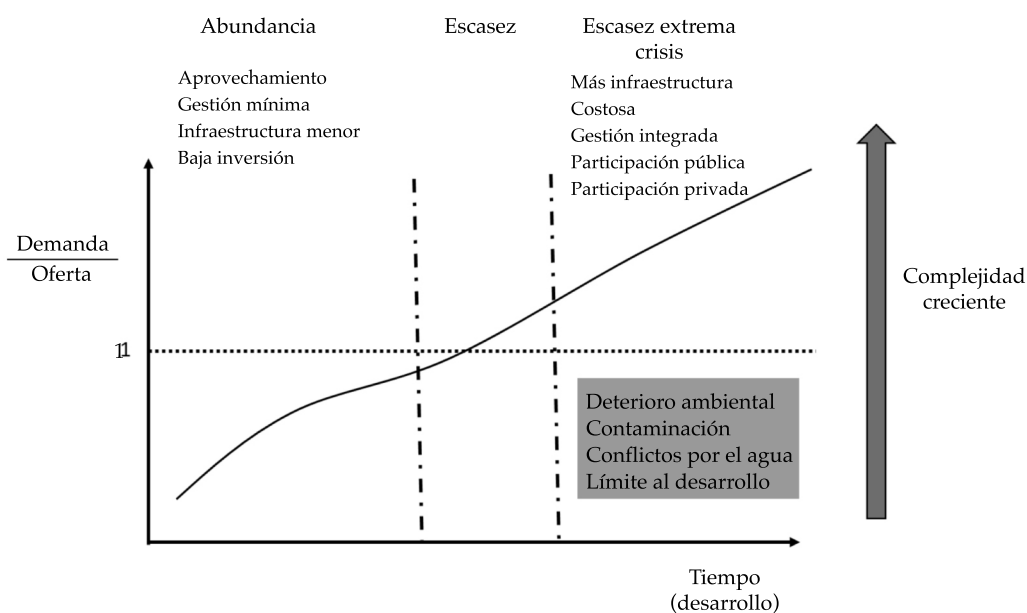


Figura 3. Representación esquemática de la evolución sistémica de la gestión hídrica.

citado el reúso del agua como una propiedad emergente (Ficot, 2009).

Los sistemas complejos están sujetos a una elevada incertidumbre, por lo que una de las técnicas más empleadas para su modelación son los simuladores dinámicos, que permiten estudiar y prever el comportamiento del sistema bajo diversos escenarios. Existen varios programas diseñados en específico para la simulación de sistemas. En este trabajo se usará *Vensim*, uno de los más empleados en modelación de sistemas complejos en general y en recursos hídricos en particular (Goncalves & Giorgetti, 2013; Abadi-Khalegh, Shamsai, & Goharnejad, 2015).

La ecuación de balance del sistema urbano de abastecimiento de agua se puede escribir de la siguiente manera, considerando su naturaleza dinámica:

$$\frac{dQ}{dt} = \frac{dF}{dt} - \frac{dU}{dt} - \frac{dP}{dt} + \frac{dR}{dt} \quad (1)$$

Donde:

Q = caudal de ingreso del sistema (en exceso o déficit).

F = caudal que proporcionan todas las fuentes de abastecimiento.

U = caudal de consumo por todos los usos.

P = caudal que se pierde en el sistema, usualmente por fugas en red y tomas domiciliarias.

R = caudal que se recupera y reingresa al sistema (p. ej., agua tratada y reusada) más caudales extraordinarios de ingreso (p. ej., captación de agua pluvial).

Cada una de estas variables puede descomponerse en sus elementos: las fuentes de abastecimiento pueden subdividirse en superficiales y subterráneas; o los usos en doméstico, de servicios, industrial, etcétera. Así, la ecuación puede escribirse como:

$$\frac{dQ}{dt} = \int_{i=1}^n \frac{dF_i}{dt} - \int_{i=1}^n \frac{dU_i}{dt} - \int_{i=1}^n \frac{dP_i}{dt} + \int_{i=1}^n \frac{dR_i}{dt} \quad (2)$$

Donde:

F_i = caudal de la i -ésima fuente de abastecimiento.

U_i = caudal del consumo ocasionado por el i -ésimo uso del agua.

P_i = caudal que se pierde en el sistema, en el i -ésimo tipo de pérdida.

R_i = caudal que se recupera y reingresa al sistema en el i -ésimo método o acción de recuperación.

La mayor parte de las i -funciones de las diversas variables no son continuas o no pueden integrarse de manera directa.

En consecuencia, conviene escribir cada uno de los miembros de la ecuación como una sumatoria:

$$\frac{dQ}{dt} = \sum_{i=1}^n \frac{dF_i}{dt} - \sum_{i=1}^n \frac{dU_i}{dt} - \sum_{i=1}^n \frac{dP_i}{dt} + \sum_{i=1}^n \frac{dR_i}{dt} \quad (3)$$

La ecuación (3) no puede integrarse directamente en el tiempo. Es posible, sin embargo, considerar una integración discreta, siempre que los intervalos de integración sean lo suficientemente cercanos. Este tipo de aproximación es común en la simulación de sistemas hidráulicos.

Con lo anterior, la ecuación (3) puede escribirse de la siguiente manera, en los tiempos j y $j + 1$, considerando un intervalo Δt entre ambos suficientemente pequeño:

$$Q^{j+1} = Q^j + \sum_{i=1}^n (F_i^{j+1} - F_i^j) - \sum_{i=1}^n (U_i^{j+1} - U_i^j) - \sum_{i=1}^n (P_i^{j+1} - P_i^j) + \sum_{i=1}^n (R_i^{j+1} - R_i^j) \quad (4)$$

Cada una de las variables en la ecuación (4) deberá ser modelada de manera independiente, dado que cada una está determinada por diversos factores. Por ejemplo, el consumo doméstico dependerá del crecimiento demográfico, mientras que el consumo en riego dependerá sobre todo de la superficie sembrada, los requerimientos de agua de los cultivos y la temperatura ambiente. Los usos del agua urbanos se

deben dividir en uso doméstico, comercial (o de servicios) e industrial. El primero dependerá de forma sustancial del crecimiento demográfico en la ciudad (por la relación entre nacimientos y defunciones, o por inmigración/emigración), y los otros dos, además de tasas de crecimiento económico diferenciadas (crecimiento en servicios y crecimiento industrial).

Lo que le da una de las características sistémicas al problema modelado es que muchas de estas variables están interrelacionadas (es decir, dependen una de otras). Por ejemplo, el crecimiento económico de la ciudad favorecerá una mayor inmigración y/o disminuirá la emigración, lo que afectará al crecimiento demográfico, que producirá a su vez un mayor consumo doméstico.

El modelo dinámico del sistema puede tomar en cuenta estas características, estableciendo los ciclos de retroalimentación correspondientes y los coeficientes de variación convenientes para cada uso.

En un modelo general de ciclo urbano del agua se deben tomar en cuenta al menos las siguientes variables y relaciones funcionales:

a) Consumos

Consumo doméstico = f (población, tasa de crecimiento poblacional, dotación, pérdidas físicas).

Consumo industrial = f (población industrial, tasa de crecimiento industrial, dotación para uso industrial, pérdidas físicas).

Consumo comercial = f (población comercial, tasa de crecimiento comercial, dotación para uso comercial, pérdidas físicas).

Consumo áreas verdes = f (superficie de áreas verdes, coeficiente riego de jardines, tasa de variación).

Dotación = f (temperatura, población).

b) Aportaciones al sistema

Aportaciones = f (aportaciones agua subterránea, aportaciones agua superficial).

c) Aportaciones extraordinarias

Pluviales = f (pluvial sin recubrimiento, pluvial con recubrimiento).

Pluvial con recubrimiento = f (área de captación cubierta, coeficiente de escurrimiento, precipitación).

Pluvial sin recubrimiento = f (área de captación abierta, coeficiente de escurrimiento, precipitación).

Agua residual tratada = f (aportaciones al sistema, coeficiente de aportación, agua residual tratada).

Por simplicidad no se ha incluido el tiempo en las relaciones funcionales, pero todas las variables dependen de éste.

El modelo, a su vez, permite calcular salidas de diversas variables que describen el estado del sistema en el tiempo. La variable de estado más relevante será el balance de caudal del sistema. Si este balance es negativo, es decir, hay menos oferta que demanda, la dotación real que se puede abastecer será menor que la requerida, y el desbalance acumulado en el tiempo (útil para estimar la sobreexplotación del acuífero) se incrementará.

En la figura 4 se muestra la representación en *Vensim* de un modelo general para la gestión del abastecimiento de agua urbana.

Aplicación a la zona metropolitana de la ciudad de Puebla

La ciudad de Puebla y su zona metropolitana se localizan en el altiplano central de México, en los 19°03' de latitud norte, y 98°12' de longitud oeste, a una altura promedio sobre el nivel del mar de 2 160 m. Se ubica en la Región Hidrológica RH-18, denominada Balsas. La red hidrográfica de la zona en estudio está conformada por los ríos Atoyac, San Francisco y Alseseca, y los arroyos El Zapatero y El Rabanillo. Las aguas de todos estos escurrimientos se concentran en la presa Manuel Ávila Camacho, construida en 1946, con un espejo de agua de unas 200 hectáreas, de la

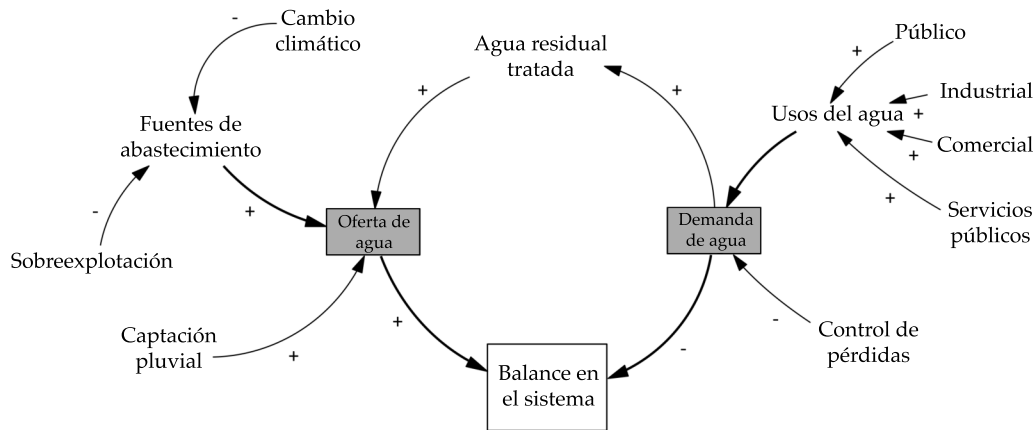


Figura 4. Representación en *Vensim* de un modelo general de abastecimiento de agua urbano.

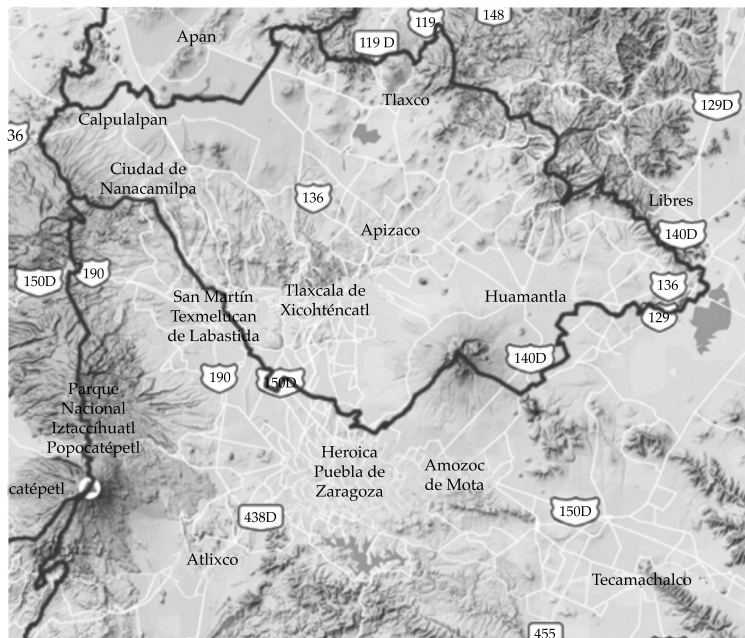


Figura 5. Ubicación de la zona metropolitana de la ciudad de Puebla.
Fuente: http://www.coteigep.puebla.gob.mx/mapa_interactivo.php.

que se extrae un volumen de agua para riego de más de 33 mil hectáreas del distrito de riego 30 Valsequillo en Tecamachalco y para riego de parcelas en Atlixco. El principal acuífero de la región es el denominado Valle de Puebla y registra

disminución de los niveles freáticos debido a la sobreexplotación (Conagua, 2012).

La zona de estudio está circundada por elevaciones como La Malinche, con 4 420 msnm; el Nahuachi, con 2 500 msnm; el cerro de San Pedro,

con 2 420 msnm, y el cerro Tepozuchitl, con 2 300 msnm. Al norponiente se localizan elevaciones del eje neovolcánico, como el Popocatepetl, con 5 500 msnm y el Iztaccíhuatl con 5 210 msnm.

La zona de estudio presenta un clima templado con lluvias en verano, con una temperatura promedio anual de 12 a 14 °C. La precipitación pluvial media es de 840 mm anuales.

Debido a su escurrimiento escaso, pero sobre todo a la contaminación de las aguas de los cauces que la rodean, las fuentes de abastecimiento de la zona urbana de Puebla son subterráneas.

El acuífero del Valle de Puebla constituye la principal fuente de abastecimiento para la zona metropolitana de la ciudad. El Sistema de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, hoy Aguas de Puebla (AP), está integrado por tres subsistemas: el subsistema de agua potable, el de alcantarillado sanitario y pluvial, y el subsistema de saneamiento; cuenta con una planta potabilizadora; dos plantas ablandadoras, y cuatro plantas de tratamiento de agua residual.

El sistema opera 190 pozos profundos de los cuales se extraen 3.672 l/s. Presta servicio a 1 842 000 habitantes de 968 colonias, a través 169 tanques de almacenamiento. La extensión de la red de agua potable es de 3 360 km.

El sistema brinda servicio doméstico, público urbano, comercial e industrial. El componente esencial del sistema es el flujo del recurso agua, por lo que el desarrollo del modelo del sistema debe iniciar con la modelación del ciclo urbano del agua, como dimensión nuclear del sistema integrado físico-económico-social.

En la figura 6 se presenta el modelo dinámico elaborado en el simulador *Vensim* para la ciudad de Puebla y zona conurbada abastecida por el organismo operador.

En el cuadro 1 se muestran los datos introducidos al modelo, así como la fuente de información de la cual fueron obtenidos.

El modelo permite hacer simulaciones de diferentes escenarios y pronosticar los resultados en el futuro.

Escenario tendencial

El primer escenario a considerar es el que resulta de no tomar acciones y continuar con las condiciones actuales en las que opera el sistema; es decir, se hace extracción de agua subterránea sin inyección artificial al acuífero, nuevas fuentes locales o trasvases; no hay disminución de fugas en la red, no hay reúso de agua tratada, y

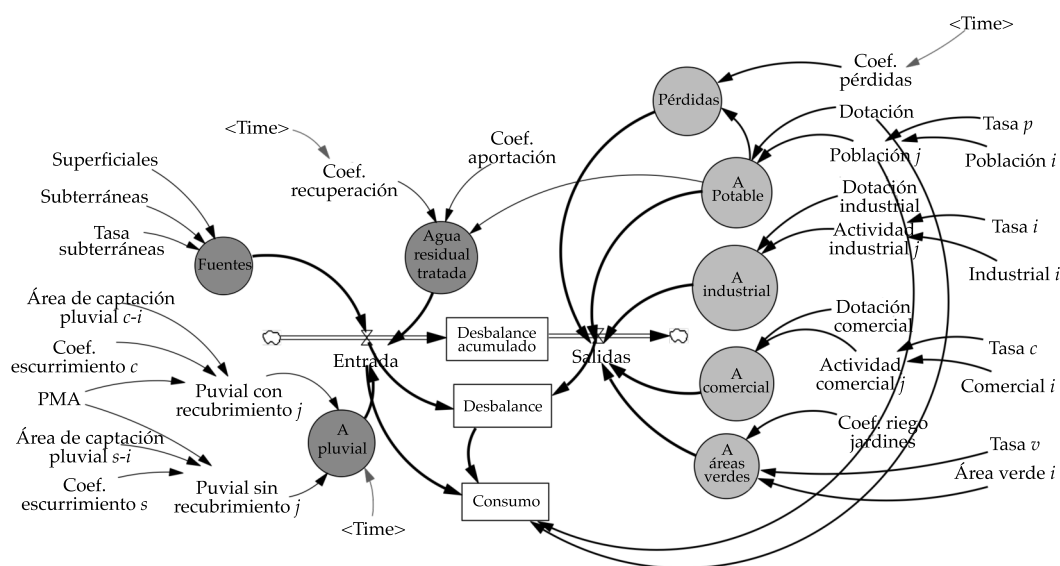


Figura 6. Modelo dinámico de simulación del abastecimiento de agua de Puebla, desarrollado en *Vensim*.

Cuadro 1. Datos para el modelo de simulación del sistema de abastecimiento de agua de la ciudad de Puebla, y fuentes de información consultadas.

Variable	Unidades	Descripción y fuente de información	Valor en el modelo
Coefficiente de pérdidas	Adimensional	SOAPAP en 2011 reporta el coeficiente de pérdidas y fugas de agua del sistema en 37.38%, Conagua estima este valor entre 40 y 60% (MAPAS-2000)	37.38%
Dotación	l/hab/d	Dotación proporcionada actualmente de 184.62 l/h/d, estimada a partir de datos del SOAPAP, 2015	184.62
Tasa p (tasa de crecimiento poblacional)	Adimensional	INEGI considera 0.33% como velocidad de crecimiento para la ciudad de Puebla para el periodo 2015-2030	0.33%
Población i	Habitantes	Población atendida por el SOAPAP en 2015	1 841 500
Población j	Habitantes	Población de proyecto, en habitantes	
Tasa i (tasa de crecimiento industrial)	Adimensional	Valor estimado de 4% obtenido de los datos económicos del estado de Puebla	4%
Industrial i	Adimensional	Valor inicial de industrias. Dato tomado del "Diagnóstico respecto de la contaminación por descargas al Atoyac". Semarnat-Conagua, marzo de 2011	307
Actividad industrial j	Adimensional	Industrias de proyecto, en número	
Tasa c (tasa de crecimiento comercial)	Adimensional	Valor estimado a partir de los datos económicos del estado de Puebla	4%
Comercial i	Adimensional	Número inicial de establecimientos comerciales Valor estimado por comparación a partir de los datos de organismos operadores de la zona	13 312
Actividad comercial j	Adimensional	Usuarios comerciales de proyecto, en número	
Tasa v (tasa de crecimiento de áreas verdes)	Adimensional	Valor estimado del Plan Municipal de Desarrollo, 2002-2005	0.1%
Área verde i	ha	Hectáreas de áreas verdes que se riegan con pozos que se encuentran dentro del área de la ciudad de Puebla. Valor estimado considerando los principales parques que se localizan dentro de la mancha urbana de la ciudad de Puebla	806
Coefficiente de riego en jardines	l/m ² /d	Consumo de agua para riego de jardines. <i>Manual de ingeniería sanitaria</i> , CECSA, 1995	3
Coefficiente de aportación	Adimensional	Porcentaje de agua potable que se convierte en agua residual. Valor de 80% para zonas urbanas, (MAPAS-CNA-2000)	80
Coefficiente de recuperación	Adimensional	Porcentaje de agua residual que se recupera para reúso Actualmente no se recupera agua tratada para reúso, por lo que el valor inicial es cero. Los países desarrollados recuperan entre el 70 y 90% de agua tratada para reúso	50
Superficiales	m ³ /s	Fuentes de abastecimiento superficiales en m ³ /s Valor cero por no contar con este tipo de fuente en la ciudad de Puebla	0
Subterráneas	m ³ /s	Volumen de las fuentes de abastecimiento: 3.65 m ³ /s. Fuente: SOAPAP, 2015	3.65
Tasa subterránea	Adimensional	Tasa de decrecimiento de las fuentes. DOF Disponibilidad media anual de las aguas subterráneas	0.7
Área de captación pluvial $c-i$ (de áreas cubiertas)	ha	Área de captación pluvial en zonas cubiertas no pavimentadas. Se midió el área correspondiente al área actual (2015) de los estacionamientos seleccionados en la mancha urbana	73.5
Coefficiente de escurrimiento c	Adimensional	Coefficiente de escurrimiento para una superficie con recubrimiento, obtenido de la NOM-011-CNA	0.169
PMA	mm	Precipitación media anual. Se tomaron datos de estación representativa; en este caso, estación 21034, Echeverría, Puebla	913.8
Área de captación pluvial $s-i$ (de áreas no cubiertas)	ha	Área de captación pluvial en parques, jardines y en general áreas con cubierta vegetal. Se midió área actual (2015) de parques seleccionados en la mancha urbana	806
Coefficiente de escurrimiento s	Adimensional	Coefficiente de escurrimiento para una superficie con cubierta vegetal obtenido de la NOM-011-CNA-2000	0.116

no hay captación de agua de lluvia. Sin embargo, el sistema, por su naturaleza, no permanece estático, fundamentalmente por el crecimiento urbano.

En el periodo de tiempo a simular, que culmina en el año 2030, la población de 1 842 000 habitantes en el año 2015 pasará —conforme a

los resultados del modelo y con la tasa de crecimiento poblacional estimada por INEGI— a 1 930 000 habitantes en 2030. No obstante, debido al abatimiento de los pozos de que se abastece el sistema —y siempre considerando el escenario de inacción— reduciría su caudal de 3.65 m³/s en 2015 a 3.267 m³/s en 2030. Ambas

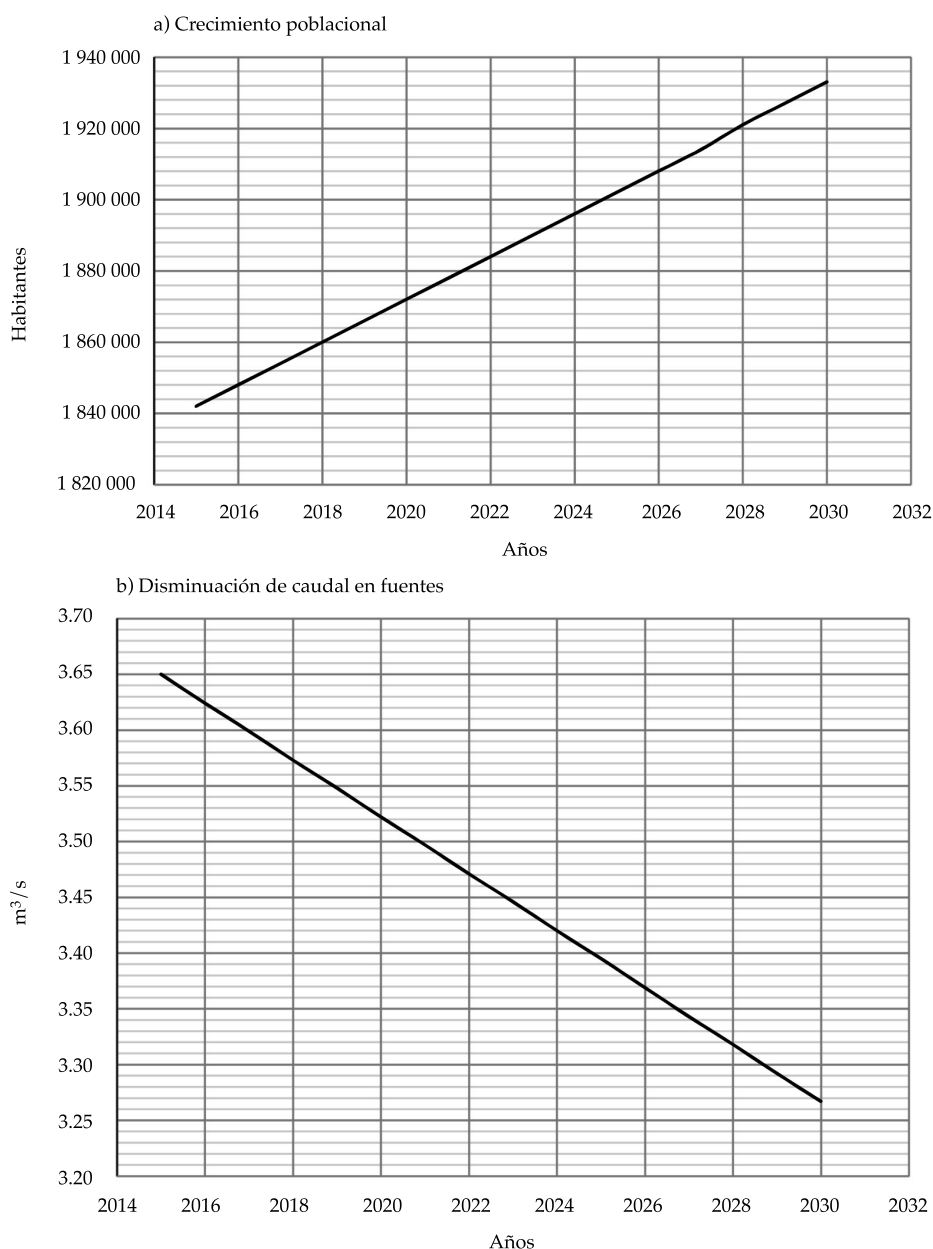


Figura 7. Variaciones de población y disponibilidad de las fuentes en el periodo de análisis.

tendencias quedan representadas en el simulador, como se muestra en la figura 7.

La variable de estado a considerar como salida del sistema para este análisis es la dotación real (o consumo real) que se puede abastecer en el sistema.

De acuerdo con los resultados del modelo de simulación, en las condiciones indicadas, el consumo real per cápita de agua, que en 2015 fue de 171.3 l/hab/d, disminuiría a 146 l/hab/d en 2030, como se muestra en la figura 8, una salida directa del modelo en *Vensim*.

Si se considera que el consumo per cápita para una clase socioeconómica media con un clima templado debe ser de 195 l/hab/d de acuerdo con la normativa federal (Conagua, 1994, *Datos básicos*, p. 52.), la dotación en 2030 estará 25% por debajo de lo considerado por esta normatividad.

Bajo estas circunstancias se encontró que en la actualidad hay un déficit de abasto de agua respecto del óptimo recomendado (Conagua, 1994) de $-1.855 \text{ m}^3/\text{s}$. En el futuro, por el

crecimiento poblacional, industrial, comercial y de servicios que presenta la ciudad, la situación se agravará, agudizándose aún más por el abatimiento constante del caudal de los pozos, de tal manera que al año 2030, el déficit sería de $-2.564 \text{ m}^3/\text{s}$, impactando en la salud de la población, y en el desarrollo económico y social de la zona metropolitana.

Por fortuna, este escenario es improbable, dado que el sistema adoptará medidas correctivas que mejoren el balance hídrico. La naturaleza y prioridad de estas medidas, y la valoración de sus efectos son preguntas que pueden responderse con el modelo dinámico de simulación.

Escenario de balance

Utilizando el modelo en un primer ejercicio de planeación, se podría considerar conveniente iniciar de inmediato, en el mismo año (2015) las acciones de reutilización del agua residual tratada, disminuir las pérdidas físicas y captar agua

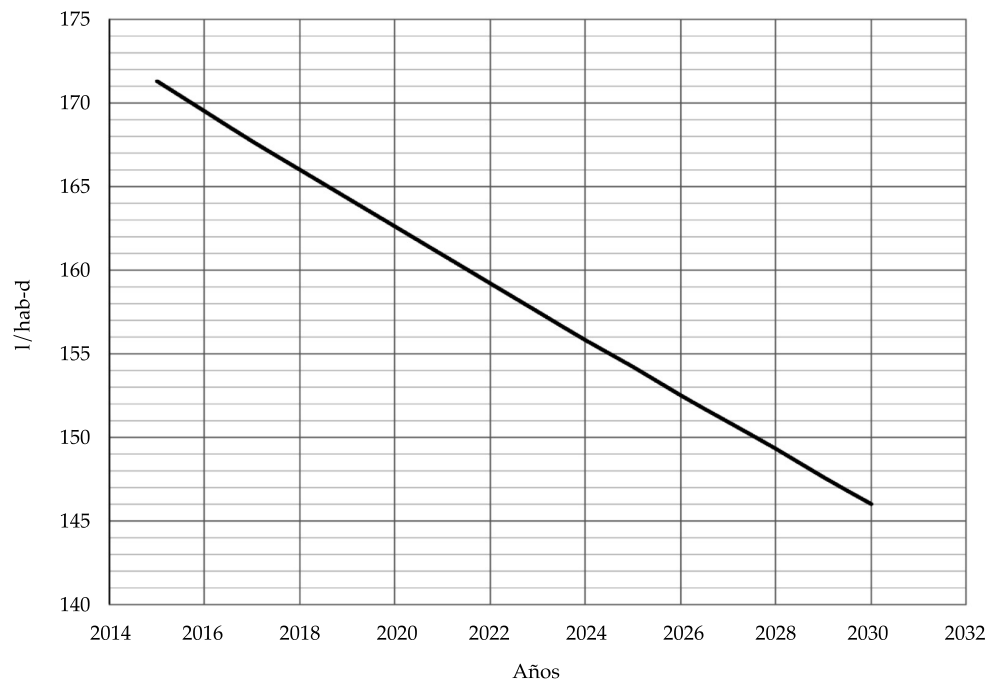


Figura 8. Variación del consumo real en la ciudad en el escenario de no acción.

pluvial. Sin embargo, en la práctica se requiere de tiempo para la elaboración de proyectos ejecutivos, y obtener los recursos económicos necesarios, que en muchas ocasiones se entregan por ministraciones anuales, lo que orienta a hacer una programación de acciones anuales en diferentes etapas, buscando que se ejecuten en el menor tiempo posible, para evitar deterioro a la salud de la población y no frenar el desarrollo económico de la ciudad.

En el modelo dinámico se simularon diversas combinaciones de acciones hasta lograr un escenario realista, y que produjera un balance entre disponibilidad y demandas de agua de la ciudad.

Si se consideran los tiempos de elaboración de los proyectos, obtención de los recursos económicos y el tiempo de ejecución para cada acción, se puede construir un escenario realista y de balance. Una programación de acciones, con sus metas, será la que a continuación se presenta.

En 2017 se ejecutan diversas acciones de control de fugas, que se irán reduciendo con rapidez hasta el año 2022 y luego de forma

paulatina hasta alcanzar su mínimo en 2025. En los sistemas de países desarrollados, el porcentaje de fugas en sistemas de abastecimiento de agua es de entre 8 y 10%. Con esta estrategia, las pérdidas o fugas se reducirán de 1.49 en 2015 a 0.5 m³/s en 2030, como se muestra en la figura 9.

Otra de las estrategias a considerar es el reúso de agua tratada. Se propone que en 2017 inicie un programa de reúso y que se alcance una reutilización de 50% del agua residual tratada en 2022. Las plantas de tratamiento en la ciudad de Puebla fueron diseñadas para operar con un tratamiento primario avanzado, que reduce la carga contaminante a los límites fijados por la NOM-SEMARNAT-002-1996 (Semarnat, 1996). No obstante, para reutilizar el agua tratada en otros usos, el proceso de tratamiento tendrá que mejorarse. Por el costo financiero de recuperar el agua residual tratada se considera en una primera etapa tratar hasta 50% del volumen que actualmente descargan las plantas de tratamiento, como se muestra en la figura 10. Con esta estrategia, el volumen tratado y reusado pasaría de 0 en 2015 a 1.7 m³/s en 2030.

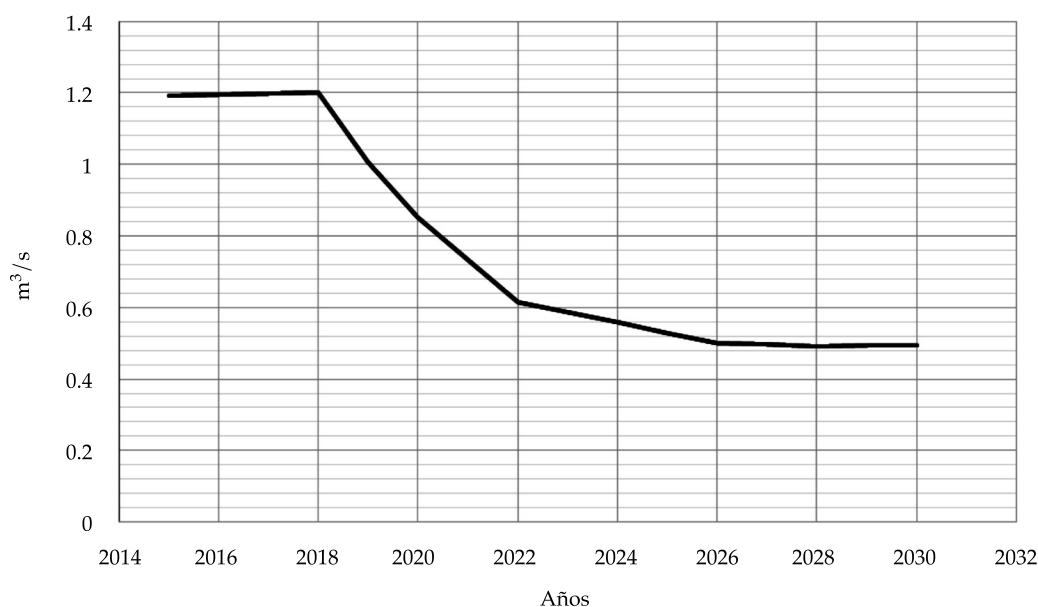


Figura 9. Comportamiento de pérdidas físicas, incluida disminución programada de pérdidas de agua en el sistema.

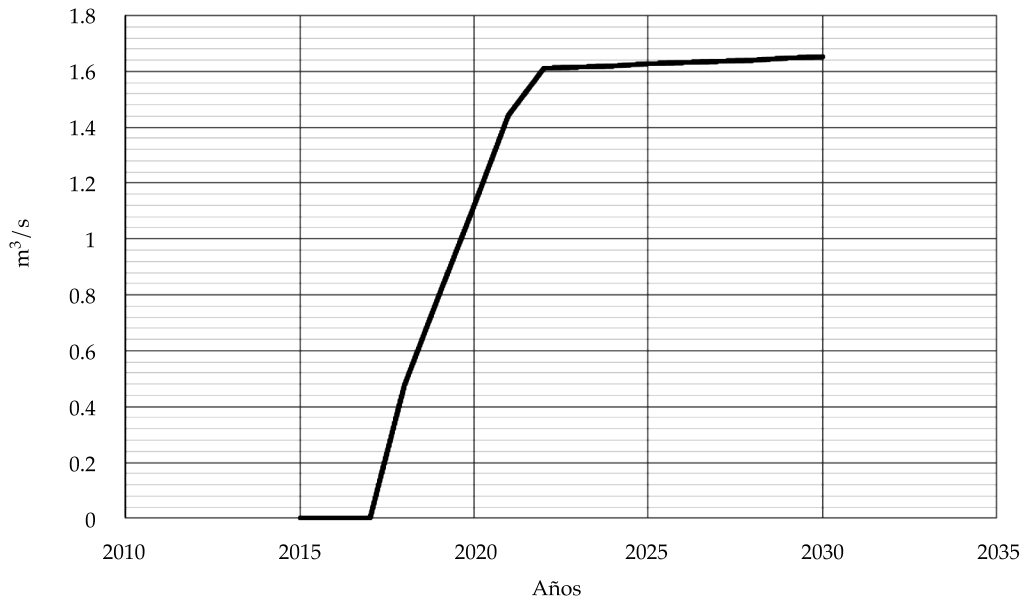


Figura 10. Estrategia de reúso de agua tratada.

Se analizaron las superficies disponibles en la zona para la captación de aguas pluviales, para después ser conducidas a su tratamiento y uso en el sistema. Como resultado de este análisis, se considera como factible una superficie de 73.57 hectáreas de áreas cubiertas en edificios y estacionamientos, y 806.08 hectáreas de áreas verdes, ubicadas en diversos parques y jardines de la ciudad. La estrategia consiste en emplear estos recursos hídricos con posterioridad al reúso de agua tratada y la recuperación de pérdidas. Así, en 2019 se ingresará al sistema el agua pluvial captada en 62% de las áreas seleccionadas, dejando para una segunda etapa la captación de 38% del área restante. Como resultado, el agua pluvial captada pasaría de 0 en 2015 a 0.01925 m³/s en 2019.

La suma de estas tres estrategias compone el “escenario de balance del sistema” al 2030, y la representación gráfica de la correspondiente simulación en *Vensim* se muestra en la figura 12.

Una vez hecha la simulación, se obtiene como resultado que en 2021 se lograría, a pesar del incremento poblacional, que el sistema alcance el balance, y hacia 2030, el balance sería

ligeramente positivo, con lo que se revierte el déficit actual y se cubre de manera satisfactoria el crecimiento en la demanda.

El resultado, que se presenta en la figura 13, muestra que el comportamiento del desbalance considerando las tres estrategias pasó de ser negativo (-1.855 m³/s) en 2015 a ligeramente positivo (+0.155 m³/s) en 2030.

La estrategia combina una disminución de la demanda, por la vía de bajar las pérdidas físicas que se registran en el sistema, con un incremento en la oferta, por medio del reúso del agua residual tratada, lo que no compromete más las fuentes naturales. Las estrategias que mejores resultados producen son entonces reducción de pérdidas y reúso del agua. La estrategia de aprovechamiento de aguas pluviales, por la superficie disponible de captación y el régimen de lluvias de la ciudad, tiene un aporte marginal al balance.

En un plazo mayor, las medidas del escenario serían probablemente insuficientes. Sin embargo, con estrategias factibles, que se pueden implementar en los primeros años de la simulación, se logra un balance que, mientras tanto, permitirá

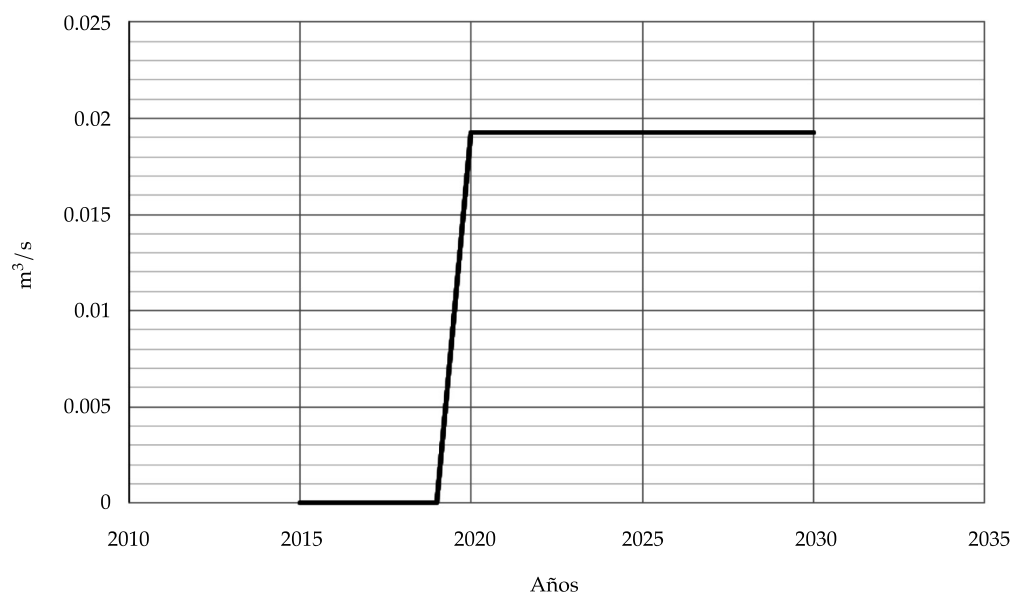


Figura 11. Estrategia de captación de agua pluvial.

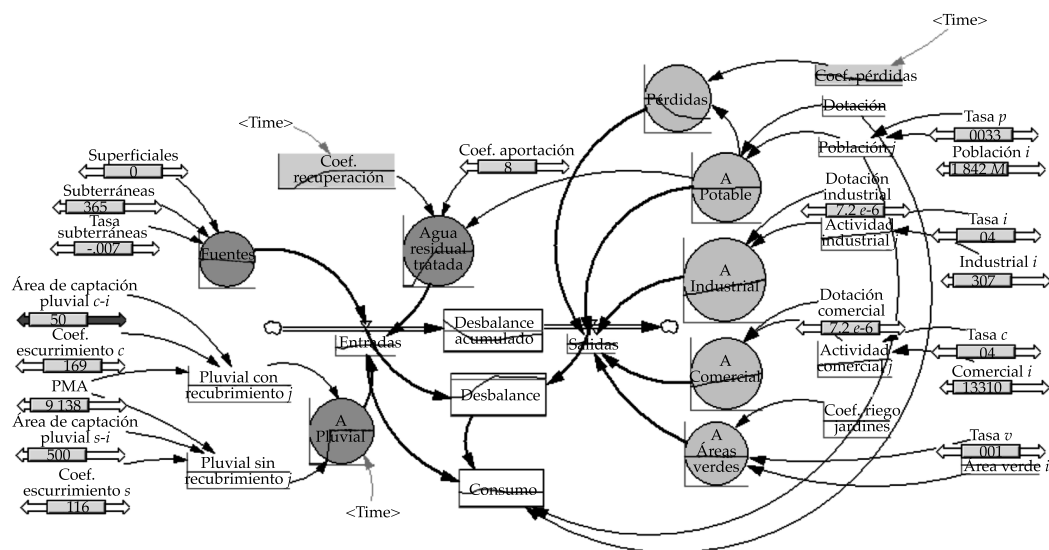


Figura 12. Representación en Vensim de la simulación del “escenario de balance” del sistema de abastecimiento de agua de Puebla.

el estudio e implementación de otras medidas más costosas y de implementación social más difícil, tales como la búsqueda de nuevas fuentes de abastecimiento o acciones de recuperación

en la cuenca. Estas medidas requerirían de un mayor financiamiento, que mientras tanto puede obtenerse con base en proyectos sólidos y una mejor situación financiera del sistema.

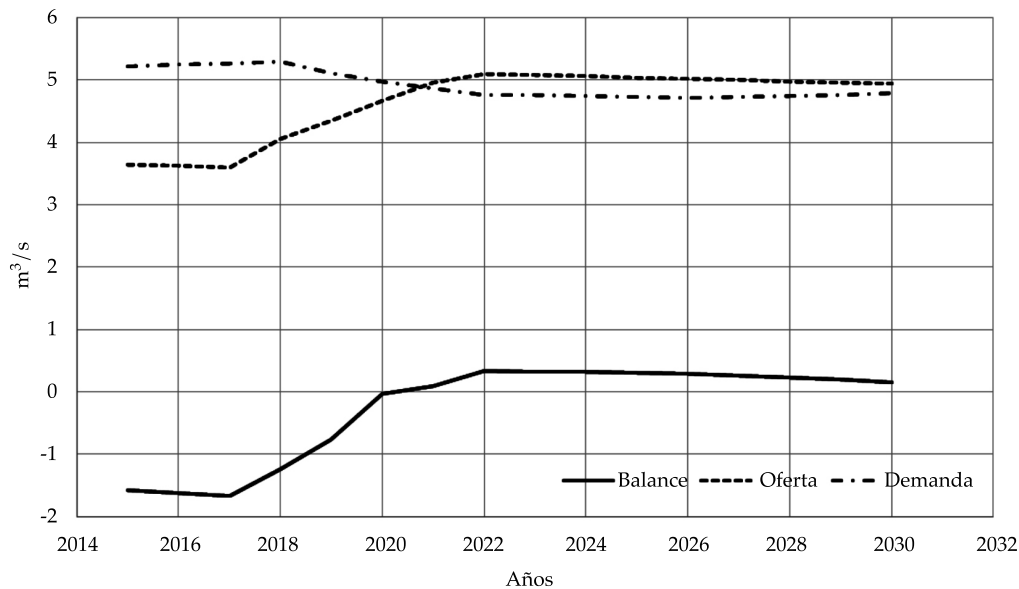


Figura 13. Evolución del balance hídrico en el sistema, en el “escenario de balance”. Se observan los incrementos en el balance conforme se incorporan las diversas estrategias.

Conclusiones y recomendaciones

Los sistemas de abastecimiento de agua y saneamiento son sistemas complejos, es decir, que están compuestos de múltiples variables interconectadas mediante una estructura subyacente, y que exhiben retroalimentación y conductas emergentes. En consecuencia, para resolver la problemática que su naturaleza dinámica les impone, deben usarse técnicas de modelación que representen de modo adecuado al sistema y su cambio en el tiempo, bajo diferentes escenarios de variación natural y estrategias de intervención.

La modelación de sistemas dinámicos adaptativos es una metodología útil para la creación de modelos de simulación que permitan el diseño de escenarios, compuestos por diversas estrategias, y la valoración de sus resultados en el sistema. En última instancia, se muestra como una valiosa herramienta para los tomadores de decisiones del sistema.

En este texto, las ventajas de la modelación dinámica de sistemas se aplicaron al caso de la

ciudad de Puebla y área conurbada, que atiende el Sistema de Aguas de la ciudad. Se analizó el posible efecto del escenario tendencial, y se diseñó y probó un escenario de balance, compuesto por un conjunto de estrategias, que demostró la posibilidad de revertir la condición actual de déficit y de conducir al sistema a un balance. El periodo de análisis termina en 2030.

Referencias

- 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.
- Conagua (1994). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. México, DF: Subdirección General Técnica, Comisión Nacional del Agua.
- Conagua (2012). *Programa Hídrico Regional Visión 2030. Región Hidrológico-Administrativa IV Balsas*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua (2014). *Atlas del agua en México 2014*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Ficot, D. (2009). *Complexity Theory and Emergence of Water Recycling*. MSc Dissertation. MSc Thesis. London: UCL-Department of Civil, Environmental and Geomatic

- Engineering, University College London, University of London.
- Giacomoni, M. H., Kanta, L., & Zechman, E. M. (2013). Complex Adaptive Systems Approach to Simulate the Sustainability of Water Resources and Urbanization. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 139(5), 554-564.
- Global Water Partnership (2000). *Integrated Water Resources Management*. Technical Advisory Committee. Background Paper No. 4. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.
- 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.
- IMTA (2015). *Resumen 2014 de indicadores de gestión de organismos operadores*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de <http://www.pigoo.gob.mx/>.
- Johnson, N. (2011). *Simply Complexity. A Clear Guide to Complexity Theory*. Kindle ebook edition. Paperback, first edition 2009. Oxford, England: Oneworld Publications.
- Semarnat (1996). *NOM-002-SEMARNAT-1996*. Recuperado de <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/nom-aguas-residuales>.
- Simonovic, S. P. (2009). *Managing Water Resources. Methods and Tools for a System Approach*. Paris: Earthscan and UNESCO.
- UNPD (2014). United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.

Dirección institucional de los autores

Dr. Polioptro F. Martínez-Austria
Dr. Alberto Vargas-Hidalgo

Universidad de Las Américas Puebla
Sta. Catarina Mártir
72810 Cholula, Puebla, México
Teléfono: +52 (222) 229 20 00, extensión 2217
polioptro.martinez@udlap.mx
alberto.vargasho@udlap.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Modelo *Seawat* para intrusión salina en el acuífero de Boca Abierta, Sonora

• Armando G. Canales •
Hidrogeólogo independiente

• Carlos E. Velázquez • Luis Islas* •
Instituto Tecnológico de Sonora, México

*Autor para correspondencia

• Randall T. Hanson • Alyssa Dausman •
US Geological Survey

Resumen

Canales, A. G., Velázquez, C. E., Islas, L., Hanson, R. T., & Dausman, A. (julio-agosto, 2016). Modelo *Seawat* para intrusión salina en el acuífero de Boca Abierta, Sonora. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 155-160.

El acuífero del valle de Boca Abierta está en una planicie costera y se encuentra sobreexplotado, con un alto índice de contaminación del agua subterránea por intrusión salina del agua de mar. El objetivo de este trabajo fue probar la eficiencia de una doble barrera de pozos de bombeo para controlar el avance de la intrusión salina, mediante la aplicación del modelo *Seawat*. Este modelo de densidad variable parte de condiciones iniciales de elevaciones de niveles estáticos y concentraciones del ion cloruro en el agua. En el periodo de calibración 1990-2012, los valores de concentración de cloruros calculados por el modelo mostraron una diferencia con los medidos en campo, que se expresa con el error medio cuadrático de 2.87% (RMS). La etapa predictiva comprendió un periodo de simulación de 20 años (2012-2032). Se propusieron dos ubicaciones para la doble barrera de bombeo, la cual constituye el escenario con dos variantes de la etapa predictiva. Como resultado se obtuvo que la ubicación "doble barrera 1" con 10 pozos, un gasto de 120 l/s por pozo, mantuvo o redujo gradualmente concentraciones de cloruros del agua del acuífero inferiores a la norma.

Palabras clave: acuíferos costeros, intrusión salina, modelo *Seawat*, predicción, doble barrera de pozos de bombeo.

Abstract

Canales, A. G., Velázquez, C. E., Islas, L., Hanson, R. T., & Dausman, A. (July-August, 2016). *Seawat* Model for Saline Intrusion in Boca Abierta, Sonora Aquifer. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 155-160.

The "Boca Abierta" Valley's aquifer at a coastal plain has been overexploited with the consequence of some high rate of contamination by saline intrusion of Seawater. The study objective was to test a double barrier of pumping wells to control salt water intrusion in Boca Abierta Valley aquifer by applying the model *Seawat*. In the calibration period 1990-2012 the difference between observed chloride concentration and the model calculated value in several wells got a value of residual mean square (RMS) of 2.87%. The predictive phase a simulation period of 20 years (2012-2032), with two locations for 10 pumping wells and flow rate of 120 l/s per well, in the named "double barrier 1" kept or reached gradually chloride concentration of water from the aquifer below the permitted value.

Keywords: Coastal aquifer, saline intrusion, *Seawat* model, prediction, double barrier of pumping wells.

Recibido: 12/09/2014

Aceptado: 05/02/2016

Introducción

La salinización es una de las formas más extendidas de contaminación de agua en el mundo. La extracción de agua subterránea en acuíferos

costeros no confinados modifica las condiciones naturales de la descarga de agua dulce al mar y da por resultado una inversión del flujo del agua subterránea, y una posibilidad de movimiento lateral del agua de mar hacia el interior de la costa

(Nuno & Haie, 2001; Cardona, Carrillo, Huizar, & Graniel, 2003). Los valles de Guaymas y Boca Abierta han estado bajo desarrollo agrícola desde 1940. La sobreexplotación del acuífero de Boca Abierta ha provocado una intrusión salina significativa.

La preservación de la vida útil del acuífero del valle de Boca Abierta requiere de medidas, como barreras de pozos de inyección y/o bombeo, que controlen la intrusión salina que en el citado acuífero ha afectado la franja costera en más de 7 km (Quiñonez, Canales, Sánchez, & Islas, 2005).

La aplicación de un modelo de simulación de flujo subterráneo y densidad variable en un acuífero permite plantear alternativas que consisten en la colocación de barreras de pozos de bombeo sobre la interfase salina “dispersa”, descrita por Marín (1995), para interceptar el flujo de agua salada que avanza sobre el acuífero (Canales, 2013).

Entre los trabajos previos al que aquí se presenta se tiene:

- Díaz (2009) simuló el flujo subterráneo en el acuífero de Boca Abierta con el *software Aquif* (Díaz, 2013), para determinar la factibilidad de colocar una barrera de pozos de inyección, mediante el empleo del agua residual tratada de las ciudades de Guaymas y Empalme, llegando a la conclusión de que sólo se tenía para inyectar una disponibilidad de agua residual tratada inferior a 10% de la requerida.
- En otro trabajo, Manjarrez (2011) utilizó el programa *Seawat* en una porción del acuífero del Valle de Guaymas para simular el avance de la intrusión salina, con el objetivo de determinar los efectos del bombeo de agua subterránea en el movimiento de la interfase agua dulce-agua salada. Para llevar a cabo la calibración, se empleó el programa *PEST*, acoplado al *Seawat*, utilizando los contenidos observados de cloruros y niveles estáticos de los años de 1978 a 2007.

Como antecedente inmediato de este trabajo se aplicó el modelo de flujo subterráneo *Visual*

Modflow (Velázquez, Islas, Canales, & Encinas, 2010) para simular los niveles de agua subterránea en el acuífero del Valle de Boca Abierta, con el fin de estimar el bombeo que permita mantener el acuífero sin incrementar el grado de sobreexplotación.

Un caso muy similar al que se desarrolló con este trabajo fue la aplicación del modelo *Sutra* (Pool & Carrera, 2010), para probar el efecto de una doble barrera de pozos de bombeo sobre la interfase salina en el acuífero costero Mar de Plata, Argentina, afectado por la presencia de agua de mar. El resultado es una caída significativa en los niveles de salinidad de los pozos con intrusión salina.

El objetivo de este trabajo fue probar la eficiencia de una doble barrera de pozos de bombeo para controlar el avance de la intrusión salina, mediante la aplicación del modelo *Seawat*, en el acuífero del valle de Boca Abierta. El resultado permitió determinar el gasto de extracción y su distribución correcta con la localización de dicha barrera de pozos con concentraciones del ion cloruro, aceptables para consumo humano (Velázquez, 2013).

Método

La simulación de la intrusión salina en el acuífero de Boca Abierta en este trabajo es una continuación de la simulación de flujo subterráneo y densidad constante con *Modflow* (Velázquez et al., 2010), referida como antecedente inmediato. Por tal motivo, el presente trabajo se inició actualizando el modelo anterior mediante la revisión del modelo conceptual. A continuación se aplicó el modelo *Seawat* (Guo & Langevin, 2002), para simular el efecto de una doble barrera de pozos de bombeo hasta el año 2032.

Aplicación de los modelos

El modelo conceptual se revisó con la información de pozos de la zona que se muestra en la figura 1, la cual se utilizó para definir la estratigrafía del lugar, además de los niveles estáticos, volúmenes de extracción y análisis de calidad del agua, que permitieron alimentar los modelos

y establecer una frontera de carga constante en la parte norte del modelo para simulación de flujo subterráneo de entrada al acuífero, y en la frontera sur, que colinda con el Golfo de California, de acuerdo con las coordenadas geográficas y niveles medios del mar para la zona.

La etapa de calibración se realizó a partir de la simulación con *Modflow*, con densidad constante para el periodo de modelación establecido (1990-2012). Se compararon los niveles estáticos calculados por el modelo y los medidos en campo, y se obtuvo una diferencia estimada por el valor del error medio cuadrático (RMS) de 3.85%; con *Seawat*, con densidad variable, para el mismo periodo, 1990-2012, se obtuvo como estimación de la diferencia entre valores de concentración de cloruros medidos en campo y los obtenidos por el modelo un error medio cuadrático (RMS) de 2.87%.

La etapa de predicción, de 2012 a 2032, se llevó a cabo una vez calibrado el modelo. Se propusieron dos filas conformadas por cinco pozos cada una para formar una doble barrera de bombeo, con el propósito de detener el avance de la intrusión salina en el acuífero. Se evaluó su efectividad mediante la estimación de la entrada de agua de mar proveniente de la frontera sur del acuífero.

Se probaron dos ubicaciones distintas para las dos filas de pozos ya mencionadas, como se muestra en las figuras 2a y 2b.

La primera, denominada “doble barrera 1” (figura 2a), tiene una separación entre sus filas de 2.0 km; la fila 2 está a una distancia de 1.8 km al sur con respecto a la zona de explotación del acuífero; la fila 1 tiene una distancia media en relación con la frontera del acuífero con el Golfo de California de 4.0 km.

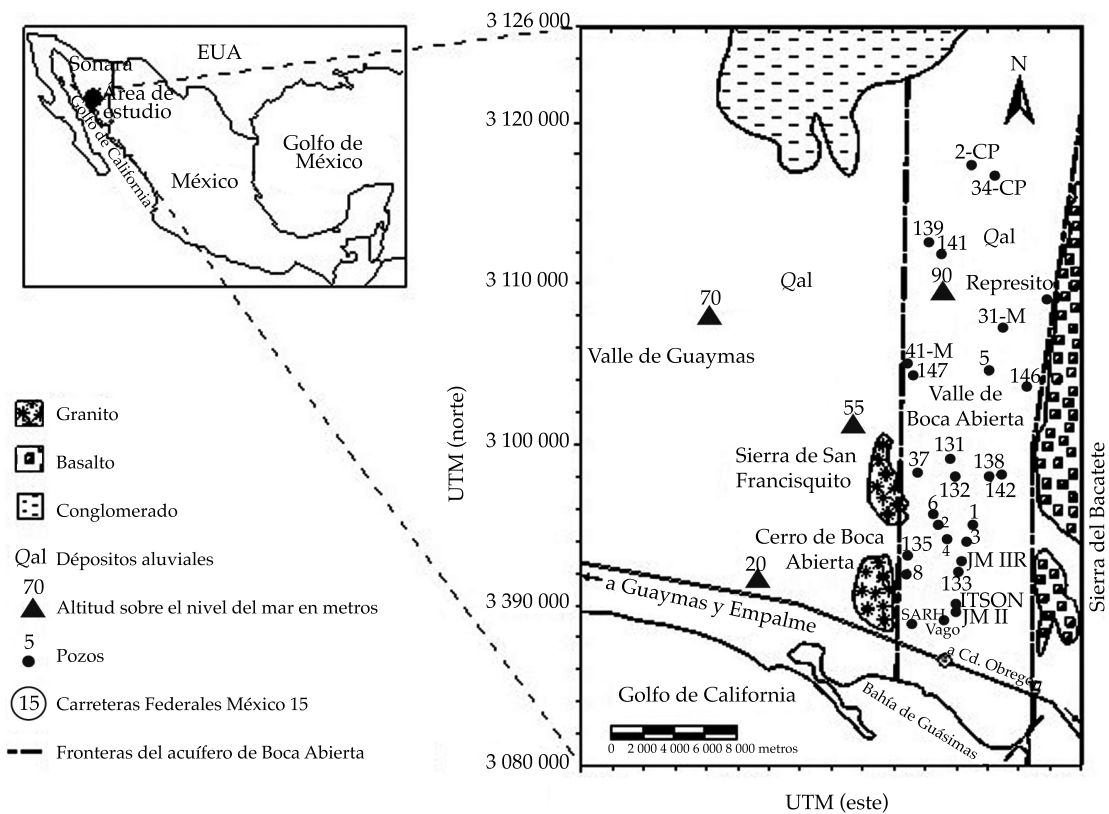


Figura 1. Localización de la zona de estudio.

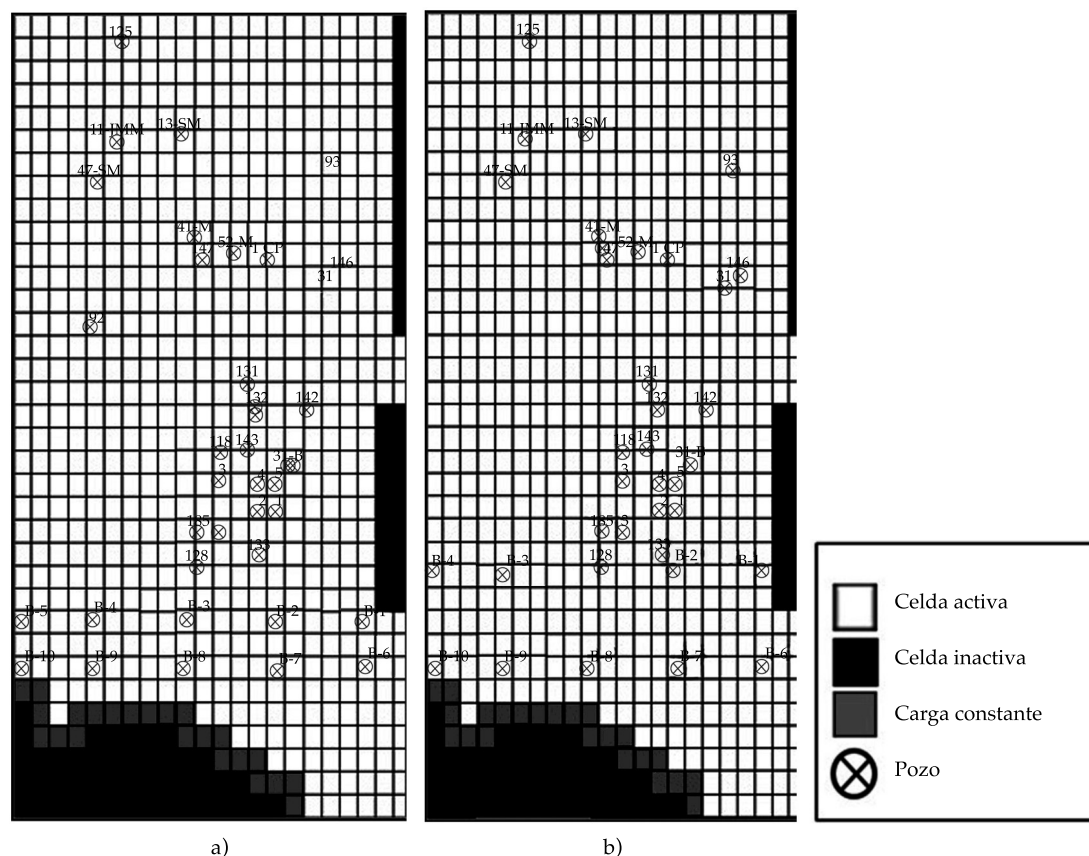


Figura 2. a) Ubicación doble barrera 1, b) Ubicación doble barrera 2.

Para la segunda ubicación, “doble barrera 2” (figura 2b), la fila 1 no cambia de posición; la fila 2 se recorrió al inicio de la zona de explotación del acuífero, en particular formando la línea con 4 de los 6 pozos en funcionamiento para agua potable. En ambas figuras, las celdas con relleno en color negro representan inactividad en el modelo: al este, por efecto de la sierra del Bacatete, y al sur el Golfo de California; asimismo, las celdas con relleno gris al sur representan el flujo de agua de mar al acuífero proveniente del Golfo de California (frontera de carga constante).

Discusión de resultados

Los resultados del efecto de la simulación de la doble barrera de bombeo sobre el acuífero del valle de Boca Abierta provinieron del

planteamiento de tres escenarios distintos. El primero, “condiciones normales”, representa no aplicar algún control, como la doble barrera de bombeo. Los escenarios dos y tres fueron las propuestas del modelo “doble barrera 1” y “doble barrera 2”, respectivamente, con un gasto de extracción igual a 120 l/s para cada uno de los 10 pozos que las conforman.

En la gráfica 1 de la figura 3 se observa el comportamiento de la evolución de la concentración de cloruros (Cl-) una vez simulados los tres escenarios ya descritos para el periodo (2012-2032). Del conjunto de pozos analizados se eligieron los números 135 y 3 para ilustrar dicha evolución. En todos los casos se apreció una disminución favorable respecto a “las condiciones normales”, que incluye quedar dentro de la norma NOM-127-SSA1-1994 en la

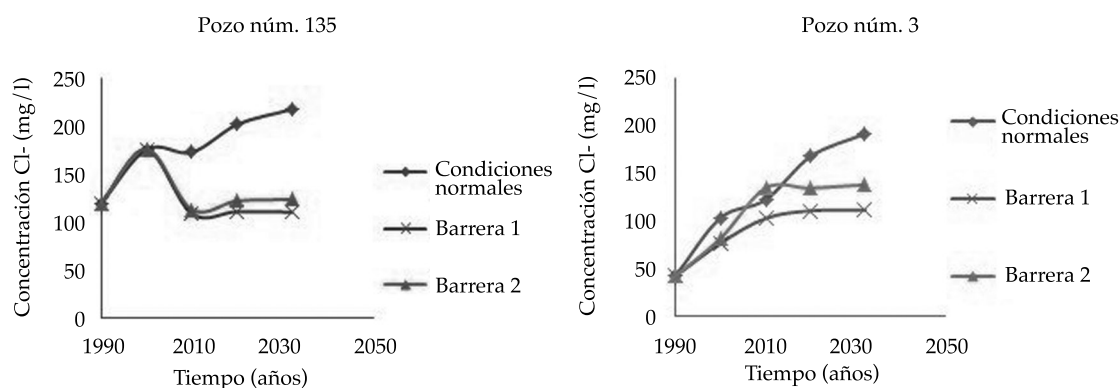


Figura 3. Comportamiento de la concentración de cloruro para los pozos número 135 y 3.

concentración de cloruros con las barreras de pozos; y entre “doble barrera 1 y 2”, la ventaja de la “doble barrera 1” es que mejora aún más la concentración de cloruros que el escenario doble barrera 2.

Conclusión

Se concluyó que la opción “doble barrera 1” presenta las condiciones ideales para lograr el objetivo propuesto en los pozos de la porción sur del acuífero.

Hay opciones de aprovechamiento del agua, producto del bombeo en la barrera de pozos.

Se identifican de manera potencial tres opciones de aprovechamiento del agua extraída de la doble barrera, las cuales, previo análisis y estudios correspondientes, pudieran redituarse en mejoras tanto para el ámbito económico como el social de la región: desalinización para agua potable de Guaymas y Empalme; riego de halófitas para producción de biocombustibles; abastecimiento de estanques para la siembra y reproducción de especies acuáticas.

Se recomienda mantener actualizado el modelo de simulación del acuífero del valle de Boca Abierta, considerando nueva información referente a niveles estáticos y análisis fisicoquímicos del agua, con la finalidad de realizar la posauditoria, al verificar las predicciones del

modelo. Asimismo, se requiere la creación de una red de pozos de monitoreo en campo que respalde la obtención de datos para llevar a cabo el mantenimiento propuesto.

Agradecimiento

Esta nota se basa en el trabajo de tesis de maestría (Velázquez, 2013) realizado gracias al financiamiento del Instituto México-Estados Unidos de la Universidad de California (UC MEXUS) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (Conacyt) para el proyecto Control de intrusión salina de acuíferos costeros.

Referencias

- Canales, E. A. G., & Islas, E. L. A. (2013). *Hidrología subterránea*. Ciudad Obregón, Sonora: Instituto Tecnológico de Sonora.
- Cardona, A., Carrillo, R. J. J., Huizar, A. E. R., & Graniel, C. E. (2003). Salinization in Coastal aquifers of Arid Zones: An Example from Santo Domingo, Baja California Sur, México. *Environmental Geology*, 45, 350-366.
- Díaz, M. S. (2013). Modelos de acuíferos (pp. 195-213). En: *Hidrología subterránea*. Canales E. A. G., & Islas, E. L. A. (eds.). Ciudad Obregón, Sonora: Instituto Tecnológico de Sonora.
- Díaz, O. M. L. (2009). *Evaluación de factibilidad de una barrera de pozos de inyección contra la intrusión salina en el acuífero del Valle de Boca Abierta, Sonora*. Titulación por tema de sustentación para obtener el título de Ingeniería en Ciencias Ambientales. Ciudad Obregón, Sonora: Instituto Tecnológico de Sonora.

- Guo, W., & Langevin, C. D. (2002). *User's Guide to Seawat: A Computer Program for Simulation of Three-Dimensional Variable-Density Ground-Water Flow*. Tallahassee, USA. (No. 06-A7) Geological Survey.
- Manjarrez, G. D. G. (2011). *Aplicación del modelo Seawat para prevenir la intrusión salina en los acuíferos de Guaymas y Boca Abierta, Sonora*. Tesis para obtener el grado de Maestra en Ciencias Geológicas. Hermosillo, México: Universidad de Sonora.
- Marín, L. E. (1995). Técnicas para la simulación numérica de acuíferos costeros con intrusión salina. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Recuperado el 21 de enero de 2016. https://www.imta.gob.mx/tyca/index.php?page=shop.product_details&flypage=flypage.tpl&product_id=220&category_id=46&keyword=Luis+E+Marin&option=com_virtuemart&Itemid=88&lang=es.
- Nuno, J. M. A., & Haie, N. (2001). *Modeling of Rural Usage of Groundwater subject to Saltwater Intrusion* (pp. 1-12). First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers Monitoring, Modeling and Management.
- Pool, M., & Carrera, J. (2010). Dynamics of Negative Hydraulic Barriers to Prevent Seawater Intrusion. *Hydrogeology Journal*, 18, 95-105.
- Quiñonez, P. J. A., Canales, E. A. G., Sánchez, C. S., & Islas, E. L. A. (2005). *Avance de un modelo para la construcción de una barrera de pozos de infiltración contra la intrusión salina en Boca Abierta, Sonora*. Resumen para el VIII Seminario de Acuíferos Costeros de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.
- Velázquez, N. C. E. (2013). *Utilización del modelo Seawat para simulación de una doble barrera de pozos de bombeo sobre la interfase salina del acuífero del Valle de Boca Abierta, Sonora, que permita frenar el avance de la intrusión salina*. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales. Ciudad Obregón, México: Instituto Tecnológico de Sonora.
- Velázquez, N. C. E., Islas, E. L. A., Canales, E. A. G., & Encinas, Y. D. H. (2010). *Utilización del modelo visual Modflow para predicción del bombeo de equilibrio en el acuífero del Valle de Boca Abierta, Sonora*. IV Congreso Regional de Ciencias Ambientales, Ciudad Obregón, Sonora, México.

Dirección institucional de los autores

Mtro. Armando G. Canales

Consultor hidrogeólogo
Francisco Almada # 614, Col. Villaitson
85130 Ciudad Obregón, Sonora, México
Tel. +52 (644) 4152 533
agcanales@live.com.mx

M.I. Carlos E. Velázquez

Instituto Tecnológico de Sonora
Departamento de Ingeniería Civil
Campus Náinari
Antonio Caso s/n y E. Kino, Colonia Villa Itson
85130 Ciudad Obregón, Sonora, México
Teléfono: +52 (644) 4109 000, extensión 1380
carlos.velazquez@itson.edu.mx

M.I. Luis Islas

Instituto Tecnológico de Sonora
Departamento de Ingeniería Civil
Campus Náinari
Antonio Caso s/n y E. Kino, Colonia Villa Itson
85130 Ciudad Obregón, Sonora, México
Teléfono: +52 (644) 4109 000, extensión 1737
luis.islas@itson.edu.mx

M.C. Randall T. Hanson

Research Hydrologist
US Geological Survey
California Water Science Center
San Diego Projects Office
4165 Spruance Road, Suite 200
San Diego, CA 92101, USA
Phone: (619) 225-6139 (office #)
rthanson@usgs.gov

Dr. Alyssa Dausman

US Geological Survey
Southeast Region
1770 Corporate Drive Suite 500
Norcross, GA 30093, USA
Phone: (228) 688 2530
adausman@usgs.gov



Haga clic aquí para escribir al autor

Una aplicación hidrológica de la regresión lineal múltiple ponderada

• Daniel Francisco Campos-Aranda •

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

Resumen

Campos-Aranda, D. F. (julio-agosto, 2016). Una aplicación hidrológica de la regresión lineal múltiple ponderada. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 161-173.

La regresión lineal múltiple tiene dos aplicaciones hidrológicas básicas: (1) ampliar registros cortos con base en series largas cercanas, y (2) deducir ecuaciones empíricas que permiten estimar, en sitios de interés sin aforos, crecientes de diseño (Q_{tr}). Como ambas aplicaciones se realizan en un contexto regional, siempre está presente la multicolinealidad en el primer caso, y la falta de homocedasticidad en el segundo. Para corregir la no uniformidad que tienen las varianzas de la variable dependiente (Y_i) se usa una función de ponderado (w_i) en el ajuste de mínimos cuadrados, lo cual conduce a la técnica de mínimos cuadrados ponderados (MCP). En este trabajo se exponen con detalle dos procedimientos para estimar las w_i óptimas. El primero toma en cuenta la teoría de los residuales y el error medio del ajuste de mínimos cuadrados ordinarios y el segundo se basa en los datos que son vecinos cercanos, para buscar la manera en que varían las varianzas de Y_i . Ambos métodos se aplican a las ecuaciones empíricas que permiten estimar el gasto máximo medio anual (Q_{ma}) de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa, México). Con base en los resultados, se concluye que es recomendable aplicar siempre el método de MCP, al obtener ecuaciones empíricas que estiman el Q_{ma} , o bien las Q_{tr} , pues sus indicadores de desempeño evaluados en el dominio real muestran mejoría de ajuste.

Palabras clave: homocedasticidad, mínimos cuadrados ordinarios, mínimos cuadrados ponderados, desviación absoluta media, error estándar medio, error relativo estándar medio, creciente media anual, Región Hidrológica 10.

Abstract

Campos-Aranda, D. F. (July-August, 2016). An Hydrological Application of Weighted Multiple Linear Regression. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 161-173.

Multiple linear regression has two basic hydrological applications: (1) to extend short records based on long series that are close and (2) to derive empirical equations to estimate flood design (Q_{tr}) at sites of interest where records are not available. Since both applications are made in a regional context, multicollinearity is always present in the first case, and the lack of homoscedasticity in the second. In order to correct the non-uniformity with the variances of the dependent variable (Y_i) a weighting function (w_i) in the least squares fit is used, which leads to the weighted least squares (WLS) technique. In this work two methods to estimate the optimal w_i are discussed in detail; the first one takes into account the theory of residuals and the mean error of setting ordinary least squares and the second one is based on data that are close neighbors, seeking for changes on the variances of Y_i . Both methods are applied to empirical equations that estimate the average annual maximum flow (Q_{aa}) of Hydrological Region No. 10 (Sinaloa). Based on the results it is concluded that it is advisable to always apply the method of WLS, to obtain empirical equations that estimate the Q_{aa} or the Q_{tr} , due to the improvement of adjustment of the performance indicators evaluated in the real domain.

Keywords: Homoscedasticity, ordinary least squares, weighted least squares, mean absolute deviation, mean standard error, means standard relative error, average annual flood, Hydrological Region No. 10.

Recibido: 20/01/2015

Aceptado: 16/02/2016

Introducción

La regresión lineal múltiple (RLM) es una técnica estadística básica empleada por los hidrólogos para transferir información de las características del escurrimiento, calculadas en cuencas con hidrometría hacia sitios o cuencas donde tal información es necesaria y no existen aforos. Por ejemplo, la RLM se emplea para completar series de volumen escurrido anual (Y) en sitios con pocos datos, con base en varios registros amplios y cercanos (X_p); también se ha utilizado para encontrar ecuaciones empíricas que relacionan la creciente media anual (Q_{ma}) o de cierto periodo de retorno (Q_T) con las características físicas de las cuencas con aforos, por lo común el tamaño de la cuenca y ciertas propiedades del cauce, o tormentas de la zona (Pandey & Nguyen, 1999; Griffis & Stedinger, 2007; Salas *et al.*, 2008; Wilks, 2011).

Desde el inicio del siglo XXI se han comenzado a notar los efectos negativos del *cambio climático* a través de observar eventos extremos, como tormentas, crecientes y sequías más severos y más frecuentes. Ante tal evidencia se han sugerido varias acciones (Campos-Aranda, 2015), una de ellas, quizá la más importante, sea aumentar los sitios de registro de lluvias, gastos y niveles en lagos, embalses y acuíferos. Sin embargo, la realidad demuestra que el número de estaciones pluviográficas, pluviométricas e hidrométricas ha disminuido notablemente, hasta llegar a una situación crítica, como lo han destacado Lafragua-Contreras, González-Rojas y Solís-Alvarado (2006). En este escenario, es prioritario hacer un uso eficiente de la información hidrológica disponible y la RLM es la técnica estadística que lo permite, al trabajar los datos regionalmente tanto en el transporte de datos como en la estimación de ecuaciones empíricas.

Los parámetros de ajuste de un modelo definido por una RLM se estiman a través del método o técnica de mínimos cuadrados ordinarios (MCO), la cual acepta o asume que las varianzas de la variable dependiente (Y_i) son las mismas para toda i , lo cual se conoce como condición

de *homocedasticidad*. Lo anterior implica que todas las observaciones de Y sean “igualmente confiables”. En cualquier aplicación hidrológica *regional* de la RLM, tal condición seguramente será violada debido a que la confiabilidad en la estimación de las características del escurrimiento depende de la amplitud de su registro, o bien de las condiciones de medición en las estaciones de aforos. Cuando la hipótesis de homocedasticidad no es satisfecha, los parámetros estimados no tienen varianza mínima y todas las estimaciones asociadas con la RLM no son exactas (Tasker, 1980; Stedinger & Tasker, 1985; Tasker & Stedinger, 1989; Pandey & Nguyen, 1999; Kottegoda & Rosso, 2008).

Como las varianzas de la variable dependiente $\sigma^2(Y_i)$ no son iguales, se puede aplicar una función de ponderado (w_i) que corrija tal variación, según se expone en la teoría del método de mínimos cuadrados ponderados (MCP). Tal función es óptima cuando $w_i = 1 / \sigma^2(Y_i)$.

El *objetivo* de este trabajo consiste en exponer con detalle dos procedimientos para encontrar y aplicar la función de ponderado óptima. El primero utiliza el algoritmo desarrollado por Tasker (1980), que toma en cuenta la teoría de los residuales y los resultados del método de MCO. El segundo se basa en una propiedad de los valores cercanos del regresor (X_1), que son considerados puntos de repetición. Ambos procedimientos se aplican en la obtención de dos ecuaciones de regresión potencial, que permiten estimar el gasto máximo medio anual (Q_{ma}) de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa, México). Como los resultados del método de MCP mejoran el ajuste de MCO, según indicadores evaluados en el dominio real, se recomienda su aplicación sistemática al estimar ecuaciones empíricas por RLM.

Resumen de la teoría operativa

Regresión lineal múltiple (RLM)

Algunas veces se puede establecer una relación de tipo lineal entre la variable dependiente (Y) y varias (p) independientes $X_1, X_2, \dots, X_p$ o

regresores, la cual es la generalización o extensión natural de la regresión lineal simple. Su expresión es (Ryan, 1998):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon \quad (1)$$

Entonces, los principios que rigen la regresión lineal se aplican a la RLM, por ejemplo, que tanto Y como las X_p estén normalmente distribuidas, y que los errores ε sean independientes y tengan distribución normal de media cero y misma varianza (σ^2) para cada X . La solución de mínimos cuadrados de los residuos de forma matricial para el caso general expuesto y con n observaciones o datos de Y , y de los regresores es la siguiente (Ryan, 1998):

$$Y = X \cdot \beta + \varepsilon \quad (2)$$

siendo:

$$Y = \begin{bmatrix} Y_1 \\ Y_2 \\ Y_3 \\ \vdots \\ Y_n \end{bmatrix}, X = \begin{bmatrix} 1 & X_{11} & X_{21} & \dots & X_{p1} \\ 1 & X_{12} & X_{22} & \dots & X_{p2} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1 & X_{1n} & X_{2n} & \dots & X_{pn} \end{bmatrix},$$

$$\beta = \begin{bmatrix} \beta_0 \\ \beta_1 \\ \beta_2 \\ \vdots \\ \beta_p \end{bmatrix}, \varepsilon = \begin{bmatrix} \varepsilon_1 \\ \varepsilon_2 \\ \vdots \\ \varepsilon_n \end{bmatrix}$$

El planteamiento de esta solución implica que la sumatoria de 1 a n de los residuos al cuadrado debe ser minimizada, es decir que:

$$\sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 = \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2$$

$$= \sum_{i=1}^n (Y_i - \beta_0 - \beta_1 X_{1i} - \beta_2 X_{2i} - \dots - \beta_p X_{pi})^2 = 0 \quad (3)$$

Entonces, diferenciando el lado derecho de la ecuación anterior con respecto a $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots$

β_p por separado, se originan las ecuaciones llamadas *normales*, función de los parámetros desconocidos. En notación matricial, estas ecuaciones son:

$$(X' \cdot X) \cdot \hat{\beta} = X' \cdot Y \quad (4)$$

cuya solución es:

$$\hat{\beta} = (X' \cdot X)^{-1} \cdot (X' \cdot Y) \quad (5)$$

en la cual X' es la matriz transpuesta de X y $(X' \cdot X)^{-1}$ indica la matriz inversa de $X' \cdot X$.

Solución de mínimos cuadrados ponderados

Como ya se indicó, las suposiciones que por lo común se establecen en relación con RLM (ecuación (2)) son que $E(\varepsilon) = 0$ y que $\text{Var}(\varepsilon) = \sigma^2 \cdot I$, siendo I la matriz unitaria o identidad. Con frecuencia, tales premisas son irrazonables, pues se tiene que $\text{Var}(\varepsilon) = \sigma^2 \cdot V$, siendo V una matriz conocida de $n \times n$. Si V es diagonal, con elementos diagonales distintos, las observaciones Y no están correlacionadas, pero tienen varianzas desiguales; en cambio, si existen algunos elementos fuera de la diagonal principal de V , las observaciones están correlacionadas y la solución de mínimos cuadrados de los residuos es (Montgomery, Peck, & Vining, 2002):

$$\hat{\beta}_g = (X' \cdot V^{-1} \cdot X)^{-1} \cdot (X' \cdot V^{-1} \cdot Y) \quad (6)$$

En la ecuación anterior, $\hat{\beta}_g$ es el estimador de mínimos cuadrados generalizados (MCG) de β . Cuando V es una matriz diagonal, con elementos $1/w_1, 1/w_2, \dots, 1/w_n$, se hace $W = V^{-1}$, siendo W una matriz también diagonal con elementos que son los pesos o factores de ponderación ($w_1, w_2, \dots, w_n$), la solución de mínimos cuadrados de los residuos será:

$$\hat{\beta}_p = (X' \cdot W \cdot X)^{-1} \cdot (X' \cdot W \cdot Y) \quad (7)$$

en la cual $\hat{\beta}_p$ es el estimador de mínimos cuadrados ponderados (MCP) de β . Conviene notar que los datos con varianzas grandes tienen menos peso que los de varianzas pequeñas (Montgomery *et al.*, 2002). Los estimados $\hat{\beta}_p$ se pueden obtener con facilidad modificando ligeramente el programa de cómputo de mínimos cuadrados ordinarios (MCO). Se multiplica cada uno de los datos o valores de la i -ésima observación, incluyendo el uno de la ordenada al origen por la raíz cuadrada del peso (w_i) correspondiente a tales datos. Así, se obtendrán las siguientes *matrices de datos transformados* (Montgomery *et al.*, 2002):

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} 1\sqrt{w_1} & X1_1\sqrt{w_1} & \cdots & Xp_1\sqrt{w_1} \\ 1\sqrt{w_2} & X1_2\sqrt{w_2} & \cdots & Xp_2\sqrt{w_2} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ 1\sqrt{w_n} & X1_n\sqrt{w_n} & \cdots & Xp_n\sqrt{w_n} \end{bmatrix}$$

$$\mathbf{Z} = \begin{bmatrix} Y_1\sqrt{w_1} \\ Y_2\sqrt{w_2} \\ \vdots \\ Y_n\sqrt{w_n} \end{bmatrix}$$

Aplicando MCO a los datos transformados, se obtiene el estimador de mínimos cuadrados ponderados, que será:

$$\hat{\beta}_p = (\mathbf{B}'\mathbf{B})^{-1}\mathbf{B}'\mathbf{Z} = (\mathbf{X}'\mathbf{W}\mathbf{X})^{-1}\mathbf{X}'\mathbf{W}\mathbf{Y} \quad (8)$$

Para usar la técnica de mínimos cuadrados ponderados se deben conocer los pesos w_i . Con frecuencia se puede recurrir a la experiencia o conocimiento previo, a la información de un modelo teórico, o bien el análisis de los residuos puede indicar que la varianza de los errores puede ser una función de uno de los regresores; por ejemplo, si $\text{Var}(\epsilon) = \sigma^2 X1_i$, entonces $w_i = 1/X1_i$. Incluso, en aplicaciones prácticas, se pueden suponer los pesos y hacer iteraciones para mejorar la regresión y/o minimizar algunos residuos (Montgomery *et al.*, 2002).

Indicadores de calidad del ajuste

Cuando se obtienen ecuaciones de RLM con mínimos cuadrados ponderados es necesario compararlas para escoger la de mejor ajuste, lo cual implica evaluar indicadores basados en los residuos. El más común de tales indicadores es el coeficiente de determinación (R^2), que indica la proporción de la varianza de la variable dependiente que es explicada por la ecuación de regresión. Por ello su expresión es (Ryan, 1998):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \quad (9)$$

en la cual $\hat{Y}_i$ es el valor estimado de la variable dependiente con la ecuación de regresión y $\bar{Y}$ es su media aritmética observada. Cuando se usan los logaritmos de las variables, el R^2 no es confiable, pues los residuos se evalúan en el dominio logarítmico, como han señalado McCuen, Leahy y Johnson (1990). Por lo anterior, las ecuaciones de RLM que se analizan o contrastan se evaluarán por medio de los tres índices de desempeño (ID) siguientes, calculados en el dominio real (Pandey & Nguyen, 1999). *DAM* es la *desviación absoluta media* con las mismas unidades que Y_i :

$$DAM = \frac{1}{n - npa} \sum_{i=1}^n |Y_i - \hat{Y}_i| \quad (10)$$

siendo *npa* el número de parámetro de ajuste de la ecuación de RLM. *EEM* es el *error estándar medio* también con las unidades de Y_i :

$$EEM = \left[\frac{1}{n - npa} \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2 \right]^{1/2} \quad (11)$$

Por último, *EREM* es el *error relativo estándar medio*, que es adimensional:

$$EREM = \left[\frac{1}{n - npa} \sum_{i=1}^n \frac{(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{Y_i^2} \right]^{1/2} \quad (12)$$

Aplicación hidrológica

Antecedentes

Clarke (1994) presenta los datos de 23 estaciones hidrométricas ubicadas dentro del sistema del río Itajaí-Acú en Brasil, relativos al gasto máximo medio anual (Qma , m^3/s), áreas de cuenca (A , km^2) y número de años de registro (NA). Los valores de Qma variaron de 31 a 3194 m^3/s ; los de A de 105 a 11 719 km^2 , y los de NA de 3 a 118 años. Realiza una regresión lineal del tipo $Qma = b_0 + b_1 \cdot A$, cuyo coeficiente de determinación (R^2) resultó de 0.828. Para mejorar la estimación, se emplea la regresión potencial $Qma = b_0 \cdot A^{b_1}$, cuyo R^2 resultó de 0.909. El análisis de los residuos de esta última ecuación indica que los mayores errores corresponden a los datos que tienen las menores amplitudes de registro, por ello aplica la técnica de MCP utilizando $w_i = NA$, obteniendo un R^2 de 0.935 y observando que los residuos disminuyeron. La función de ponderado aplicada por Clarke (1994) es en realidad una versión bastante simplificada de la función óptima, como se deduce a continuación en su primer procedimiento de búsqueda. Este enfoque simple para la aplicación del ajuste de MCP también ha sido aplicado por Vogel, Wilson y Daly (1999).

Primera aproximación

Procedimiento que divide la varianza residual

Tasker (1980) desarrolló un procedimiento para estimar la función de ponderado óptima $w_i = 1/\sigma^2(Y_i)$, a utilizar en el ajuste por MCP. Partió de los resultados de Matalas y Gilroy (1968), que establecieron que la varianza de la variable dependiente (Y_i) se puede dividir en dos componentes: la primera originada por el error del modelo $\sigma^2(\delta_i)$ y la segunda debida al error de muestreo $\sigma^2(e_i)$; es decir:

$$\sigma^2(Y_i) = \sigma^2(\delta_i) + \sigma^2(e_i) \quad \text{para toda } i \quad (13)$$

El subíndice i varía de uno al número de datos o valores de Y_i y también es igual al

número de estaciones hidrométricas (NE) o registros procesados en los análisis regionales. La condición de homocedasticidad requiere que tanto $\sigma^2(\delta_i)$ como $\sigma^2(e_i)$ sean independientes de i . En el procedimiento desarrollado por Tasker (1980), sólo se acepta la independencia del error del modelo. Para estimar la varianza del error de muestreo, se considera que las crecientes asociadas con un cierto periodo de retorno (Tr) siguen una distribución Pearson tipo III y entonces de acuerdo con Bobée (1973) se tiene:

$$\sigma^2(e_i) \cong \frac{\sigma^2}{n_i} \left[1 + K_p \cdot \gamma + \frac{K_p^2}{2} \left(1 + \frac{3}{4} \gamma^2 \right) \right] \quad (14)$$

en la cual σ es la desviación estándar de los gastos máximos anuales; n , el número de gastos anuales observados en la estación hidrométrica i ; γ , el coeficiente de asimetría de los gastos máximos anuales, y K_p es la desviación estandarizada con distribución Pearson tipo III asociada con el valor de γ y de la probabilidad de no excedencia p . Algunas veces K_p se designa por K_{Tr} , pues $Tr = 1/(1 - p)$. En estudios hidrológicos regionales se puede aceptar que γ y σ^2 son aproximadamente constantes en todos los sitios de tal zona o región debido precisamente a la homogeneidad regional verificada previamente (Hosking & Wallis, 1997) y entonces la varianza de Y_i (ecuación 13) se expresa como (Tasker, 1980):

$$\sigma^2(Y_i) = c_0 + c_1(1/n_i) \quad (15)$$

siendo $c_0 = \sigma^2(\delta_i)$ una constante y c_1 otra, que se logra estimar con base en la información regional disponible, según la expresión:

$$\hat{c}_1 = \hat{\sigma}^2 \left[1 + \hat{K}_p \cdot \hat{\gamma} + \left(\hat{K}_p^2 / 2 \right) \cdot \left(1 + 3\hat{\gamma}^2 / 4 \right) \right] \quad (16)$$

en la cual $\hat{\sigma}$, $\hat{\gamma}$ y $\hat{K}_p$ son estimaciones regionales de las mismas variables descritas en la ecuación (14). La aproximación de la constante c_0 será, según la ecuación (15):

$$\hat{c}_0 = \hat{\sigma}^2(Y_i) - \hat{c}_1(1/\bar{n}) \quad (17)$$

en donde $\hat{\sigma}^2(Y_i)$ es el cuadrado medio residual, cuya raíz cuadrada es el error estándar de la regresión obtenido usando MCO y $\bar{n}$ es la media aritmética de las amplitudes de registro en las estaciones hidrométricas que integran la región; $\hat{\sigma}^2(Y_i)$ equivale al numerador de la ecuación (9) dividido entre $NE - np$, siendo np el número de parámetros que se estiman en la regresión. Finalmente, la estimación de la función de ponderado ($\hat{w}_i$) para el ajuste de MCP será:

$$\hat{w}_i = \frac{1}{\hat{c}_0 + \hat{c}_1(1/n_i)} \quad (18)$$

siendo n_i el número de datos de cada registro procesado. Tasker (1980) indica que cuando el error debido al modelo es grande, $\hat{c}_0$ tiende a ser mayor que $\hat{c}_1$ y $\hat{w}_i$ se aproxima a un valor constante para toda i , lo cual es el caso de ajuste de MCO. Para errores de modelo pequeños ocurre lo contrario y entonces $\hat{w}_i$ tiende a una relación directa con n_i , que es la función de ponderado apropiada cuando no existe error debido al modelo. Tasker y Stedinger (1986) exponen otra aplicación del procedimiento anterior para estimar el coeficiente de asimetría regional de la distribución Log-Pearson tipo III.

Cuando se disponga de los datos anuales de cada variable dependiente (Y_i), el procedimiento anterior puede ser mejorado, calculando la magnitud de la constante $\hat{c}_1$ (ecuación (16)), con base en tales valores, de manera que el error de muestreo se estime para cada registro procesado. También se puede aplicar el equivalente de la ecuación (14) para adoptar otro modelo probabilístico, como los descritos en Kite (1977), Rao y Hamed (2000), o Asquith (2011).

Aspectos operativos previos

Para aplicar el procedimiento de Tasker (1980), descrito en las ecuaciones (13) a (18), primero se deben definir las expresiones de las estimaciones regionales $\hat{\sigma}$, $\hat{\gamma}$ y $\hat{K}_p$ de la ecuación (16). De inicio se aclara que en la aplicación hidrológica que se describirá, relativa al gasto máximo medio anual (Qma), se tiene que el Tr es de dos

años y por tanto la probabilidad de excedencia es de 0.50 en tal evento; además, $NE = 22$ (ver cuadro 1). Como ya se indicó, n varía de 21 a 56 datos, con $\bar{n} = 37$. Para los valores de Qma , las expresiones de $\hat{\sigma}$ y $\hat{\gamma}$ son:

$$\hat{\sigma} = \left[\frac{\sum_{i=1}^{NE} (Qma_i - \overline{Qma})^2}{NE - 1} \right]^{1/2} \quad (19)$$

$$\hat{\gamma} = \frac{NE \sum_{i=1}^{NE} (Qma_i - \overline{Qma})^3}{(NE - 1) \cdot (NE - 2) \cdot \hat{\sigma}^3} \quad (20)$$

siendo:

$$\overline{Qma} = \frac{\sum_{i=1}^{NE} Qma_i}{NE} \quad (21)$$

Para la estimación del valor de $\hat{K}_p$ se usará la aproximación polinomial obtenida por Bobée y Ashkar (1991) para los valores tabulados por Harter (1969), cuya expresión es:

$$K_p = b_0 + b_1 \cdot \gamma + b_2 \cdot \gamma^2 + b_3 \cdot \gamma^3 + b_4 \cdot \gamma^4 \quad (22)$$

La ecuación anterior está limitada a $|\gamma| \leq 4$; algunos de los valores de los coeficientes b se tienen en el cuadro 1. Cuando el coeficiente de asimetría γ es negativo, se aplica la siguiente igualdad: $K_p(\gamma) = -K_{1-p}(-\gamma)$. Por ejemplo, para $p = 99\%$ y $\gamma = -1.5$, se calcula K_p para $p = 1\%$ y $\gamma = 1.5$, que es -1.25611; por lo tanto, el valor buscado es 1.25611.

Análisis de resultados

Los datos que serán procesados se muestran en el cuadro 2 en sus primeras seis columnas; proceden de Campos-Aranda (2013), y corresponden a los valores del gasto máximo medio anual (Qma) o creciente media anual, así como de varias propiedades fisiográficas de 22 cuencas de las estaciones hidrométricas

Cuadro 1. Coeficientes b_i de la ecuación (22), función de periodo de retorno (Tr) en años.

Tr (años)	b_0	b_1	b_2	b_3	b_4
2	-0.983388E-03	-0.158259E+00	-0.137341E-01	+0.949401E-02	-0.646736E-03
5	+0.841362E+00	-0.469111E-01	-0.383029E-01	+0.863879E-03	+0.599519E-03
10	+0.128142E+01	+0.107660E+00	-0.474931E-01	-0.182259E-02	+0.646707E-03
20	+0.164473E+01	+0.284920E+00	-0.493567E-01	-0.420491E-02	+0.761456E-03
50	+0.205352E+01	+0.538133E+00	-0.427890E-01	-0.780118E-02	+0.985350E-03
100	+0.232598E+01	+0.738681E+00	-0.323114E-01	-0.110577E-01	+0.121961E-02

de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa), que no presentan régimen hidrológico modificado, las cuales fueron tomadas de Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002). La regresión del tipo $Qma = b_0 \cdot A^{b_1}$ se obtuvo con el método de MCO, $b_0 = 11.6751$ y $b_1 = 0.5258$, y las estimaciones y residuales mostrados en las columnas 2 y 3 del cuadro 3. Este método condujo a un valor de R^2 de 0.813, con el resto de indicadores de ajuste mostrados al final de la citada columna 3 y un error estándar de ajuste de $309.8 \text{ m}^3/\text{s}$.

Para los datos de la columna 3 del cuadro 2 se obtiene que su coeficiente de asimetría es 2.0303, lo cual conduce a un valor de $K_p = -0.3104$. Con base en estos valores y los citados anteriormente, se obtuvo que $c_0 = 88\,468.7$ y $c_1 = 27\,7787.1$, ambos con unidades de varianza (m^6/s^2). Los correspondientes factores de ponderación (ecuación (18)) se muestran en la columna 7 del cuadro 2.

El método de MCP aporta $b_0 = 11.7339$ y $b_1 = 0.5251$, con las estimaciones de Qma , los residuos y sus indicadores de desempeño (ID) que se tienen en las columnas 4 y 5 del cuadro 3. Se observa en la porción final de la columna 5 que los ID del método de MCP son casi iguales a los del ajuste de MCO. Este resultado se considera congruente, pues en esta aplicación numérica, las amplitudes de los registros procesados son semejantes (ver cuadro 2), variando de 21 a 56, con una media de 37 años.

También se revisó la regresión potencial del tipo $Qma = b_0 \cdot A^{b_1} \cdot L_{cp}^{b_2}$, cuyos resultados del ajuste de MCO fueron (Campos-Aranda, 2013): $b_0 = 11.7598$, $b_1 = 0.5334$ y $b_2 = -0.0148$, con las estimaciones y residuos expuestos en las columnas 8 y 9 del cuadro 3; así como los ID

mostrados al final de la columna 9. Empleando los resultados citados, el error estándar de ajuste resulta de $312.5 \text{ m}^3/\text{s}$, pues ahora $np = 3$; con tal valor y los ya citados se obtuvieron $c_0 = 94113.8$ y $c_1 = 131\,764.9$, con los factores de ponderación (ecuación (18)), que se exponen en la columna 8 del cuadro 2. El método de MCP conduce a $b_0 = 11.7911$, $b_1 = 0.5334$ y $b_2 = -0.0153$, con las estimaciones de Qma , los residuos y sus ID que se tienen en las columnas 10 y 11 del cuadro 3. Se observa al final de la columna 11 que dos ID del método de MCP aumentan con respecto a los del ajuste de MCO y sólo disminuye el error estándar medio.

Segunda aproximación

Procedimiento basado en datos cercanos

Sugerido por Draper y Smith (1998), y por Montgomery *et al.* (2002), comienza por definir conjuntos de valores del regresor X_1 que son “vecinos cercanos”, por tener observaciones con magnitudes semejantes de X_1 . El procedimiento supone que tales conjuntos pueden considerarse “puntos de repetición” y por lo tanto se puede usar la varianza promedio de sus respuestas (Y_i) para estimar la forma en que, de manera aproximada, cambia $\text{Var}(Y)$ en función de X_1 .

En la columna 9 del cuadro 2 se indica el renglón donde comienza cada conjunto de datos repetidos, el número de elementos que incluye entre paréntesis y el valor promedio de X_1 , es decir, del área de cuenca (A). En la columna 10 se indica la varianza muestral (promedio, aproximadamente) de las Y_i de cada conjunto, estimada con la expresión siguiente:

$$\text{Var}(Qma) = \frac{\sum_{i=1}^n (Qma_i - \overline{Qma})^2}{n-1} \quad (23)$$

Con base en las seis parejas de valores calculados de $\bar{A}$ y de $\text{Var}(Qma)$ se realiza una regresión polinomial casi perfecta ($R^2 > 0.9999$) del tipo:

$$\text{Var}(Qma) = a_0 + a_1 \cdot A + a_2 \cdot A^2 + a_3 \cdot A^3 + a_4 \cdot A^4 \quad (24)$$

con $a_0 = -2025.336$, $a_1 = 26.55365$, $a_2 = -1.122622\text{E-}02$, $a_3 = 1.481098\text{E-}06$, $a_4 = -4.118003\text{E-}11$ y error estándar de la estimación de 9 315 m³/s. Con base en tal ecuación se obtuvieron los factores de ponderación (w_i) mostrados en la columna 11 del cuadro 2.

Cuando se tienen dos o más regresores, resulta muy difícil la identificación visual de los datos que son vecinos cercanos y por ello se debe aplicar una técnica analítica para buscar pares de puntos cercanos entre sí en el espacio de Xp (Montgomery *et al.*, 2002), o bien aplicar la ecuación (8), con la función de ponderado estimada con el primer regresor (X_1), que es el más importante.

Análisis de resultados

Al aplicar la técnica de MCP, con la función de ponderado mostrada en la columna final del cuadro 2 y la regresión del tipo $Qma = b_0 \cdot A^{b_1}$, se obtienen $b_0 = 7.7896$ y $b_1 = 0.5784$, con una ligera mejoría en el ajuste, pues ahora se tiene un R^2 de 0.824 y los valores del error disminuyen (ver *EEM* y *EREM*) al final de la columna 7 del cuadro 3. Las estimaciones de Qma y sus residuos se tienen en las columnas 6 y 7 del citado cuadro 3. Este ajuste reduce notablemente los residuos positivos de las estaciones hidrométricas Huites y Guatenipa II, lo cual se ve reflejado en el valor del *EEM*. Lo anterior se puede observar al comparar las figuras 1 y 2.

Al aplicar la técnica de MCP a la segunda regresión potencial, se obtuvieron estos resultados: $b_0 = 8.0767$, $b_1 = 0.6563$ y $b_2 = -0.1422$. Las

estimaciones y los residuos de este método se tienen en las dos columnas finales del cuadro 3. Los ID relacionados con el error muestran una mejoría de ajuste, como se observa al comparar los tres últimos renglones de las columnas 9 y 13. Al igual que la ecuación potencial anterior, los residuos de las estaciones Huites y Guatenipa II se reducen de modo sustancial y ello se aprecia en los ID del error.

Conclusiones

En los experimentos numéricos realizados por Tasker (1980) variaron: (1) el error del modelo de 0 a 100%; (2) la correlación entre estaciones tomó valores de 0.0, 0.4 y 0.8, y (3) la amplitud de los registros fluctuó de 10 a 50 años, con tres formas aleatorias de variación. Concluye, con base en la simulación numérica, que cuando se aplica la función de ponderado (w_i) definida por la ecuación (18), en el método de mínimos cuadrados ponderados (MCP), la ecuación de regresión resultante siempre tiene mejores indicadores de desempeño (ecuaciones (9) a (12)), que la obtenida con mínimos cuadrados ordinarios (MCO); excepto cuando n_i no varía y/o existe correlación cruzada importante entre los eventos anuales de las variables dependientes. En este último caso, habrá que aplicar la técnica de mínimos cuadrados generalizados (Griffis & Stedinger, 2007).

Con base en la aplicación hidrológica descrita, se pudo verificar que siempre alguno o varios de los indicadores de desempeño (ID) mostraron un mejor ajuste, es decir, se redujeron, al aplicar la técnica de MCP, en comparación con los ID obtenidos por MCO. Para el caso mostrado, en general los errores residuales se reducen más (se obtienen valores menores de los ID) con la segunda función de ponderado, la cual se obtiene con base en los datos cercanos.

Por lo anterior, se recomienda revisar las ecuaciones potenciales obtenidas para estimar Qma , o bien Q_{Tr} , a través del ajuste de MCP, empleando al menos la primera función de ponderado descrita, pues la segunda requiere la ocurrencia de datos cercanos. Incluso en

Cuadro 2. Datos de las 22 estaciones hidrométricas procesadas de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa) y estimación de las funciones de ponderado (w_i) según procedimiento indicado.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Núm.	Nombre	$Qma = Y_i$ (m ³ /s)	NA (años)	A (km ²)	L_{cp} (km)	$\hat{w}_i = 1 / \sigma^2(Y_i)$ (var. residual dividida)	$\hat{w}_i = 1 / \sigma^2(Y_i)$ (var. residual dividida)	(Núm. de datos) $\bar{A}$ en km ²	Var(Qma)	$w_i = 1/Var(Y_i)$ (vecinos cercanos)
1	Huites	3 329.3	51	26 057	267	1.064788E-05	1.034153E-05	(2) 21 794.0	1 285 927.0	3.482385E-06
2	San Francisco	1 724.6	33	17 531	246	1.032136E-05	1.019298E-05			9.061188E-07
3	Santa Cruz	1 037.6	52	8 919	180	1.065976E-05	1.034685E-05	(3) 8 450.0	105 239.5	7.574589E-06
4	Guatenipa II	1 590.9	32	8 252	178	1.029341E-05	1.018004E-05			1.064360E-05
5	Jaina	1 020.8	56	8 179	177	1.070330E-05	1.036626E-05			1.107969E-05
6	Palo Dulce	1 129.2	21	6 439	184	9.833169E-06	9.961316E-06	(3) 6 251.3	17 205.0	3.556125E-05
7	Ixpalino	1 199.0	45	6 166	174	1.056617E-05	1.030482E-05			4.429667E-05
8	La Huerta	945.1	28	6 149	117	1.016367E-05	1.011944E-05			4.491600E-05
9	Toahayana	1 078.7	27	5 281	131	1.012586E-05	1.010162E-05	(2) 5 189.5	19 129.7	8.908066E-05
10	Chinipas	883.1	24	5 098	131	9.995691E-06	1.003975E-05			9.997204E-05
11	Tamazula	596.9	32	2 241	58	1.029341E-05	1.018004E-05	(3) 2 063.0	13 425.7	5.976290E-05
12	Naranjo	633.3	45	2 064	107	1.056617E-05	1.030482E-05			5.803047E-05
13	Acatitán	813.3	43	1 884	115	1.053421E-05	1.029038E-05			5.701151E-05
14	Guamúchil	702.3	32	1 645	65	1.029341E-05	1.018004E-05			5.692032E-05
15	Choix	349.0	38	1 403	82	1.044072E-05	1.024786E-05			5.860841E-05
16	Badiraguato	1 224.3	26	1 018	59	1.008545E-05	1.008250E-05			6.715656E-05
17	El Quelite	479.1	33	835	42	1.032136E-05	1.019298E-05			7.597623E-05
18	Zopilote	351.9	56	666	68	1.070330E-05	1.036626E-05			9.001415E-05
19	El Bledal	289.0	56	371	31	1.070330E-05	1.036626E-05			1.573383E-04
20	Pericos	250.8	30	270	31	1.023246E-05	1.015167E-05	(3) 249.0	5 357.0	2.296374E-04
21	La Tina	105.0	24	254	30	9.995691E-06	1.003975E-05			2.488107E-04
22	Bamícori	189.2	33	223	20	1.032136E-05	1.019298E-05			2.981353E-04

Cuadro 3. Gasto máximo medio anual (Q_{ma}) estimado con la ecuación de regresión indicada y sus residuos, en las 22 estaciones hidrométricas procesadas de la Región Hidrológica 10 (Sinaloa).

1		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datos observados e indicadores de desempeño (ID)		Ajuste de MCO ¹		Ajuste de MCP ²		Ajuste de MCP ³		Ajuste de MCO ¹		Ajuste de MCP ²		Ajuste de MCP ³	
Núm.	Estación hidrométrica	$Q_{ma} = b_0 \cdot A^{b_1}$		$Q_{ma} = b_0 \cdot A^{b_1}$		$Q_{ma} = b_0 \cdot A^{b_1}$		$Q_{ma} = b_0 \cdot A^{b_1} \cdot I_{cp}^{b_2}$		$Q_{ma} = b_0 \cdot A^{b_1}$		$Q_{ma} = b_0 \cdot A^{b_1} \cdot I_{cp}^{b_2}$	
		$Q_{estimado}$ (m ³ /s)	Residuo (m ³ /s)	$Q_{estimado}$ (m ³ /s)	Residuo (m ³ /s)	$Q_{estimado}$ (m ³ /s)	Residuo (m ³ /s)	$Q_{estimado}$ (m ³ /s)	Residuo (m ³ /s)	$Q_{estimado}$ (m ³ /s)	Residuo (m ³ /s)	$Q_{estimado}$ (m ³ /s)	Residuo (m ³ /s)
1	Huites	3 328.3	2 449.1	879.2	2 445.5	882.8	2 789.9	538.4	2 455.9	872.4	2 602.6	2 886.5	441.8
2	San Francisco	1 724.6	1 988.4	-263.8	1 986.0	-261.4	2 218.4	-493.8	1 990.3	-265.7	2 107.2	2 251.5	-526.9
3	Santa Cruz	1 037.6	1 393.8	-356.2	1 392.7	-355.1	1 500.7	-463.1	1 394.3	-356.7	1 470.8	1 510.6	-473.0
4	Guatenipa II	1 590.9	1 338.0	252.9	1 337.0	253.9	1 434.7	156.2	1 337.9	253.0	1 411.1	1 437.7	153.2
5	Jaina	1 020.8	1 331.7	-310.9	1 330.8	-310.0	1 427.4	-406.6	1 331.7	-310.9	1 404.5	1 430.5	-409.7
6	Palo Dulce	1 129.2	1 174.4	-45.2	1 173.7	-44.5	1 242.9	-113.7	1 171.5	-42.3	1 236.1	1 216.0	-86.8
7	Ixpallino	1 199.0	1 147.9	51.1	1 147.3	51.7	1 212.2	-13.2	1 145.7	53.3	1 208.1	1 191.3	7.7
8	La Huerta	945.1	1 146.3	-201.2	1 145.7	-200.6	1 210.2	-265.1	1 150.7	-205.6	1 207.8	1 258.2	-313.1
9	Toahayana	1 078.7	1 058.1	20.6	1 057.7	21.0	1 108.3	-29.6	1 059.2	19.5	1 113.2	1 120.5	-41.8
10	Chinipas	883.1	1 038.7	-155.6	1 038.3	-155.2	1 085.9	-202.8	1 039.5	-156.4	1 092.5	1 094.8	-211.7
11	Tamazula	596.9	674.2	-77.3	674.3	-77.4	675.0	-78.1	678.6	-81.7	706.7	716.8	-119.9
12	Naranjo	633.3	645.7	-12.4	645.8	-12.5	643.7	-10.4	643.6	-10.3	674.9	622.5	10.8
13	Acatitán	813.3	615.4	197.9	615.6	197.7	610.6	202.7	612.4	200.9	642.7	580.3	233.0
14	Guamúchil	702.3	573.1	129.2	573.2	129.1	564.5	137.8	574.5	127.8	599.0	575.7	126.6
15	Choix	349.0	527.1	-178.1	527.3	-178.3	514.9	-165.9	525.9	-176.9	549.8	501.8	-152.8
16	Badiraguato	1 224.3	445.3	779.0	445.6	778.7	427.7	796.6	445.4	778.9	463.9	426.0	798.3
17	El Quelite	479.1	401.2	77.9	401.5	77.6	381.4	97.7	402.7	76.4	417.9	392.6	86.5
18	Zopilote	351.9	356.2	-4.3	356.6	-4.7	334.6	17.3	354.4	-2.5	369.8	316.0	35.9
19	El Bledal	289.0	261.9	27.1	262.2	26.8	238.6	50.4	262.4	26.6	271.5	240.7	48.3
20	Pericos	250.8	221.6	29.2	221.9	28.9	198.5	52.3	221.5	29.3	229.2	195.4	55.4
21	La Tina	105.0	214.6	-109.6	214.9	-109.9	191.6	-86.6	214.5	-109.5	221.9	188.6	-83.6
22	Bamícori	189.2	200.4	-11.2	200.7	-11.5	177.7	11.5	201.3	-12.1	207.4	183.4	5.81
DAM (m ³ /s)		-	208.5	-	208.3	-	219.5	-	219.4	-	229.9	-	232.8
EEM (m ³ /s)		-	309.8	-	310.1	-	301.2	-	317.4	-	312.6	-	308.4
EREM		-	0.3412	-	0.3414	-	0.3307	-	0.3496	-	0.3747	-	0.3395

Simbología:

1 mínimos cuadrados ordinarios.

2 mínimos cuadrados ponderados, con función de ponderado con procedimiento que divide la varianza residual.

3 mínimos cuadrados ponderados, con función de ponderado con procedimiento basado en datos cercanos.

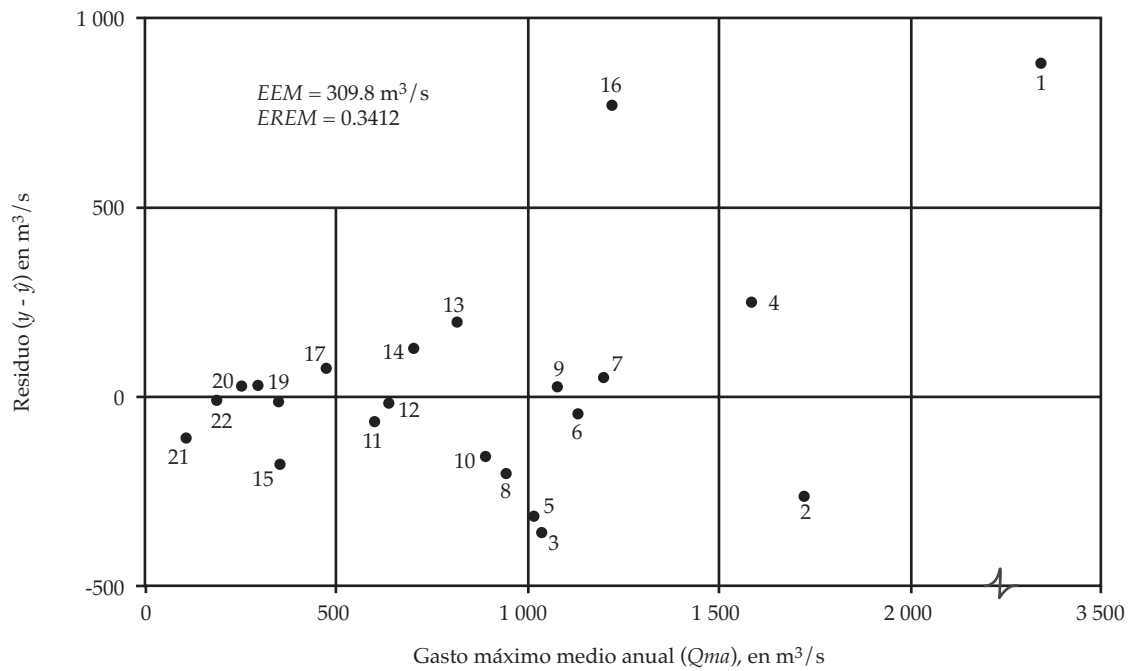


Figura 1. Gráfica de residuales para el ajuste de MCO con la ecuación potencial $Q_{ma} = b_0 A^{b_1}$.

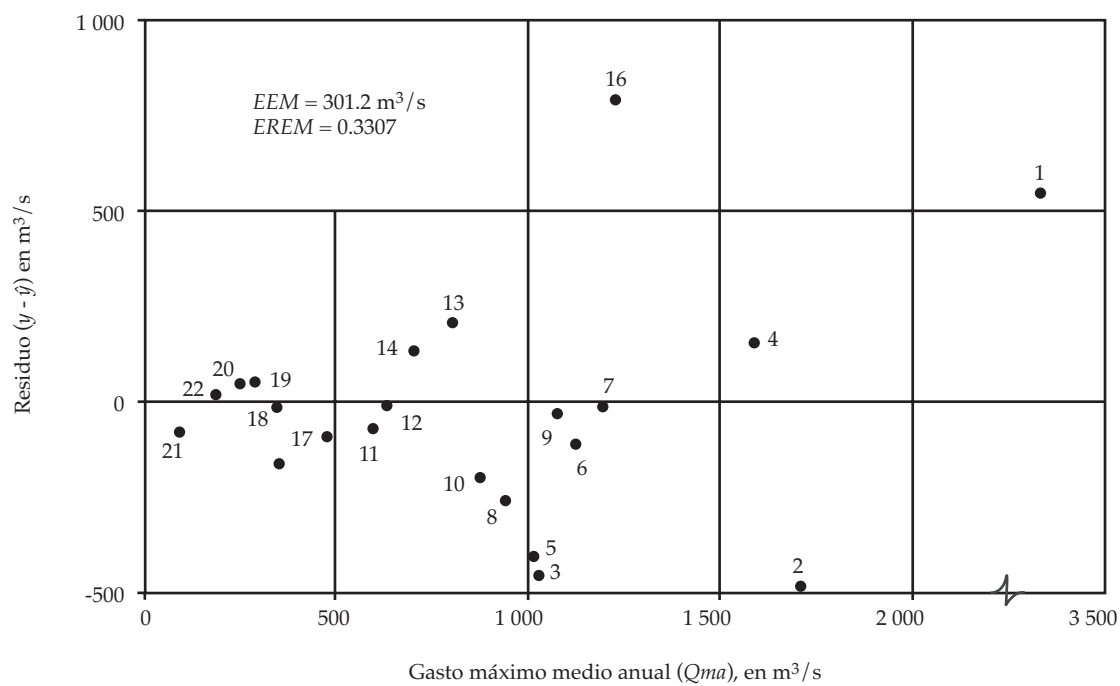


Figura 2. Gráfica de residuales para el ajuste de MCP con la ecuación potencial $Q_{ma} = b_0 A^{b_1}$ y la función de ponderado basada en datos cercanos.

su versión simplificada, como la utilizó Clarke (1994) y Vogel *et al.* (1999), es decir, con $w_i = NA$, podrá aportar una mejoría estadística, esto es, reducir los ID o cuando menos verificar la similitud numérica de resultados del ajuste.

Agradecimiento

Se agradecen las observaciones y sugerencias de árbitro anónimo, las cuales permitieron volver explícito el texto y ayudaron a mostrar mejor sus alcances prácticos.

Referencias

- Asquith, W. H. (2011). Chapter 8: L-Moments of Three Parameter Univariate Distributions (pp. 169-201). In: *Distributional Analysis with L-moment Statistics using the R Environment for Statistical Computing*. Texas, USA: Author edition.
- Bobée, B. (1973). Sample Error of T-Year Events Computed by Fitting a Pearson Type 3 Distribution. *Water Resources Research*, 9(5), 1264-1270.
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). Chapter 4: The One Parameter Gamma, $G1(\lambda)$ and Standardized Pearson Type 3, $SP(\lambda)$ Distributions (pp. 27-39). In: *The Gamma Family and Derived Distributions Applied in Hydrology*. Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Campos-Aranda, D. F. (2013). Estimación de la creciente media anual en la Región Hidrológica No. 10 de México con base en ecuaciones de regresión potencial. *Ingeniería. Investigación y Tecnología*, 14(4), 563-574.
- Campos-Aranda, D. F. (2015). Aplicación de la distribución de probabilidades no acotada del Sistema Johnson para estimación de crecientes. *Ingeniería. Investigación y Tecnología*, 16(4), 527-537.
- Clarke, R. T. (1994). Chapter 4: Linear Relationships with explanatory variables (pp. 86-163). In: *Statistical Modelling in Hydrology*. Chichester, England: John Wiley & Sons, Ltd.
- Draper, N. R., & Smith, H. (1998). Chapter 9: Multiple Regression: Special Topics (pp. 217-234). In: *Applied Regression Analysis*. Third edition. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Escalante-Sandoval, C., & Reyes-Chávez, L. (2002). Apéndice A (pp. 291-298). En: *Técnicas estadísticas en hidrología*. México, DF: Facultad de Ingeniería de la UNAM.
- Griffis, V. W., & Stedinger, J. R. (2007). The Use of GLS Regression in Regional Hydrologic Analyses. *Journal of Hydrology*, 344(1-2), 82-95.
- Harter, H. L. (1969). A New Table of Percentage Points of the Pearson Type III Distribution. *Technometrics*, 11(1), 177-187.
- Hosking, J. R. M., & Wallis, J. R. (1997). Chapter 4: Identification of Homogeneous Regions (pp. 54-72). In: *Regional Frequency Analysis. An Approach Based on L-Moments*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kite, G. W. (1977). *Frequency and Risk Analyses in Hydrology* (224 pp.). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2008). Chapter 6: Methods of Regression and Multivariate Analysis (pp. 326-404). *Applied Statistics for Civil and Environmental Engineers*. Second edition. Oxford, United Kingdom: Blackwell Publishing Ltd.
- Lafragua-Contreras, J., González-Rojas, D., & Solís-Alvarado, Y. (2006). *Cantidad y calidad de la información climatológica e hidrométrica para el cálculo de la disponibilidad de agua superficial*. Tema: Hidrología, Ponencia 7. XIX Congreso Nacional de Hidráulica, del 8 al 10 de noviembre, Cuernavaca, Morelos, México.
- Matalas, N. C., & Gilroy, E. J. (1968). Some Comments on Regionalization in Hydrologic Studies. *Water Resources Research*, 4(6), 1361-1369.
- McCuen, R. H., Leahy, R. B., & Johnson, P. A. (1990). Problems with Logarithmic Transformations in Regression. *Journal of Hydraulic Engineering*, 116(3), 414-428.
- Montgomery, D. C., Peck, E. A., & Vining, G. G. (2002). Capítulo 5: Transformaciones y ponderación para corregir inadecuaciones del modelo (pp. 155-184). En: *Introducción al análisis de regresión lineal*. México, DF: Compañía Editorial Continental.
- Pandey, G. R., & Nguyen, V. T. V. (1999). A Comparative Study of Regression Based Methods in Regional Flood Frequency Analysis. *Journal of Hydrology*, 225(1-2), 92-101.
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). *Flood Frequency Analysis*. Boca Raton, USA: CRC Press.
- Ryan, T. P. (1998). Chapter 14: Linear Regression (pp. 14.1-14.43). In: *Handbook of Statistical Methods for Engineers and Scientists*. Wadsworth, H. W. (ed.). Second edition. New York: McGraw-Hill Co.
- Salas, J. D., Raynal, J. A., Tarawneh, Z. S., Lee, T. S., Frevert, D., & Fulp, T. (2008). Chapter 20: Extending Short Record of Hydrologic Data (pp. 717-760). In: *Hydrology and Hydraulics*. Singh, V. P. (ed.). Highlands Ranch, USA: Water Resources Publications.
- Stedinger, J. R., & Tasker, G. D. (1985). Regional Hydrologic Analysis 1. Ordinary, Weighted and Generalized Least Squares Compared. *Water Resources Research*, 21(9), 1421-1432.
- Tasker, G. D. (1980). Hydrologic Regression with Weighted Least Squares. *Water Resources Research*, 16(6), 1107-1113.
- Tasker, G. D., & Stedinger, J. R. (1986). Regional Skew with Weighted LS Regression. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 112(2), 225-237.
- Tasker, G. D., & Stedinger, J. R. (1989). An Operational GLS Model for Hydrologic Regression. *Journal of Hydrology*, 111(1-4), 361-375.

Vogel, R. M., Wilson, I., & Daly, C. (1999). Regional Regression Models of Annual Streamflow for the United States. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 125(3), 148-157.

Wilks, D. S. (2011). Chapter 7: Statistical forecasting (pp. 215-300). *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences*. Third edition. San Diego: Academic Press (Elsevier).

Dirección institucional del autor

Dr. Daniel Francisco Campos Aranda

Profesor Jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Genaro Codina 240, Colonia Jardines del Estadio
78280 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México
campos_aranda@hotmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor



Arroyo El Pescador, municipio de Pueblo Nuevo, Durango, México.

Foto: Gerardo Esquivel Arriaga.

DISCUSIÓN

Las notas o artículos técnicos se encuentran abiertos a discusión de acuerdo con los siguientes lineamientos:

- La discusión se escribirá en tercera persona.
- El redactor de la discusión deberá usar el término polemista cuando se refiera a él mismo y el término autor cuando se trate del responsable de la nota o artículo técnicos.
- La discusión deberá remitirse durante los doce meses posteriores al último día del trimestre en que se publicó el artículo o la nota técnicos.
- El periodo de discusión puede ser extendido mediante la solicitud por escrito del polemista.
- La discusión se presentará conforme a la *Guía para colaboradores* publicada en esta misma revista (se hará caso omiso de los datos referentes a la extensión, resumen y *abstract*). Además, contará con la cita bibliográfica de las notas o artículos técnicos aludidos.
- La extensión de la discusión ocupará como máximo cuatro páginas de la revista (aproximadamente diez cuartillas, incluyendo figuras y cuadros).
- Las figuras y los cuadros presentados por el polemista deberán marcarse progresivamente con números romanos y cuando se citen los realizados por el autor se habrá de respetar la numeración original.
- Los editores suprimirán los datos ajenos al objeto de la discusión.
- La discusión se rechazará si contiene temas tratados en otras fuentes, promueve intereses personales, está descuidadamente preparada, pone en controversia hechos ya establecidos, es puramente especulativa o es ajena a los propósitos de la revista.
- La discusión se publicará junto con los comentarios del autor o autores aludidos.
- La discusión se dirigirá al editor en jefe.



Cuenca del río Tampaón, Paraje Puente de Dios, municipio de Tamasopo, San Luis Potosí, México.

Foto: Juan Alberto Velázquez.

GUÍA PARA COLABORADORES

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua*, invita a los especialistas a colaborar con artículos o notas técnicas **inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones originales** y se desarrollen dentro de la hidrología, hidráulica, gestión del agua, agua y energía, calidad del agua, ciencias físicas, biológicas y químicas, así como ciencias políticas y sociales, entre otras disciplinas, conforme a las normas que se enunciarán a continuación.

PREPARACIÓN DEL ARTÍCULO

FORMATO

TIPO DE LETRA: Palatino en todo el documento (cuerpo del texto, cuadros e ilustraciones).

TAMAÑO DE LETRA: el documento se presentará en ocho, nueve, diez y veinte puntos de acuerdo con el siguiente cuadro:

8 PUNTOS (PALATINO)	9 PUNTOS (PALATINO)
• Cuadros. • Figuras. • Agradecimientos.	• Nombre de los autores. • Institución de los autores. • Resumen. • <i>Abstract</i> y <i>keywords</i>. • Dirección institucional de los autores.
10 PUNTOS (PALATINO)	20 PUNTOS VERSALES (PALATINO)
• Cuerpo del texto. • Título del trabajo en inglés.	• Título del trabajo en español.

INTERLINEADO: doble espacio.

NUMERACIÓN DE PÁGINAS: todas las páginas deben ir numeradas.

EXTENSIÓN

Artículo técnico: treinta páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

Nota técnica: diez páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

CONTENIDO

CONTENIDO

El artículo deberá presentar aportes significativos al conocimiento científico y tecnológico dentro de la especialidad; se basará en trabajos terminados o que hayan cumplido un ciclo en su desarrollo; mostrará resultados de una serie de experiencias de un año o más de investigación y estará respaldado por una revisión bibliográfica adecuada. **La estructura básica del texto deberá contener una introducción, el desarrollo y las conclusiones.** De preferencia, seguir el esquema clásico: resumen (abstract), introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias.

TÍTULO

El título, **redactado en español e inglés**, deberá ser informativo, sin que exceda de 12 palabras.

RESUMEN

El resumen, **redactado en español e inglés** (*abstract*), deberá ser conciso y proporcionar un amplio panorama de la investigación (objetivo, método, resultados y conclusiones), sin que sobrepase las 250 palabras.

PALABRAS CLAVE

Se debe proporcionar una relación de ocho palabras o frases clave (máximo) redactadas **en español e inglés** (*keywords*), que faciliten la recuperación de la información.

PIES DE PÁGINA

No se admiten. Deberán incorporarse al texto.

AGRADECIMIENTOS

Se incluirán después del texto y antes de las referencias.

CUADROS

- Deberá usarse una página para cada cuadro.
- Después de las referencias se presentará la lista de todos los cuadros que se citen.

FIGURAS

- Deberá usarse una página para cada figura.
- Todos los nombres de las figuras deberán incluirse después de los cuadros.
- Deberán tener alta resolución (300 dpi).

Nota: cuando el artículo se apruebe para publicación, el autor deberá remitir cada figura en archivo JPG, en alta resolución (300 dpi).

REFERENCIAS

- Toda la bibliografía debe estar referenciada en el cuerpo principal del documento.
- En el caso del abordaje de temas del dominio común en el ámbito científico y tecnológico, deberán citarse trabajos que denoten el conocimiento de los autores sobre el estado del arte.
- En la medida de lo posible, evitar las autocitas.
- Se tomará como base el formato APA de citación.

Algunos ejemplos con base en el formato APA:

Libros completos

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Ciudad de edición: Editorial.

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Recuperado de <http://www.xxxxx>

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. doi:xxxxx

Apellido, A. A. (Ed.). (año). Ciudad de edición: Editorial.

Capítulos de libros

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Apellido, B. Apellido & C. Apellido (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Lugar: Editorial.

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Editor & B. Editor (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Recuperado de <http://www.xxxxxxx>

Artículo o nota de publicación periódica recuperado de la web

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, volumen(número), pp. Recuperado de [http:// www.xxxxxxx](http://www.xxxxxxx)

Esto es: Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 1(2), 5-17. Recuperado de [http:// www.xxxxxxx](http://www.xxxxxxx)

Artículo o nota de publicación periódica impresa

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82.

Artículo de publicación periódica con DOI

Apellido, A. A., Apellido, B. B., & Apellido, C. C. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82, doi:xxxxxx

Congresos y simposia

Colaborador, A. A., Colaborador, B. B., Colaborador, C. C., & Colaborador, D. D. (Mes, año). Título de la colaboración. En E. E. Presidente (Presidencia), Título del simposio. Simposio llevado a cabo en la conferencia de Nombre de la Organización, Lugar.

IDIOMA

Español o inglés.

SEPARACIÓN DE NÚMEROS Y USO DE PUNTO DECIMAL

En *Tecnología y Ciencias del Agua* se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; mientras que para separar los números enteros de sus fracciones, cuando las haya, se usará el punto.

Al respecto, se retoma lo que indica el *Diccionario panhispánico de dudas*, editado por la Real Academia Española y la Asociación de Academias de la Lengua Española, en 2005, sobre las expresiones numéricas: **“se acepta el uso anglosajón del punto, normal en algunos países hispanoamericanos...: $\pi = 3.1416$.”.**

ENVÍO DEL ARTÍCULO

Enviar el artículo en *Word* con nombre de autores y dirección institucional a revista.tyca@gmail.com, con copia a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

INFORMACIÓN GENERAL

Una vez recibido el material, comenzará un proceso de revisión, durante el cual es posible que el manuscrito se rechace; si el texto es susceptible de ser dictaminado, pues cumple a cabalidad con la Política Editorial y así lo considera el Consejo Editorial, pasará a la etapa de arbitraje.

De acuerdo con el proceso de arbitraje, el texto puede ser aceptado sin cambios, con cambios menores, cambios mayores o ser rechazado.

Al ser publicado un trabajo, el autor principal tiene derecho, en forma gratuita a dos revistas y diez sobretiros.

En caso de cualquier duda, escribir a la licenciada Helena Rivas López, hrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Citas dentro del cuerpo del texto

Tipo de cita	Primera cita en el texto	Citas subsecuentes en el texto	Formato entre paréntesis, primera cita en el texto	Formato entre paréntesis, citas subsecuentes en el texto
Un trabajo por un solo autor	Apellido (Año)	Apellido (Año)	(Apellido, año)	(Apellido, año)
Un trabajo por dos autores	Apellido y Apellido (Año)	Apellido y Apellido (Año)	(Apellido & Apellido, Año)	(Apellido & Apellido, Año)
Un trabajo por tres autores	Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cuatro autores	Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cinco autores	Apellido, Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , 2008)
Una obra por seis o más autores	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Grupos (identificados fácilmente a través de abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (Siglas, año)	Siglas (Año)	(Nombre completo de la institución [siglas], año)	(Institución, año)
Grupos (sin abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (año)	Nombre completo de la institución (año)	(Nombre completo de la institución, año)	

Política Editorial

Misión

Diffundir el conocimiento y los avances científicos y tecnológicos en materia de agua, a través de la publicación de artículos y notas técnicas inéditas, que brinden aportaciones originales.

Nuestros principios

- Imparcialidad.
- Objetividad.
- Honestidad.

Nuestros valores

- Conocimiento.
- Experiencia.
- Autoridad temática.

Contenido

Interdisciplinario, integrado con artículos y notas técnicas inéditas, relacionadas con el agua, derivadas de una investigación, que brinden aportaciones o innovaciones científicas y tecnológicas originales, que se desarrollen dentro del campo del conocimiento de diversas disciplinas.

Cobertura temática

Interdisciplinaria, relacionada con agua, con prioridad temática en los siguientes ámbitos de conocimiento:

- Agua y energía.
- Calidad del agua.
- Ciencias físicas, biológicas y químicas.
- Ciencias hidroagrícolas.
- Ciencias políticas y sociales.
- Desarrollo e innovación científica y tecnológica.
- Gestión del agua.
- Hidrología.
- Hidráulica.

Tipo de contribuciones

Artículo técnico: documento científico que trata y comunica por primera vez los resultados de una investigación o innovación exitosa, cuyas contribuciones aportan e incrementan el conocimiento actual en materia de agua.

Nota técnica: texto que trata avances en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua, sin que necesariamente se trate de una aportación original, aunque siempre deberá tratarse de un trabajo inédito.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje pueden terminar publicándose como notas, o viceversa. Esto se hará bajo propuesta y un proceso de mutuo acuerdo entre los autores y el editor por tema responsable. Ambos tienen prácticamente la misma estructura (resumen, introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones, referencias).

Proceso de arbitraje

La revista se rige por un riguroso proceso de arbitraje, el cual establece que cada trabajo sea analizado separadamente por tres revisores, quienes recomiendan su aceptación, su aceptación con cambios menores, su aceptación con cambios mayores, su rechazo o su aceptación como nota técnica con los cambios necesarios.

Se buscará que al menos uno de los revisores sea de alguna institución del extranjero.

Los revisores no podrán pertenecer a la misma institución de los autores que proponen el artículo para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, se podrá optar por solicitar la intervención de otros revisores o de los miembros del Consejo Editorial.

En ocasiones se podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo con el dictamen de dos revisores, más la opinión del editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Un artículo rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte.

Tecnología y Ciencias del Agua está registrada en los siguientes índices y resúmenes (abstracts) nacionales e internacionales:

• Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • *Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica* del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (2013-2018) • Sistema de Información Científica Redalyc (Red de Revistas Científicas de América Latina y El Caribe, España y Portugal), Universidad Autónoma del Estado de México • EBSCO (Fuente Académica Premier NISC; Geosystems, como Marine, Oceanographic and Freshwater Resources) • ProQuest (Cambridge Scientific Abstracts) • Elsevier (Fluid Abstracts: Process Engineering; Fluid Abstracts: Civil Engineering) • CAB Abstracts, CAB International • Latindex (Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal), Universidad Nacional Autónoma de México • Periódica (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias), Universidad Nacional Autónoma de México • Catálogo Hela (Hemeroteca Latinoamericana), Universidad Nacional Autónoma de México • Actualidad Iberoamericana, CIT-III, Instituto Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología.

Otras fuentes

También puede encontrarse su acervo en *Google académico*.

El proceso de arbitraje lo llevan a cabo especialistas y expertos de alto nivel, de reconocido prestigio nacional e internacional en su ámbito profesional, con la capacidad para evaluar, de manera confiable y expedita, tanto la calidad como las aportaciones originales como el grado de innovación científica y tecnológica del material que se somete para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que se realiza de manera honorífica.

Los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor", que les proporciona la Coordinación Editorial de la revista.

Dictamen final

El dictamen derivado del proceso de arbitraje es inapelable.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad que presenten sus contribuciones en español; sin embargo, también aceptamos trabajos que remitan en español o inglés.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete a su autor a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo haya sido entregado a otro medio para su eventual publicación, se compromete a hacerlo del conocimiento de la Coordinación Editorial, que suspenderá el proceso de arbitraje e informará al Consejo Editorial sobre la decisión tomada por los autores.

Los colaboradores, cuyos artículos hayan sido aceptados, cederán formalmente los derechos de autor a **Tecnología y Ciencias del Agua**.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde a los autores.

El autor es responsable de la calidad del español que utilice. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. **Tecnología y Ciencias del Agua** sólo se hará cargo del cuidado editorial.

El autor se compromete a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

El autor deberá estar atento para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Cada autor deberá aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Se sugiere revisar la "Guía para colaboradores".

Lectores

Académicos, investigadores, especialistas y profesionales interesados en el análisis, investigación y búsqueda del conocimiento y soluciones de problemas relacionados con el agua.

Recepción de trabajos

La recepción de artículos y notas es permanente.

Periodicidad

Edición bimestral. Aparecerá en el segundo mes del bimestre.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

Tecnología y Ciencias del Agua, antes *Ingeniería hidráulica en México*, permite consultar en su versión digital todo el material publicado desde 1985.

Ediciones especiales y números extraordinarios

Tecnología y Ciencias del Agua podrá publicar números especiales por sí misma o en colaboración con otras revistas, asociaciones profesionales o casas editoriales de reconocido prestigio relacionadas con el recurso agua.

De la misma manera, podrá publicar artículos por invitación, en reconocimiento a la trayectoria profesional de destacados investigadores.



Artículos técnicos

- Utilidad de la geomorfología, arqueología e historia para conocer la dinámica fluvial de los ríos Duero y Tera en Numancia (Soria, España)
Eugenio Sanz-Pérez
Ignacio Menéndez-Pidal
- Influencia de la presión en roturas de tubería de redes de distribución
Ángela Martínez-Codina
Casilda Saavedra
Luis Cueto-Felgueroso
Luis Garrote
- Snowmelt Runoff Analysis under Generated Climate Change Scenarios for the Juntanghu River Basin, in Xinjiang, China
Yue-Jian Wang
Xian-Yong Meng
Zhi-Hui Liu
Xiao-Nan Ji
- Riparian Communities along Longitudinal Gradients in Mexico's Northeastern San Juan River
San Juana Guerra
Liliana Lizárraga-Mendiola
José Nívar
- Calidad del agua subterránea: acuífero sur del estado de Quintana Roo, México
Joan Alberto Sánchez
Teresa Álvarez
Julia Guadalupe Pacheco
Laura Carrillo
Roger Amílcar González
- Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso
Henry Casierra-Martínez
Jafeth Casalins-Blanco
Ximena Vargas-Ramírez
Aracelly Caselles-Osorio
- Percepciones sobre vulnerabilidad frente al cambio climático en una comunidad rural de Yucatán
Denise Soares
Norma Cecilia Sandoval-Ayala
- Consumo de agua y producto interno bruto en la cuenca Lerma-Chapala
Juan José Fernández-Durán
Antonio Lloret
- Modelo dinámico adaptativo para la gestión del agua en el medio urbano
Poliopetro F. Martínez-Austria
Alberto Vargas-Hidalgo

Notas técnicas

- Modelo Seawat para intrusión salina en el acuífero de Boca Abierta, Sonora
Armando G. Canales
Carlos E. Velázquez
Luis Islas
Randall T. Hanson
Alyssa Dausman
- Una aplicación hidrológica de la regresión lineal múltiple ponderada
Daniel Francisco Campos-Aranda
- Discusión
Guía para colaboradores

Technical articles

- Utility of Geomorphology, Archeology and History in Understanding the Fluvial Dynamics of the Rivers Duero and Tera in Numancia (Soria, Spain)*
Pablo Chaffa
Pamela Cerón 5
- Influence of pressure on pipe breaks in water distribution networks*
Ángela Martínez-Codina
Casilda Saavedra
Luis Cueto-Felgueroso
Luis Garrote 25
- Análisis del escurrimiento y derretimiento de la nieve generada en escenarios de cambio climático para la cuenca del río Juntanghu, en Xinjiang, China*
Yue-Jian Wang
Xian-Yong Meng
Zhi-Hui Liu
Xiao-Nan Ji 41
- Comunidades riparicas en gradientes longitudinales en el río San Juan del noreste de México*
San Juana Guerra
Liliana Lizárraga-Mendiola
José Nívar 55
- Groundwater Quality: Quintana Roo, Mexico, Southern Aquifer*
Joan Alberto Sánchez
Teresa Álvarez
Julia Guadalupe Pacheco
Laura Carrillo
Roger Amílcar González 75
- Domestic Wastewater Disinfection Using a Coupled System for Reuse Purposes*
Henry Casierra-Martínez
Jafeth Casalins-Blanco
Ximena Vargas-Ramírez
Aracelly Caselles-Osorio 97
- Perceptions of vulnerability to climate change in a rural community in Yucatán*
Denise Soares
Norma Cecilia Sandoval-Ayala 113
- Water Use and Gross Domestic Product in the Lerma-Chapala Hydrographic Basin*
Juan José Fernández-Durán
Antonio Lloret 129
- Adaptive Dynamic Model for Urban Water Management*
Poliopetro F. Martínez-Austria
Alberto Vargas-Hidalgo 139

Technical notes

- Seawat Model for Saline Intrusion in Boca Abierta, Sonora Aquifer*
Armando G. Canales
Carlos E. Velázquez
Luis Islas
Randall T. Hanson
Alyssa Dausman 155
- An Hydrological Application of Weighted Multiple Linear Regression*
Daniel Francisco Campos-Aranda 161
- Discussion* 175
Contributor's guide 177