



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

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

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



Foto: Rubén Huerto.

Consejo Editorial

Dr. Adrian Pedrozo Acuña

Director general del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe

Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor Independiente, México

Editor en Agua y Energía

Editora en Calidad del Agua

Dra. Julia Elena Prince Flores
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Editor en Ciencias Hidroagrícolas

Dr. Jaime Garatuza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Políticas y Sociales

Editor en Gestión del Agua
Dra. Julia Urquijo Reguera
Universidad Politécnica de Madrid, España

Editor en Hidráulica

Dr. Patricio Catalán
Universidad Técnica Federico Santamaría, Chile

Editor en Hidrología

Dr. Agustín Breña Naranjo
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Editor en Innovación Científica y Tecnológica

Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico

Mtro. Alberto Rojas Rueda
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Coordinación editorial y cuidado de edición

Lic. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Josefa Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios • **Marcación XML:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez •

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

© **TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. 10, núm. 5, septiembre-octubre de 2019, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: + (52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2011-091215154300-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitud de Título y Contenido 16200.

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

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

Artículos

Caracterización de usos del recurso hídrico en el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia
Erika Nalleth Casallas-Garzón
Álvaro Martín Gutiérrez-Malaxechebarría

Mejores FDP en 19 series amplias de PMD anual del estado de San Luis Potosí, México
Daniel Francisco Campos-Aranda

Ajuste con momentos L de las distribuciones no estacionarias GVE1 y GVE2 a series de PMD
Daniel Francisco Campos-Aranda

Evaluación del efecto del paramento inclinado de pilares en la socavación local
Paul Jaramillo-Mejía
Jorge Reyes-Salazar

Análisis temporal de sequías (1922-2016) en la cuenca alta del río Nazas usando el SPI y su relación con ENSO
Gerardo Esquivel-Arriaga
Julián Cerano-Paredes
Ignacio Sánchez-Cohen
Miguel Agustín Velásquez-Valle
Francisco Flores-López
Palmira Bueno-Hurtado

Método para estimar las constantes de la ley logarítmica
Ángel Mendoza-González
Ariosto Aguilar-Chávez

Factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina en el acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú
Edwin Pino
Lía Ramos
Oscar Avalos
Príncipe Tacora
Eduardo Chávarri
Oscar Angulo
David Ascencios
Jesús Mejía

Incidencia de la presión sobre el coeficiente de rugosidad C de Hazen-Williams
Freddy Gaviláñez-Luna

Articles

Characterization of uses of water resources in the National Natural Parks System of Colombia
Erika Nalleth Casallas-Garzón
Álvaro Martín Gutiérrez-Malaxechebarría

Best PDF in 19 large annual series of MDP from the San Luis Potosí state, Mexico
Daniel Francisco Campos-Aranda

Fitting with moments L of the non-stationary distributions GVE1 and GVE2 to PMD series
Daniel Francisco Campos-Aranda

Evaluation of effect of inclined face bridge pier on the local scour
Paul Jaramillo-Mejía
Jorge Reyes-Salazar

Temporal analysis of droughts (1922-2016) in the upper Nazas River Basin using SPI and its relationship with ENSO
Gerardo Esquivel-Arriaga
Julián Cerano-Paredes
Ignacio Sánchez-Cohen
Miguel Agustín Velásquez-Valle
Francisco Flores-López
Palmira Bueno-Hurtado

Method to estimate the constants of the logarithmic law
Ángel Mendoza-González
Ariosto Aguilar-Chávez

Factors affecting depletion and pollution by marine intrusion in the La Yarada's coastal aquifer, Tacna, Peru
Edwin Pino
Lía Ramos
Oscar Avalos
Príncipe Tacora
Eduardo Chávarri
Oscar Angulo
David Ascencios
Jesús Mejía

Incidence of the pressure on roughness coefficient C of Hazen-Williams
Freddy Gaviláñez-Luna

1

34

75

106

126

154

177

214

Efectos del cambio climático en la planificación
hidrológica: propuesta de actuación en la cuenca del
río Guadalupe
Pedro Jiménez-Fernández
Alberto Jiménez-Madrid
German Gemár

Ineficiencia de riego rodado agrícola en la cuenca de la
laguna de Bustillos, Chihuahua, México: características
geométricas de las parcelas agrícolas y abatimiento del
acuífero
Luis C. Alatorre
Alfredo Granados
Luis C. Bravo
María E. Torres
Lara C. Wiebe
Mario I. Uc
Manuel O. González
Erick Sánchez
Hugo L. Rojas
Víctor Salas

Techos verdes para la gestión integral del agua: caso
de estudio Chapinero, Colombia
Oscar Contreras-Bejarano
Paula Andrea Villegas-González

Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos
que realizan los humedales artificiales para la
remoción de nitrógeno y fósforo
Viviana M. Arteaga-Cortez
Abel Quevedo-Nolasco
David H. del Valle-Paniagua
Martiniano Castro-Popoca
Ángel Bravo-Vinaja
Jorge A. Ramírez-Zierold

*Effects of climate change on hydrological planning:
Proposal actions in the Guadalupe River Basin*
Pedro Jiménez-Fernández
Alberto Jiménez-Madrid
German Gemár

226

*Agricultural furrow irrigation inefficiency in the basin
of Bustillos Lagoon, Chihuahua, Mexico: geometric
characteristics of agricultural plots and aquifer
depletion*
Luis C. Alatorre
Alfredo Granados
Luis C. Bravo
María E. Torres
Lara C. Wiebe
Mario I. Uc
Manuel O. González
Erick Sánchez
Hugo L. Rojas
Víctor Salas

241

*Green roofs for comprehensive water management:
Case study in Chapinero, Colombia*
Oscar Contreras-Bejarano
Paula Andrea Villegas-González

282

*State of art: A current review of the mechanisms that
make the artificial wetlands for the removal of
nitrogen and phosphorus*
Viviana M. Arteaga-Cortez
Abel Quevedo-Nolasco
David H. del Valle-Paniagua
Martiniano Castro-Popoca
Ángel Bravo-Vinaja
Jorge A. Ramírez-Zierold

319

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-05-01

Artículos

Caracterización de usos del recurso hídrico en el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia

Characterization of uses of water resources in the National Natural Parks System of Colombia

Erika Nailyeth Casallas-Garzón¹

Álvaro Martín Gutiérrez-Malaxechebarría²

¹Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia, encasallasg@correo.udistrital.edu.co

²Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia, amgutierrezm@udistrital.edu.co, <https://orcid.org/0000-0002-2306-1610>

Autor para correspondencia: Álvaro Martín Gutiérrez-Malaxechebarría, amgutierrezm@udistrital.edu.co

Resumen

El 12.8% de la superficie de Colombia corresponde a áreas naturales protegidas, pertenecientes al Sistema de Parques Nacionales Naturales. Dentro de éstas se desarrollan actividades antrópicas que utilizan agua dulce. Se presenta la primera caracterización del uso y aprovechamiento del recurso hídrico al interior de tales áreas protegidas, mediante la cual se pretende establecer la relación entre el estado y la gestión del recurso y las zonas de estudio, teniendo en cuenta la presión ejercida sobre las fuentes hídricas en cuestión, considerando la dualidad oferta-demanda de las mismas. Se obtuvo información de 22 variables cualitativas y cuatro variables cuantitativas del total de áreas protegidas continentales de Colombia; se trataron a través de un análisis de correspondencias múltiples, que incorpora aspectos geográficos, ambientales y estructurales. El estudio revela, entre otros aspectos, que si bien hay diferencias entre cada región del país, actualmente casi 88%

de los puntos de aprovechamiento de agua en las áreas protegidas nacionales se encuentra sin legalizar.

Palabras clave: área protegida, gestión del recurso hídrico, gobernanza del agua, parques nacionales naturales, usos del agua.

Abstract

12.8% of Colombia's surface corresponds to protected natural areas, belonging to the National Natural Parks System. Anthropogenic activities have been developed there and they require the use of multiple ecosystem services, especially of sweet water. This paper presents the first characterization of water exploitation and use inside the System's protected areas, and aims to establish the relationship between the State —resource management— and the studied zones. We collected Information of 22 qualitative and four quantitative variables of the whole Colombian continental protected areas; the data were analyzed through a multiple correspondence analysis that involves geographical, environmental and structural aspects. Among other aspects, the study reveals that although there are regional differences, almost 88% of the sources of water exploitation in the country's protected areas is currently non-legalized.

Keywords: Protected area, water resource management, water governance, national natural parks, water uses.

Recibido: 14/06/2018

Aceptado: 22/11/2018

Introducción

Los gobiernos en el mundo se han comprometido a conservar 17 y 10% de las áreas terrestres y marinas, respectivamente (Butchart *et al.*, 2015), la mayor parte de las cuales es de especial importancia para la biodiversidad o de representatividad ecológica. La instauración de

nuevas áreas protegidas ha sido motivada por un amplio rango de consideraciones de tipo ético, utilitario, estético y económico (Doak, Bakker, Goldstein, Hale, & Barnett, 2011), y las políticas relacionadas con la conservación de los ecosistemas deben responder también a la función de servicios ecosistémicos.

Los servicios ecosistémicos corresponden a aquellos beneficios que las comunidades obtienen del medio natural que los rodea; son directos cuando se trata de producción de provisiones o de la regulación de ciclos naturales, mientras que los indirectos se relacionan con los procesos de funcionamiento de los ecosistemas y son ampliamente conocidos como servicios de apoyo, como control de la erosión, polinización o mantenimiento de hábitats; por último, los servicios culturales son aquellos que promueven la educación ambiental, conocimiento científico, identidad cultural, y actividades recreativas y de ecoturismo (Vásquez & Matallana, 2016). En este contexto, los sistemas de áreas protegidas se han propuesto como parte fundamental para mantener la funcionalidad de los territorios debido a que incluyen escalas relevantes que sustentan la estructura de una región, así como las herramientas y dinámicas indispensables para la generación de dichos servicios ecosistémicos (Franco, 2013).

Si bien en Colombia existe una gran multiplicidad en lo que se refiere a las figuras de protección, el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia se considera el de mayor importancia, pues es reflejo de la abundante diversidad biológica y cultural del país; se constituye de 59 áreas naturales protegidas, equivalentes a 142 682 km² de la superficie nacional, que corresponde al 11.3% del área continental y a 1.5% del área marina (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015a). Éstas se encuentran adscritas a seis subsistemas temáticos, denominados Direcciones Territoriales (Caribe, Pacífico, Andes Occidentales, Andes Nororientales, Amazonía y Orinoquía), cada uno de las cuales corresponde a un ámbito geográfico propio, donde se examinan los vacíos de conservación de los ecosistemas del país, atendiendo a criterios que agrupen las áreas protegidas bajo métodos de manejo e instrumentos de gestión que las articulan (Sirap, 2016), y velando por la evaluación y constante supervisión del territorio a su cargo. Al interior de estas áreas protegidas hay algunos asentamientos humanos que hacen uso directo de los recursos que les provee dicho territorio. Para finales del año 2015, 34 de las 59 áreas protegidas del Sistema sufrían transformaciones debido a las presiones por conflictos de uso, ocupación y tenencia de la tierra, y se estimaba que 467 727 hectáreas estaban

siendo ocupadas e intervenidas por diferentes grupos humanos en los Parques Nacionales del país (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015b). Casi la mitad de los 82 pueblos indígenas de Colombia se relacionan de forma directa con las áreas protegidas (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017), al igual que varias comunidades campesinas establecidas desde hace varias generaciones y algunos grupos de colonización reciente.

Las comunidades ubicadas dentro del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia cuentan con un gran número de captaciones y concesiones del recurso hídrico, entendiéndose por captación los sistemas de uso y aprovechamiento no autorizados del recurso, mientras que las concesiones corresponden a derechos legales otorgados por la autoridad ambiental para la adquisición, uso o aprovechamiento de las aguas de uso público (Decreto 1541, 1978).

Las restricciones a las actividades humanas dentro de las áreas protegidas ocasiona serios problemas en lo que se refiere al manejo y aprovechamiento de los recursos, y a la limitación de actividades económicas para las comunidades rurales, lo que implica afectaciones para su propio sustento y mejoramiento de calidad de vida (Brenner, 2010). Así, los actores renuentes y otros aparentemente débiles han desarrollado la capacidad de evadir los estatutos y desafían de manera constante a las autoridades gubernamentales a través del desacato y la transgresión (Adger, Benjaminsen, Brown, & Svarstad, 2001), dificultando conocer el estado real de los recursos de los que ellos se abastecen. En casos extremos, el porcentaje de usuarios sin legalizar puede llegar a valores cercanos a 90% del total, semejante a lo reportado por Gutiérrez (2014) para el caso de los sistemas de riego de ladera en Colombia.

A pesar de la gran importancia entre estas relaciones, hasta la fecha no se habían inventariado ni caracterizado los usos del agua dentro del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, y es dentro del marco del programa previamente mencionado que se desarrolla el presente documento, donde la caracterización de los usuarios se convierte en una herramienta fundamental en el proceso de administración del recurso hídrico en el país.

El agua que utilizan los grupos humanos es uno de los vínculos más evidentes entre comunidad y áreas protegidas, y una inadecuada gestión del recurso podría conducir a daños sociales y ambientales irreversibles (Kuzdas, Wiek, Warner, Vignola, & Morataya, 2014). En las

relaciones entre comunidades y áreas protegidas se evidencian problemáticas socio-ambientales generadas por el uso y aprovechamiento de los elementos naturales, haciéndose necesario evaluar y conocer la sostenibilidad en el manejo de los mismos (Kuzdas *et al.*, 2014; Leite, Sanches, & Ferreira, 2016). Las reglamentaciones de gestión del agua suelen ser ampliamente criticadas por no considerar las realidades locales, pues muchos de los conflictos relacionados con el agua son más bien locales, de baja intensidad y, a menudo, exclusivamente relacionados con factores sociopolíticos y variables en los sistemas de gobierno y usuarios del recurso (Hileman, Hicks, & Jones, 2016). Por consiguiente, algunos entendimientos sobre la seguridad del agua se centran en las amenazas provocadas en términos de vulnerabilidad del recurso, necesidades humanas y sostenibilidad de los ecosistemas (Cook & Bakker, 2012).

La mejoría de la gobernanza del agua requiere que el conocimiento, actividades y perspectivas de los gobiernos y de los diversos actores civiles se integren en el diseño e implementación de las políticas que la conformen (Maclean & The Bana Yarralji Bubu Inc., 2015). En caso de querer profundizar en el tema, Gupta, Pahl-Wostl y Zondervan (2013) presentan una amplia revisión del estado del arte de la gobernanza del agua; Woodhouse y Muller (2017), además de lo anterior, presentan una evolución histórica del concepto.

Para lograr una exitosa gestión del agua es necesario entender las relaciones multinivel que acontecen; en este sentido, Basurto (2013) encontró que la diversidad institucional puede jugar un rol prominente en una adecuada gobernanza del agua. El concepto de policentrismo enfatiza la presencia de muchos centros de autoridad independientes en la gobernanza del agua (Woodhouse & Muller, 2017), donde a pesar de las ventajas que pueda generar la pluralidad de actores o instituciones, Blanco (2008) muestra cómo en Colombia la multiplicidad de instituciones dificulta la adecuada gestión del agua, pudiéndose en muchos casos generar directrices contradictorias.

La aproximación de Colombia hacia las reformas del agua que propendan una gestión eficiente del recurso hídrico y garanticen su seguridad con las consideraciones ecológicas y sociales que ésta requiere son evidentes en el marco del Plan Hídrico Nacional, donde se considera a este recurso como un factor de desarrollo económico y de bienestar social que incluye procesos de participación equitativa e incluyente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014).

En este sentido, una variable de gran utilidad es el Índice de Uso del Agua (IUA), que corresponde a la cantidad de recurso hídrico utilizado por los diferentes usuarios en un periodo y espacio determinados, en relación con la oferta hídrica disponible para las mismas unidades temporales y espaciales (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2014). Su cálculo obedece al valor porcentual de la relación demanda-oferta, reflejando la situación del recurso hídrico a lo largo del territorio nacional y permitiendo visualizar de manera más concreta las presiones existentes sobre ciertas zonas; cuenta con seis rangos y categorías definidas por el IDEAM, que oscilan entre ≤ 1 (muy bajo: la presión de la demanda no es significativa con respecto a la oferta disponible) y > 100 (crítico: la presión supera las condiciones de la oferta).

Además, resulta importante conocer la *oferta hídrica total* (Mm^3), pues representa el volumen de agua que escurre por la superficie del área hidrográfica correspondiente e integra todos los sistemas de drenaje; además, variables como *ecosistema*, *precipitación media anual* (mm) y *temperatura* ($^{\circ}\text{C}$) reflejan las características biofísicas propias de cada área protegida incluida en la caracterización.

Como se mencionó, existe gran informalidad y desconocimiento en cuanto al uso de agua dentro de las áreas protegidas del país y es necesario conocer la situación del recurso, a fin de establecer estrategias coherentes que apunten a la sostenibilidad de los mismos y a la mejora de la calidad de vida de las comunidades; el desarrollo del presente proyecto estuvo apoyado en la toma de información en campo, su geoespacialización y caracterización estadística, utilizando el análisis de correspondencias múltiples.

Este modelo es una técnica estadística de extendida aplicación en análisis investigativo de datos multidimensionales. En el campo de las ciencias sociales, donde se implementan encuestas como principal instrumento de medición, el uso de este método permite descubrir interrelación entre las características estudiadas, expresándolas posteriormente en gráficas bidimensionales de fácil entendimiento tanto para expertos como para usuarios (Pagura & Quaglino, 1998). Sin embargo, algunas de las exploraciones realizadas en campos como la medicina o la agricultura (entre muchos otros) requieren de encuestas con un número considerable de variables categóricas que precisan de una asociación entre los datos recolectados para sintetizar la información y arrojar las conclusiones que se buscan.

El principal valor en la elaboración de un análisis de este tipo es que como resultado es posible visualizar la representación de un modelo estadístico en un diagrama de dispersión, que representa los datos en forma de puntos con relación a dos ejes de coordenadas perpendiculares (Greenacre, 2008), estableciendo así las relaciones de similitud o discrepancia entre unidades con una gran cantidad de variables (Smith, Moreira, & Latrille, 2002).

El presente documento muestra los resultados del proceso de recolección, manejo y estudio de la información para la elaboración de la primera caracterización de usos del recurso hídrico en las áreas protegidas continentales del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, aplicando un modelo de análisis de correspondencias múltiples, de manera que sus conclusiones permitan orientar la toma de decisiones para las captaciones ilegales (o informales de agua, como las llamó Gutiérrez, 2013) para algunos sistemas de riego andinos) que se han venido realizando en ciertas áreas protegidas del país.

Materiales y métodos

Área de estudio

La recolección de información llevó a definir que de las 55 áreas objeto de estudio correspondientes a la totalidad de los Parques Nacionales Naturales continentales, 19 no reportaron ningún tipo de información; 21 no contaban con puntos de aprovechamiento de agua, y 15 aseguraron tener concesiones, captaciones informales y/o procesos de legalización en trámite, siendo estas últimas aquellas que se incluirán en la caracterización, y que se muestran en la Figura 1. El 46.6% de las áreas protegidas objeto de estudio pertenecen a la Dirección Territorial Andes Occidentales, seguida por Orinoquía (20%), Caribe y Andes Nororientales con la misma representatividad (13.3%) y Pacífico (6.6%) en última posición, siendo las tres primeras las de mayor importancia

hidrológica al interior del Sinap debido a su capacidad de proveer y regular este recurso, y a su aptitud de prestación de servicios ecosistémicos hídricos en el ámbito regional (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2017a).

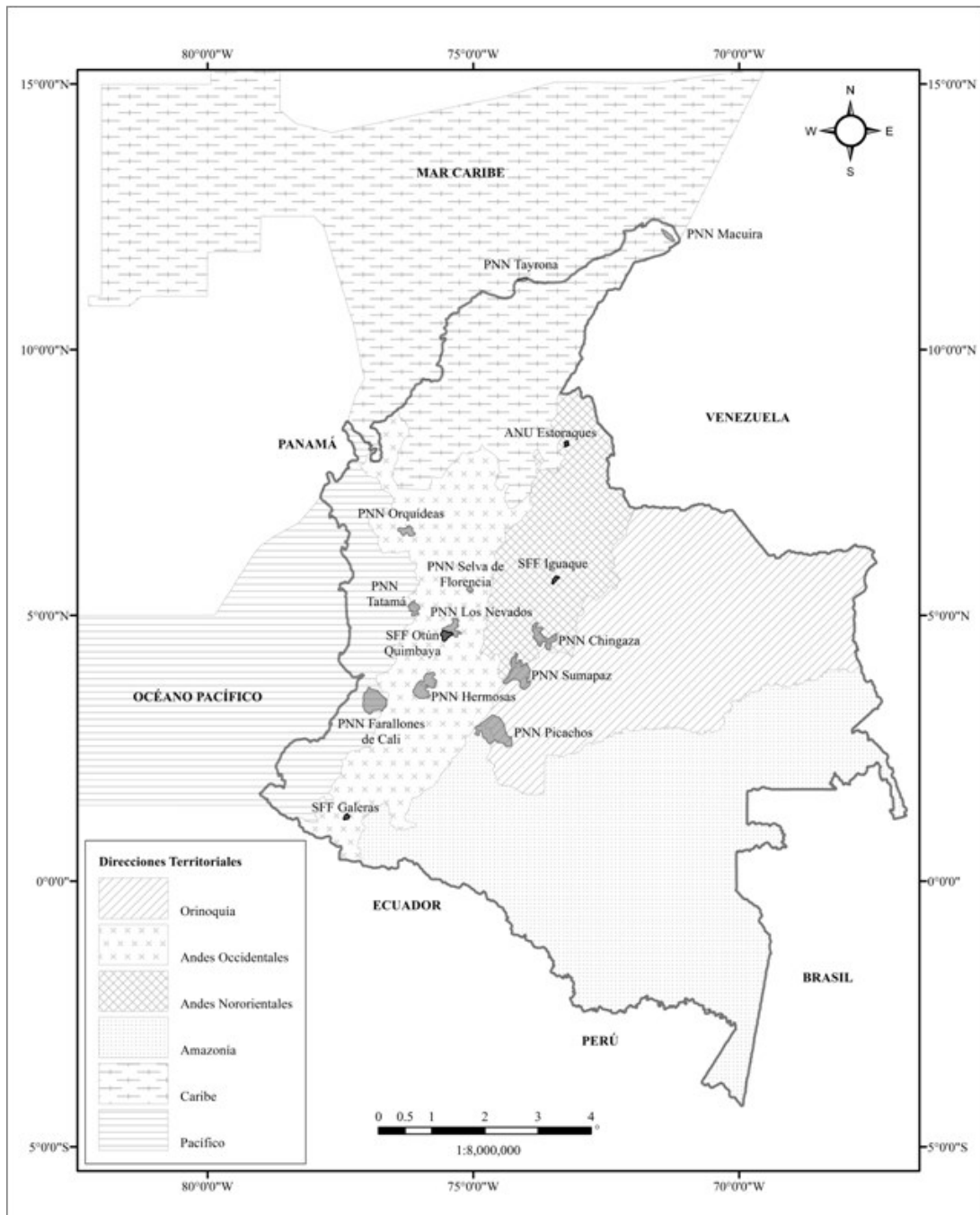


Figura 1. Localización de las direcciones territoriales del SPNN y áreas protegidas incluidas en la caracterización (Sistema de Coordenadas Geográficas: GCS_MAGNA). PNN: Parque Nacional Natural; SFF: Santuario de Flora y Fauna; ANU: Área Natural Única. Fuente: Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2010.

Cálculo y depuración de las variables

Las variables empleadas para la puesta en marcha del análisis estadístico se consideraron y definieron teniendo en cuenta su importancia en el reflejo del estado y presión tanto del recurso hídrico como de los componentes ecosistémicos de las áreas protegidas objeto de estudio; así, la integración de todos sus componentes permite abarcar las características abióticas y bióticas necesarias de los elementos a evaluar. Como variables cualitativas se determinaron las siguientes: dirección territorial, situación legal, área protegida, usuario, municipio, vereda, altitud, latitud, longitud, zonificación de manejo, cuenca/subcuenca, nombre de la fuente, estructura de captación, sitio de uso, índice de uso del agua, área hidrográfica, ecosistema, precipitación media anual, temperatura, nivel SISBEN de usuarios, actividad económica principal e ingresos mensuales promedio; mientras que las cuantitativas se referían a caudal captado, número de personas beneficiadas, oferta hídrica y número de miembros económicamente activos.

El reconocimiento de las variables y sus datos faltantes acarrió un proceso de depuración, con el fin de que los resultados del modelo estadístico fueran concretos y no tuvieran inconsistencias por la inexistencia de información. En el procesamiento de información se elaboró un registro del número de datos faltantes por cada una de las variables, estableciendo la cantidad porcentual de atributos ausentes para el proceso de análisis; así, se seleccionaron las variables con vacíos de información de menos de 5%, de modo que de las 26 variables relacionadas con el total de observaciones encontradas se consideraron ocho para el modelo estadístico 8 (cinco cualitativas y tres cuantitativas).

La información de las variables *dirección territorial*, *situación legal* y *estructura de captación* se obtuvo mediante recorridos y rutinas de inspección desarrolladas por parte del personal del área protegida durante 2015 y el primer semestre de 2016, en los que se procedió a verificar el estado legal del punto de aprovechamiento y las características de la estructura u objeto mediante la cual se realiza la

captación. El Índice de Uso del Agua (IUA) y la *oferta hídrica total* se calcularon en el Estudio Nacional de Agua (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2014), y su valor para cada zona natural se determinó al sobreponer la cartografía de cada variable con la ubicación geográfica del área de estudio, teniendo presente que el valor de la *oferta hídrica total* para cada caso varía según el área hidrográfica a la que corresponde la zona de estudio.

La variable *ecosistema* se obtuvo del Plan de Manejo de cada área protegida, un instrumento de planificación específico para cada área, que orienta las acciones hacia los objetivos de conservación mediante una visión a corto, mediano y largo plazos; su importancia radica en los componentes que abarca, actuando como una herramienta proveedora de información que facilita los procesos de planificación, puesta en marcha y monitoreo de las estrategias de manejo (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2017b).

Los datos asociados con la *precipitación media anual* y la *temperatura* de cada área natural provienen, en la mayoría de los casos, de la información suministrada por las estaciones meteorológicas del IDEAM localizadas dentro del área de influencia de la zona en estudio y, por consiguiente, los periodos de registro de estos datos dependen de la antigüedad o contemporaneidad de la estación; sin embargo, teniendo en cuenta la homogeneidad en la metodología y fuentes de información de las variables, es preciso referir que éstas son comparables en todos sus niveles, de modo que el análisis conjunto pueda ser equivalente para lograr su interrelación.

La Tabla 1 muestra las variables, categorías y etiquetas. Se trataron empleando el *software R* v.7 (R Development Core Team, 2009), haciendo especial uso de la librería “ca”, que contiene funciones para cálculo y visualización de análisis de correspondencia simple y múltiple.

Tabla 1. Variables del análisis de correspondencias múltiples.

Variable	Etiqueta	Variable	Etiqueta
Dirección Territorial Andes Nororientales	D.Ter.AN	Estructura de captación manguera	E.Capt.Ma

Dirección Territorial Pacífico	D.Ter.PA	Estructura de captación bocatoma	E.Capt.Bo
Dirección Territorial Andes Occidentales	D.Ter.AO	Estructura de captación casimba	E.Capt.Ca
Dirección Territorial Orinoquía	D.Ter.OR	Estructura de captación bocatoma y manguera	E.Capt.Bo-Ma
Dirección Territorial Caribe	D.Ter.CA	Estructura de captación pozo	E.Capt.Po
Situación legal legalizada	S.Leg.L	Estructura de captación otro	E.Capt.Ot
Situación legal sin legalizar	S.Leg.NL	Oferta hídrica 271 049	OfH.271
Índice de Uso del Agua alto	IUA.A	Oferta hídrica 283 201	OfH.283
Índice de Uso del Agua moderado	IUA.M	Oferta hídrica 529 469	OfH.529
Índice de Uso del Agua bajo	IUA.B	Oferta hídrica 182 865	OfH.182
Índice de Uso del Agua muy bajo	IUA.MB	Precipitación (0-1 000)	PMA.0-1000
Bosque altoandino	Eco.B.AAn	Precipitación (1 000-1 500)	PMA.1000-1500
Bosque subandino	Eco.B.SuAn	Precipitación (1 500-2 000]	PMA.1500-2000
Bosque muy húmedo montano bajo y bosque muy húmedo tropical	Eco.B.H.MoB-BHTr	Precipitación (2 000-2 500)	PMA.2000-2500
Bosque andino	Eco.B.An	Precipitación (2 500-3 000)	PMA.2500-3000

Bosque seco y ripario	Eco.B.S-Ri	Precipitación (3 000-4 000)	PMA.3000-4000
Páramo	Eco.Par	Temperatura ≤ 6	T. 6
Bosque seco tropical	Eco.B.STr	Temperatura (6-12)	T.6-12
Bosque subandino y andino	Eco.B.SuAn-An	Temperatura (12-18)	T.12-18
Bosque muy húmedo premontano	Eco.B.HPrMo	Temperatura (18-24)	T.18-24
Bosque andino del piedemonte amazónico y bosque húmedo tropical	Eco.B.An.PAm-B.HTr	Temperatura > 24	T.24
Bosque húmedo	Eco.B.H	No aplica	NA

Análisis de correspondencias múltiples

Con el fin de caracterizar y buscar asociaciones entre diferentes variables recolectadas para los usos del recurso hídrico de los Parques Naturales Nacionales de Colombia se decidió hacer un análisis de correspondencias múltiples por dirección territorial debido a que el comportamiento de cada una de ellas en general es muy diferente. Al inicio se realizó un modelamiento previo, haciendo un solo análisis estadístico para el total de direcciones territoriales; sin embargo, este análisis completo no cumplió con los requisitos necesarios para representar en un plano bidimensional las variables con sus respectivas categorías debido a que el valor mínimo aceptable en la variabilidad de los datos era de 75% (valor que refleja el grado de aproximación que hay entre lo que se observa y su manifestación en la realidad que se

pretende representar); en este análisis, el porcentaje arrojado fue inferior a 30%.

Posterior a la depuración de variables ya mencionadas, con las cuales se desarrollaría dicho modelo estadístico, se procedió a generar una tabla de contingencia para el conjunto de datos de cada dirección territorial, tomando las variables con al menos dos categorías. Contiene el conjunto de tablas de contingencia entre las variables tomadas de dos en dos, en donde la diagonal corresponde al cruce de cada propiedad consigo misma para cuantificar el número de observaciones de cada una de ellas. Posteriormente, se analizaron los valores propios (cantidad de varianza explicada) y los coeficientes asociados con cada valor de las variables cualitativas que representan el peso que cada uno de ellos tienen en esa nueva dimensión y que permitirá una representación en menos dimensiones. El porcentaje que la varianza arroje refleja el grado de aproximación que hay entre lo que se observa, que a su vez es una aproximación, y la realidad que se pretende representar (Grande & Abascal, 2005).

Resultados

La base de datos que relacionaba la información sobre las captaciones y/o concesiones desarrolladas al interior de las áreas de estudio arrojó un total de 292 observaciones, usuarios o puntos de aprovechamiento del recurso hídrico. La Tabla 2 resume la frecuencia de las variables de mayor importancia en el proceso de análisis.

Tabla 2. Frecuencia de las variables.

Variable y nivel	Frecuencia	Variable y nivel	Frecuencia
Dirección Territorial Andes Nororientales	25	Zona de alta densidad de uso	54

Dirección Territorial Andes Occidentales	155	Zona de manejo especial	4
Dirección Territorial Caribe	69	Zona de recuperación natural	152
Dirección Territorial Orinoquía	20	Zona intangible	5
Dirección Territorial Pacífico	23	Uso dentro del parque	104
Situación legal "legalizada"	33	Uso fuera del parque	57
Situación legal "no legalizada"	259	Uso mixto	4
IUA muy bajo (≤ 1)	45	Área hidrográfica Magdalena Cauca	130
IUA bajo (1-10)	80	Área hidrográfica Caribe	80
IUA moderado (10.01-20)	156	Área hidrográfica Pacífico	69
IUA alto (20.01-50)	11	Área hidrográfica Orinoquía	13

De las cinco direcciones territoriales que se incluyen en la caracterización (la dirección territorial Amazonía no reportó casos de uso y aprovechamiento del recurso hídrico en las áreas protegidas de su competencia), la que más usuarios presentó fue Andes Occidentales, con un 53%, contrastando con Orinoquía, que obtuvo un valor de 6.8%.

La información recolectada indicó que del total de captaciones y/o concesiones de aprovechamiento del recurso hídrico en el SPNN, 33 se encuentran legalizadas, mientras que 259 (88.7%) se han realizado informalmente. Del total de puntos de aprovechamiento del recurso hídrico, 104 son para uso al interior del área protegida, 57 para usos

fuera de ella y cuatro cuentan con un uso combinado de las categorías mencionadas antes.

Los resultados de la frecuencia de la variable IUA indican que 57.19% de datos se encuentra en categorías moderado y alto, reflejando la compleja situación de demanda-oferta disponible del recurso hídrico a lo largo del territorio nacional; por último, 44.52% de puntos de aprovechamiento de agua en las zonas protegidas del país está en el área hidrográfica del Magdalena-Cauca, mientras que la menor proporción la tiene Orinoquía, con un 4.45%.

Análisis de correspondencias múltiples

Los resultados de la aplicación de este modelo estadístico se agruparon en la Tabla 3, relacionando la información de los puntos de captación (legales e ilegales) para cada dirección territorial, con las variables que mayor cercanía tuvieron según el caso; en ella, el grado de correlación de las variables con la situación legal del punto de aprovechamiento del recurso hídrico disminuye descendentemente, siendo para cada dirección territorial la variable de la parte superior de la Tabla 3 la que mayor concordancia presentó. En consecuencia, la Figura 2, Figura 3, Figura 4, Figura 5 y Figura 6 muestran los diagramas de dispersión resultado del análisis para las cinco direcciones territoriales objeto de estudio, en los cuales se refleja gráficamente la posición relativa de las variables consideradas en relación con cada uno de sus valores posibles, de manera que la nube de puntos resultante evidencia el grado de asociación entre ellas en un plano de dos dimensiones, siendo las más cercanas al centro de gravedad de los ejes las de mayor correlación, es decir, las de contribuciones más fuertes en el escenario analizado. Cada una de las gráficas tiene dos variables que soportan los resultados y son transversales al análisis de los mismos, correspondientes a la situación legal del punto de aprovechamiento (legalizado y no legalizado), donde la cercanía entre todas las variables cualitativas y cuantitativas estimadas con la situación legal vislumbra las características del contexto examinado. En este sentido, las variables relacionadas con la estructura de captación, el índice de uso del agua y la oferta hídrica son,

en términos generales, aquellas que determinan las propiedades más representativas sobre el uso del recurso hídrico en cada una de las direcciones territoriales que conforman las áreas de estudio, teniendo en cuenta el tipo de ecosistema presente, y la precipitación y temperatura media anual.

Tabla 3. Relación de las variables en el análisis de correspondencias múltiples.

Legalizado	No legalizado
Caribe	Caribe
NA	IUA moderado
	Ecosistema bosque seco ripario
	PMA (0-1 000) mm
	Estructura de captación casimba
Pacífico	Pacífico
Estructura de captación bocatoma	Estructura de captación manguera
Andes Occidentales	No legalizado
Estructura de captación acequia	Estructura de captación bocatoma-manguera
Temperatura (6-12 °C)	Temperatura ≤ 6 °C
IUA bajo	IUA moderado
PMA (1 000-1 500 mm)	PMA (2 500-3 000) mm
Andes Nororientales	Andes Nororientales
Ecosistema bosque alto andino	Ecosistema bosque seco tropical
Ecosistema páramo	Ecosistema bosque subandino
IUA alto	IUA bajo
Temperatura (6-12 °C)	Temperatura (8-14 °C)
Orinoquía	Orinoquía
IUA moderado	IUA muy bajo
PMA (1 500-2 000 mm)	PMA (1 000-1 500 mm)
Ecosistema páramo	Bosque andino del piedemonte amazónico y bosque

	húmedo tropical
Estructura de captación bocatoma	Estructura de captación manguera

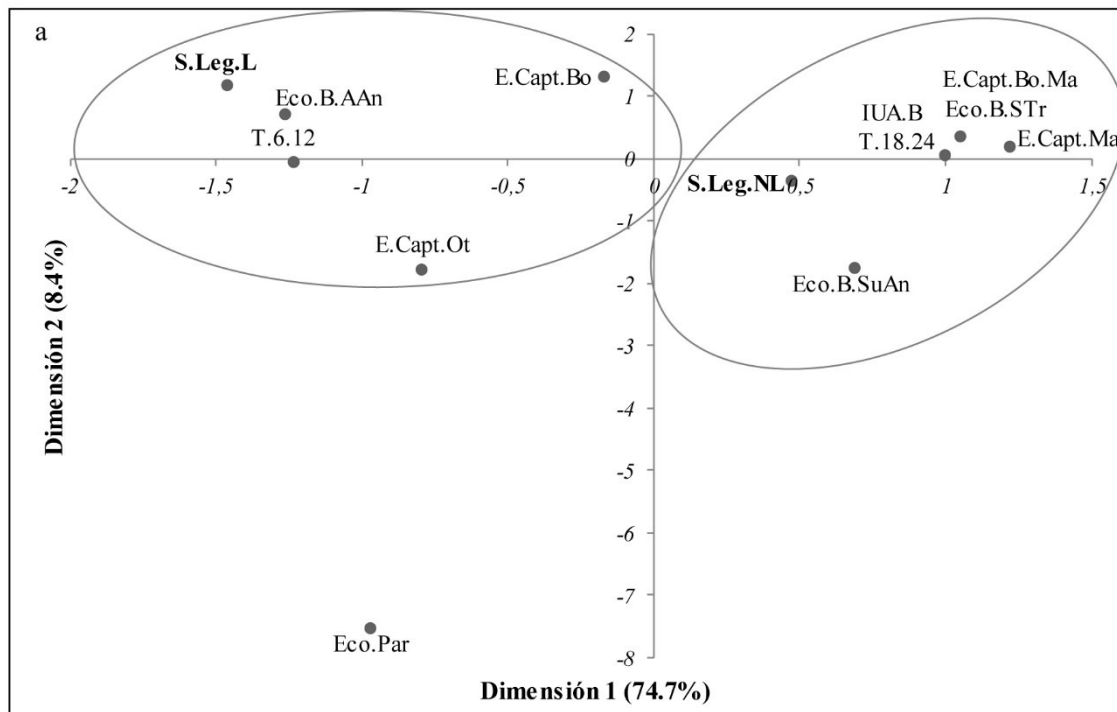


Figura 2. Diagrama de dispersión análisis de correspondencias múltiples, dirección territorial Andes Nororientales.

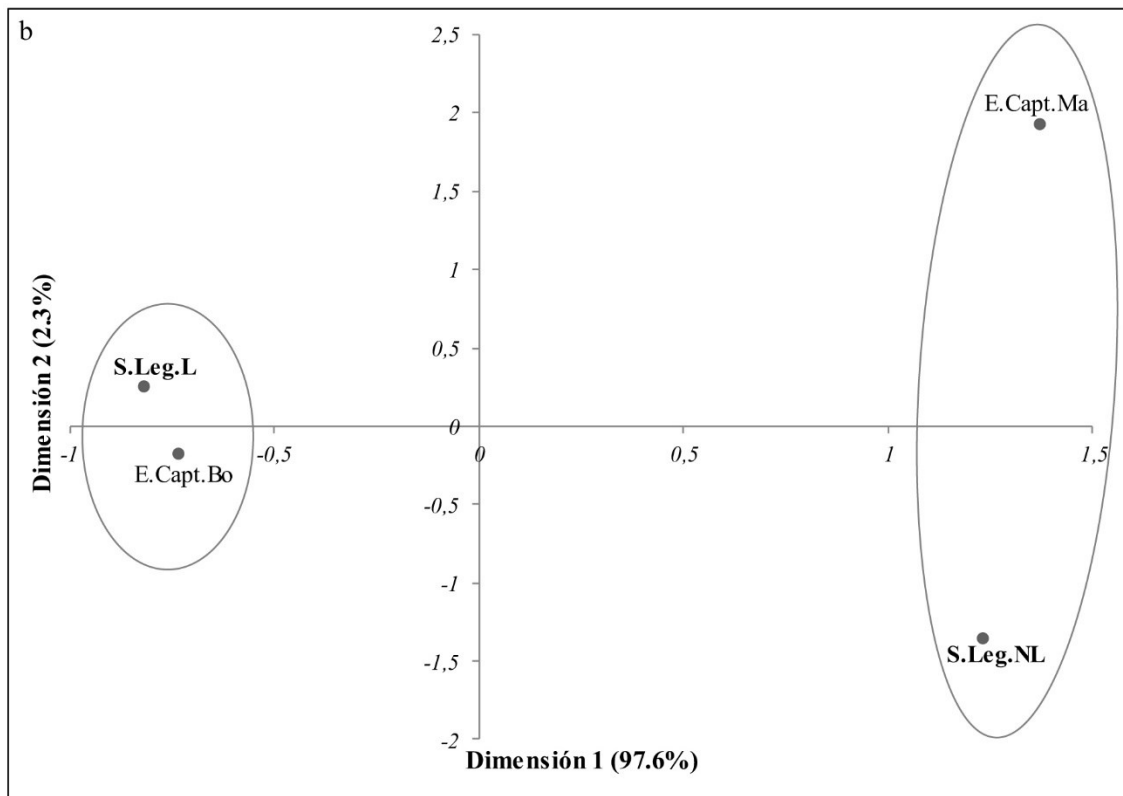
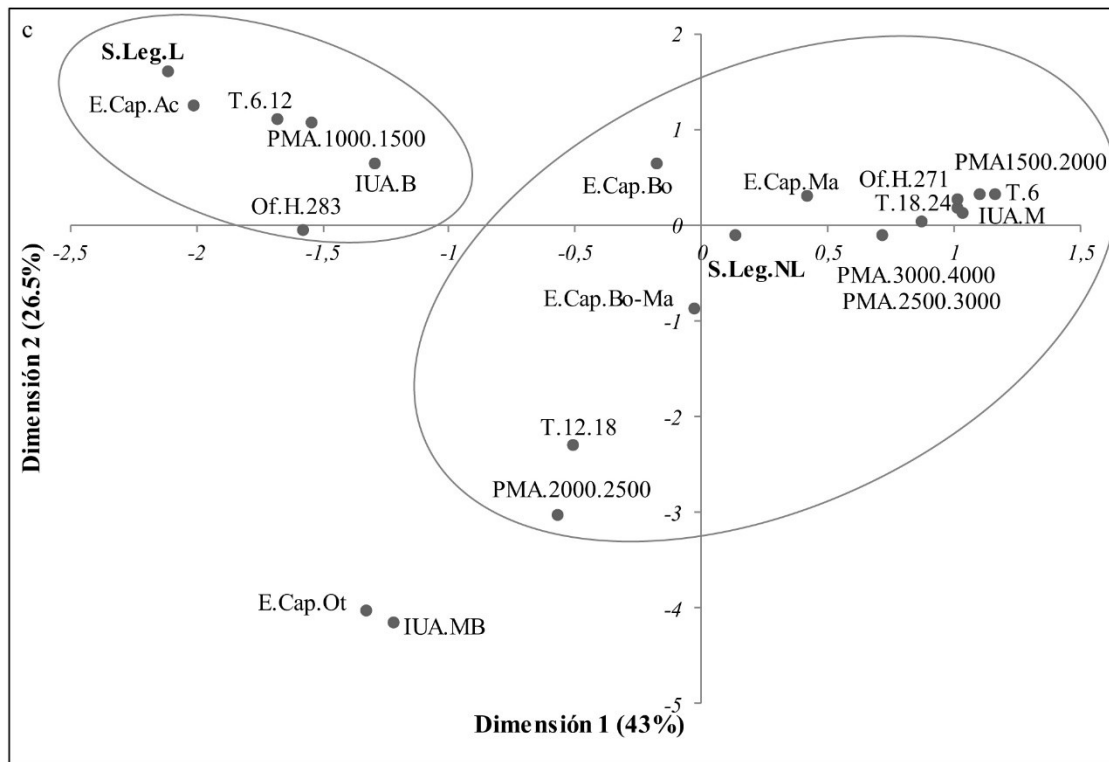


Figura 3. Diagrama de dispersión análisis de correspondencias múltiples, dirección territorial Pacífico.



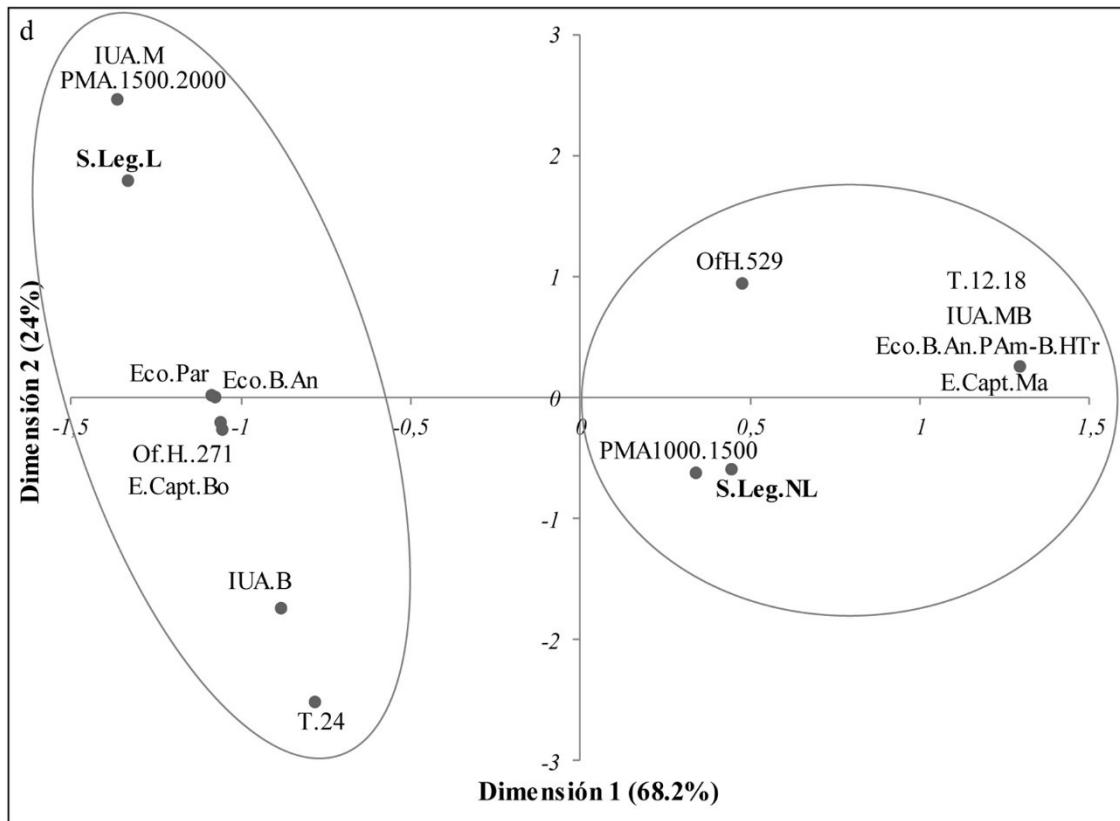


Figura 5. Diagrama de dispersión análisis de correspondencias múltiples, dirección territorial Orinoquía.

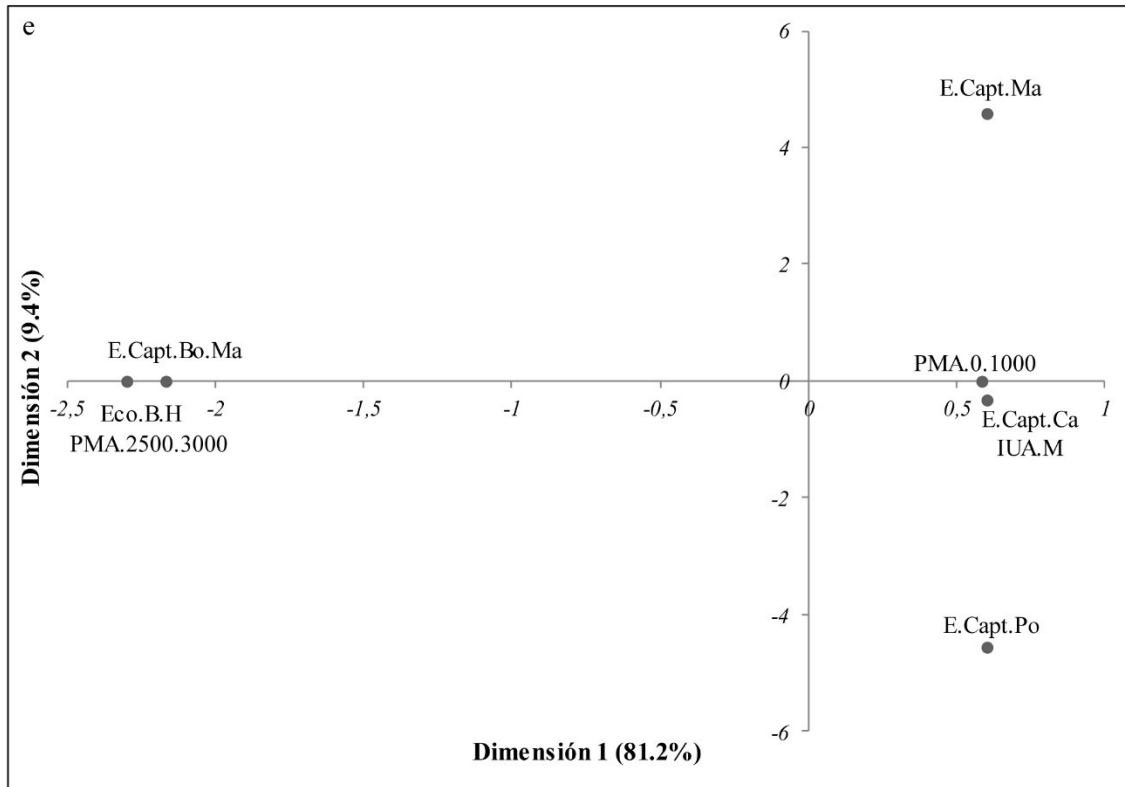


Figura 6. Diagrama de dispersión de análisis de correspondencias múltiples, dirección territorial Caribe.

La dirección territorial Caribe cuenta con 69 puntos de aprovechamiento del recurso hídrico, de los cuales 100% se encuentra sin legalizar y capta un caudal aproximado de 0.046 l/s; la proyección de la relación entre la categoría *situación legal no legalizado* con las demás variables muestra que la que mayor cercanía tuvo con esta categoría fue el IUA moderado, situación preocupante si se tiene en cuenta que el área hidrográfica del Caribe es la que menor oferta hídrica total presenta, con tan sólo 9.09% del total de agua que escurre por todo el territorio colombiano; éste es un indicio de las grandes presiones que existen sobre el recurso y de la importante demanda que tienen las comunidades de dicha zona. Finalmente se observa que la estructura de captación empleada es la casimba, un pozo de agua dulce en las proximidades de la playa para extraer y recoger el agua de un manantial.

La base de datos revela que la dirección territorial Pacífico cuenta con 23 puntos de aprovechamiento del recurso hídrico, de los cuales 12 están concesionados (con 42.7 l/s de caudal otorgado) y 11 se desarrollan ilegalmente. El IUA es muy bajo, los ecosistemas bosque muy húmedo montano bajo y bosque muy húmedo tropical, y la precipitación media anual de 2 000 a 2 500 mm son categorías que aplican para el total de observaciones, por lo cual fueron excluidas del análisis estadístico, al no representar ninguna diferencia entre los resultados esperados. Sin embargo, son variables de gran importancia en la visión general de la zona, pues el IUA muy bajo, junto con la oferta hídrica total del área hidrográfica del Pacífico (que representa 14.07% del total de agua del país) indica que no existen grandes presiones sobre el recurso hídrico, sin embargo es importante cuantificar la cantidad de agua que está siendo captada ilegalmente para que dicho índice no aumente. Por último, la Tabla 3 revela una situación evidente, en donde las concesiones cuentan con una estructura de captación mucho más elaborada, del tipo bocatoma, contrario a las captaciones cuyo medio de recolección del agua es la manguera.

La dirección territorial Andes Occidentales cuenta con 16 concesiones (con 4.34 l/s otorgados) y 139 captaciones informales del recurso hídrico, que extraen cerca de 451 248 l/s. Para la categoría *situación legal legalizado*, la variable con mayor correlación es la estructura de captación acequia, una zanja o canal de pequeñas proporciones, que conduce el agua utilizada principalmente para sistemas de riego; la relación entre el IUA bajo y el número de puntos de aprovechamiento informales representa una disparidad que puede deberse, entre otras cosas, a que sus caudales no son significativos para el volumen de agua del área hidrográfica del Pacífico al que pertenecen las áreas protegidas de esta dirección territorial. La categoría *situación legal no legalizado* tiene gran cercanía con la estructura de captación bocatoma-manguera y en estos puntos de captación el IUA es moderado, lo cual puede ser el reflejo de un aprovechamiento desmesurado del recurso hídrico para el área hidrográfica del Magdalena-Cauca a la que pertenecen las áreas protegidas con estas características, y que representa 13.47% de la oferta hídrica total del país.

Según la información recolectada, la dirección territorial Andes Nororientales cuenta con 27 puntos de aprovechamiento del recurso hídrico, donde seis están concesionados, extrayendo 53.23 l/s y 21 se desarrollan de modo informal, captando 27.14 l/s. La variable *situación legal legalizado* tiene gran correlación con los ecosistemas bosque alto

andino y páramo, donde también existe un IUA alto debido a las grandes presiones que sufren estos ecosistemas a raíz de las actividades antrópicas que allí se han venido realizando, y a los considerables volúmenes de agua que están siendo extraídos para diversos usos. La categoría *situación legal no legalizado* presenta cercanía con los ecosistemas bosque seco tropical y bosque subandino, y las captaciones se relacionan con el IUA bajo, lo cual puede significar un equilibrio entre oferta y demanda del recurso hídrico, sin embargo merece una atención especial por parte de las autoridades ambientales competentes para evitar que este equilibrio se vea afectado.

Finalmente, en la dirección territorial Orinoquía existen cinco concesiones y 16 captaciones ilegales. El análisis de correspondencias múltiples reveló que para la categoría *situación legal legalizado*, la mayor correlación es con el IUA moderado, cuyas concesiones se encuentran en ecosistemas de páramo y cuentan con una bocatoma como sistema de captación. Estos resultados tienen gran vínculo con el hecho de que esta dirección territorial es la que mayor caudal otorgado tiene en el ámbito nacional, con un valor aproximado de 11 605 l/s, necesario para alimentar la demanda hídrica de la ciudad de Bogotá. Es claro que las presiones sobre el ecosistema y el recurso hídrico que éste provee aumentan conforme al crecimiento poblacional, y debe ser prioridad mantener el equilibrio entre los sistemas natural y social, para que el impacto ambiental sobre las áreas protegidas no sea significativo. La categoría *situación legal no legalizado* tiene mayor proximidad con el IUA muy bajo, donde el principal sistema de captación es la manguera.

Discusión

Partiendo de la información suministrada en la Tabla 2 sobre la frecuencia de la variable *situación legal* es posible identificar que 89% (259 observaciones) de las captaciones se desarrolla ilegalmente, ofreciendo el mismo panorama que el sugerido por Gutiérrez (2013) para los sistemas de riego del país, donde la mayor parte son informales. Sin embargo, los resultados presentados no consideran las

diferencias entre los modos de adquisición que Rivera *et al.* (2016) sugieren tener en cuenta, debido a la escala en que se efectuó este trabajo.

Respecto a las áreas hidrográficas donde existen puntos de aprovechamiento del recurso hídrico, la del Magdalena-Cauca cuenta con 44.5% del total de puntos objeto de estudio. Para el desarrollo del presente trabajo, dicho porcentaje implica un mayor número de concesiones y/o captaciones del recurso hídrico sobre el territorio nacional; sin embargo, este valor puede cambiar si la institucionalidad y la generación de información sobre el estado del recurso se hace más eficiente en todas las áreas protegidas del país, o puede entenderse como una muestra de las grandes diferencias regionales colombianas. El uso del agua puede ayudar a mejorar los ingresos de las poblaciones, tal como lo presentan Velled, Jumaneb, Wapalilaa y Songorwab (2012), para un caso en Tanzania, y por esta vía disminuir las inequidades mostradas por los resultados de dicha investigación y mencionadas por Zamudio (2012). Lo anterior representa un reto de gestión ante la desarticulación de instituciones y políticas presentada por Blanco (2008).

La importancia de la cuenca Magdalena-Cauca es innegable, pues compone el sistema de drenaje fundamental de la región andina y constituye el eje de desarrollo más importante nacional en materia geográfica, ambiental, cultural, histórica y, por supuesto, hidrográfica. Sin embargo, la cuenca ha venido presentando problemas asociados con el crecimiento poblacional, uso desbocado de los recursos naturales, y contaminación del suelo, aire y agua a lo largo de su circunscripción (Bernal, 2013). Es así que los resultados para esta cuenca, en la que se encuentra la mayor parte de la región andina, son concordantes con lo presentado por Etter y Van Wyngaarden (2000) en cuanto a que es en esta región donde existe una ocupación del territorio de mayor densidad y antigüedad y, por lo tanto, mayor impacto y modificación del ecosistema por el uso y aprovechamiento de sus recursos naturales a través de diferentes grupos humanos asentados en la zona.

Por otra parte, los modelos estadísticos de cada dirección territorial permiten establecer como resultado general que la categoría *situación legal no legalizado* no muestra una asociación directa y constante con otros niveles en particular, pues si bien en la mayoría de casos se encuentra cercana al origen, sólo en algunas ocasiones tuvo un grado de cercanía con la variable IUA bajo y muy bajo. Asimismo, el IUA bajo

tuvo mayor correlación con la categoría precipitación media anual (1 000-1 500 mm), lo cual podría indicar que el número y la magnitud de las captaciones de agua en las áreas protegidas del país son mayores cuando la oferta hídrica total baja, pues la demanda del recurso hídrico se intensifica en zonas donde la disponibilidad del recurso es casi imperceptible. Entender los cambios en las dinámicas poblacionales alrededor de áreas protegidas puede ser el punto de partida para el establecimiento de oportunidades potenciales de conservación y restauración, así como comprender mejor el vínculo entre los cambios en la población, vivienda y áreas protegidas (Castro *et al.*, 2017). En el caso colombiano, estas presiones surgen del crecimiento de la población rural dentro de las áreas protegidas o en su área amortiguadora, y no principalmente por la urbana, como lo presentaban Brambilla y Ronchi (2016) para los casos de Europa; McDonald, Kareiva y Forman (2008) para Asia, y Radloff *et al.* (2010) en EUA.

Conclusiones

Este documento presenta por primera vez un panorama general del uso de los recursos hídricos en el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, representando un enorme esfuerzo en el manejo de la información por la extensión geográfica asociada. Para la caracterización se usaron distintos tipos de variables que pueden ser empleados en otros estudios semejantes. Se espera que los resultados den las bases técnicas para una adecuada gestión de los recursos hídricos en las áreas protegidas del país.

En el proceso de caracterización se encontró que con base en la información recolectada, 88.69% de los puntos de aprovechamiento del recurso hídrico se encuentra sin legalizar, donde la dirección territorial Caribe tiene 100% de sus usuarios con captaciones informales, seguida de Andes Occidentales, con 93.5%, Andes Nororientales (76%), Orinoquía (75%) y Pacífico con 47.8%.

El área hidrográfica Magdalena-Cauca abarca 45% de las áreas protegidas en estudio, y en ellas el caudal otorgado del total de sus

usuarios es de 553.62 l/s; sin embargo, el área hidrográfica Orinoquía cuenta con la menor contribución territorial (0.00045%); pese a esto, la suma del caudal otorgado del total de sus usuarios es de 11 564.9 l/s, siendo la de mayor proporción frente a las demás categorías.

Se encontró que por mucho los sistemas ilegales son los más comunes en las áreas protegidas de Colombia, representando un gran reto a la gestión de los recursos, pues además de la dificultad para gestionarlos, observarlos e inventariarlos, se debe considerar cómo se articulan con otras variables, dependiendo de la región en la que se encuentran; su articulación con las complejas dinámicas comunitarias representa un gran reto técnico, de manejo y de obtención permanente de información técnica confiable por parte de las autoridades ambientales. Las significativas cantidades de puntos de aprovechamiento del agua en situación informal traen consigo complicaciones en el desarrollo de la gestión hídrica del país, distorsionando la certeza sobre las afectaciones que puedan existir sobre los ecosistemas intervenidos, el agotamiento de los recursos naturales de los que se abastecen las comunidades en las áreas protegidas y, en consecuencia, el desconocimiento de los impactos que se generan.

El índice de uso del agua mostró diferencias regionales que pueden explicarse tanto por la oferta natural como por los tipos de usos que se presentan en cada zona particular. No obstante, en términos generales, se identificó que el IUA con las categorías más preocupantes debido a la presión que se ejerce sobre el recurso hídrico (alto y moderado) se encuentra en 57.2% del total de áreas protegidas analizadas, lo cual refleja el estado de vulnerabilidad de las fuentes hídricas que están siendo utilizadas al interior de dichas zonas. De igual manera, las captaciones varían en su complejidad técnica según el tipo de usuario y de las singularidades regionales.

Si bien se presentó por primera vez la caracterización del recurso hídrico en el Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, es sólo un primer paso, pues a futuro será necesario integrar las dinámicas locales y las múltiples instituciones que tienen relación con el agua en tales áreas. En este sentido, es imprescindible desarrollar nuevos estudios con mayor detalle que abarquen áreas más pequeñas y específicas, para así tener un conocimiento detallado que permita proponer alternativas de manejo local, considerando las particularidades locales de un país megadiverso. De igual manera, se recalca la importancia de que el

trabajo desarrollado se repita periódicamente, para comprender las dinámicas temporales que se presentan en las áreas protegidas del país.

Referencias

Adger, W. N., Benjaminsen, T. A., Brown, K., & Svarstad, H. (2001). Advancing a political ecology of global environmental discourses. *Development and Change*, 32(4), 681-715. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1467-7660.00222>

Basurto, X. (2013). Linking multi-level governance to local common-pool resource theory using fuzzy-set qualitative comparative analysis: Insights from twenty years of biodiversity conservation in Costa Rica. *Global Environmental Change*, 23(1), 573-587. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378013000411>

Bernal, E. (2013). *El río Magdalena: escenario primordial de la patria*. Recuperado de <http://www.banrepcultural.org/blaavirtual/revistas/credencial/junio-2013/el-rio-magdalena>

Blanco, J. (2008). Integrated water resource management in Colombia: Paralysis by analysis?. *International Journal of Water Resources Development*, 24(1), 91-101. Recuperado de <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07900620701747686?journalCode=cijw20>

Brambilla, M., & Ronchi, S. (2016). The park-view effect: Residential development is higher at the boundaries of protected areas. *Science of the Total Environment*, 569(2), 1402-1407. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716314127>

Brenner, L. (2010). Gobernanza ambiental, actores sociales y conflictos en las áreas naturales protegidas mexicanas. *Revista Mexicana de Sociología*, 72(2), 283-310. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=32116014004>

Butchart, S. H. M., Clarke, M., Smith, R. J., Sykes, R. E., Scharlemann, J. P. W., Harfoot, M.,..., & Burgess, N. D. (2015). Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conservation Letters*, 8(5), 329-337. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/conl.12158>

Castro, J., Martinuzzi, S., Radloff, V. C., Helmers, D. P., Quiñones, M., & Gould, W. A. (2017). Declining human population but increasing

residential development around protected areas in Puerto Rico. *Biological Conservation*, 209(1), 473-481. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/302593333_Declining_human_population_but_increasing_housing_pressure_around_protected_areas_in_Puerto_Rico

Cook, C., & Bakker, K. (2012). Water security: Debating an emerging paradigm. *Global Environmental Change*, 22(1), 94-102. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378011001804>

Decreto 1541 de 1978. *Diario Oficial de la República de Colombia* (26-07-1978). Recuperado de http://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegralDelRecursoHidrico/pdf/normativa/Decreto_1541_de_1978.pdf

Doak, D. F., Bakker, V. J., Goldstein, B. E., Hale, B., & Barnett, M. (2011). What is the future of conservation? *Trends in Ecology and Evolution*, 9(3), 401-416. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534713002620>

Etter, A., & Van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(7), 432-439. Recuperado de <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1579/0044-7447-29.7.432?journalCode=ambi>

Franco, L. (2013). Bases conceptuales sobre servicios ecosistémicos para identificar y priorizar los requerimientos de información para la gestión en conservación. En: Hurtado, A., Santamaria, M., & Matallana, C. *Plan de Investigación y Monitoreo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP): avances construidos desde la Mesa de Investigación y Monitoreo entre 2009 y 2012* (pp. 127-146). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Grande, I., & Abascal, E. (2005). *Análisis de encuestas*. Madrid, España: ESIC Editorial.

Greenacre, M. (2008). *La práctica del análisis de correspondencias*. Bilbao, Portugal: Rubes Editorial.

Gupta, J., Pahl-Wostl, C., & Zondervan, R. (2013). 'Glocal' water governance: A multi-level challenge in the anthropocene. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(2), 573-580. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343513001292>

Gutiérrez, A. M. (2014). Formal and informal irrigation in the Andean countries. An overview. *International Journal of Rural Development*, 11(74), 75-99. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/cudr/v11n74/v11n74a05.pdf>

Gutiérrez, A. M. (2013). Informal irrigation in the Colombian Andes: Local practices, national agendas, and options for innovation. *Mountain Research and Development*, 33(3), 260-268. Recuperado de <http://www.bioone.org/doi/pdf/10.1659/MRD-JOURNAL-D-12-00116.1>

Hileman, J., Hicks, P., & Jones, R. (2016). An alternative framework for analysing and managing conflicts in integrated water resources management (IWRM): Linking theory and practice. *International Journal of Water Resources Development*, 32(2), 675-691. Recuperado de <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07900627.2015.1076719?journalCode=cijw20>

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2014). *Estudio Nacional del Agua*. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

Kuzdas, C., Wiek, A., Warner, B., Vignola, R., & Morataya, R. (2014). Sustainability appraisal of water governance regimes: The case of Guanacaste, Costa Rica. *Environmental Management*, 54(2), 205-222. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-014-0292-0>

Leite, F. B., Sanches, L., & Ferreira, R. (2016). Practices and perceptions on water resource sustainability in ecovillages. *Water Resources Research*, 52, 6004-6017. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/305693977_Practices_and_perceptions_on_water_resource_sustainability_in_ecovillages

Maclean, K., & The Bana Yarralji Bubu Inc. (2015). Crossing cultural boundaries: Integrating Indigenous water knowledge into water governance through co-research in the Queensland Wet Tropics, Australia. *Geoforum*, 59(2), 142-152. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016718514002747>

McDonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141, 1695-1703. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320708001432>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2014). *Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico*. Recuperado de <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/1932-politica-nacional-para-la-gestion-integral-del-recurso-hidrico>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). *Parques Nacionales Naturales de Colombia, patrimonio de los colombianos*. Recuperado de <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article?id=1354:parques-nacionales-naturales-de-colombia-patrimonio-de-los-colombianos>

Pagura, J. A., & Quaglino, M. B. (1998). Una propuesta a algunas aplicaciones del análisis de correspondencias múltiples. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigaciones Teóricas y Aplicadas, Universidad Nacional de Rosario.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2010). *Nueva regionalización Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Recuperado de <http://www.sirapejefacetero.org.co/index.php/gestion-para-la-conservacion>

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2015a). *Informe de gestión 2015, Plan de acción institucional*. Recuperado de: <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2013/08/Informe-de-gestion-I-sem-2015.pdf>

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2015b). Boletín Virtual Así Vamos. *Boletín virtual de Parques Nacionales Naturales de Colombia*, 3, 3-13. Recuperado de <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2015/12/asi-vamos-2015-ed3-dic.pdf>

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2017a). *Planes de Manejo. Áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Recuperado de <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/organizacion/planes-de-manejo-areas-del-sistema-de-parques-nacionales-naturales-de-colombia/>

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2017b). *Aporte de los Parques Nacionales Naturales al desarrollo socio-económico de Colombia*. Recuperado de <http://documentos.uexternado.edu.co/78435129/wp-content/uploads/2017/02/Parques%20Informe%20Ejecutivo-%20LA%20IMPORTACIA%20DE%20PNN.pdf>

Radeloff, V. C., Stewart, S. I., Hawbaker, T. J., Gimmi, U., Pidgeon, A. M., Flather, C. H., Hammer, R. B., & Helmers, D. P. (2010). Housing growth in and near United States protected areas limits their conservation value. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(2), 940-945. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/41040447_Housing_growth_in_and_near_United_States_protected_areas_limit_their_conservation_value

R Development Core Team. (2009). *Software* de lenguaje y entorno para la informática estadística (3.4.4) Recuperado de <https://www.R-project.org/>

Rivera, D., Godoy-Faúndez, A., Lillo, M., Alvez, A., Delgado, V., Gonzalo-Martín, C., Menasalvas, E., Costumero, R., & García-Pedrero, A. (2016). Legal disputes as a proxy for regional conflicts over water rights in Chile. *Journal of Hydrology*, 535, 36-45. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169416000755>

Sirap, Sistema Regional de Áreas Protegidas del Eje Cafetero. (2016). *Subsistemas Regionales de las Áreas Protegidas*. Recuperado de <http://www.sirapejecafetero.org.co/index.php/gestion-para-la-conservacion>

Smith, R., Moreira, V., & Latrille, L. (2002). Caracterización de sistemas productivos lecheros en la región de Chile mediante análisis multivariable. *Agricultura Técnica en Chile*, 62(3), 375-395. Recuperado de https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0365-28072002000300004&lng=es&nrm=iso

Vásquez, L., & Matallana, C. (2016). Identificación de los servicios ecosistémicos que proveen las diferentes áreas protegidas en la Orinoquía colombiana. *Biodiversidad en la práctica-Documentos de trabajo del Instituto von Humboldt*, 1(1), 77-127. Recuperado de <http://revistas.humboldt.org.co/index.php/BEP/article/view/48>

Velded, P., Jumaneb, A., Wapalilaa, G., & Songorwab, A. (2012). Protected areas, poverty and conflicts: A livelihood case study of Mikumi National Park, Tanzania. *Forest Policy and Economics*, 21(2), 20-31. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934112000275>

Woodhouse, P., & Muller, M. (2017). Water governance. An historical perspective on current debates. *World Development*, 92, 225-241.

Recuperado de
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X16305460>
Zamudio, C. (2012). Gobernabilidad sobre el recurso hídrico en Colombia. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 99-112. Recuperado de
<https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/36284/42930>

Mejores FDP en 19 series amplias de *PMD* anual del estado de San Luis Potosí, México

Best PDF in 19 large annual series of *MDP* from the San Luis Potosi state, Mexico

Daniel Francisco Campos-Aranda¹

¹Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

Todas las obras hidráulicas se planean y diseñan con base en las crecientes de diseño. Sin información hidrométrica, estas predicciones se estiman con métodos hidrológicos que transforman lluvias de diseño en los gastos buscados. La escasez de pluviógrafos origina que las lluvias de diseño se estimen a partir de los registros de precipitación máxima diaria (*PMD*) anual de los pluviómetros. El análisis probabilístico de las series de *PMD* anual es *idéntico* al de las crecientes; pero aún no se han definido funciones de distribución de probabilidades (FDP) adecuadas o que se deban aplicar bajo precepto, por lo cual es necesario probar varias. Primero se buscó la mejor FDP en el diagrama de cocientes *L*, que incluye seis modelos de tres parámetros de ajuste. Se realiza una *selección objetiva* al emplear la distancia absoluta ponderada en los 19 registros de *PMD* anual con más de 50 datos del estado de San Luis Potosí, México. Después se describen y aplican ocho índices de *habilidad descriptiva* (HD) a las ocho FDP que fueron contrastadas en cada uno de los 19 registros de *PMD*. Los resultados se concentran y analizan por áreas geográficas del estado: Altiplano Potosino y Zona Media. Se obtuvo que la FDP Wakeby es un modelo de

gran HD y por ello se sugiere que su aplicación se realice bajo precepto. También se definen las dos mejores opciones de FDP en cada uno de los 19 registros procesados de acuerdo con los ocho índices de HD. Por último, se realiza un contraste de predicciones con periodos de retorno de 50, 100, 500 y 1000 años, para explorar de manera somera la *habilidad predictiva* de las FDP encontradas como mejores opciones. En cada registro se aplican cuatro FDP: la obtenida según el diagrama de cocientes L, las dos mejores FDP según los ocho índices de HD y la distribución Wakeby. Se concluye que el uso del diagrama de cocientes L y la aplicación de los ocho índices de HD son adecuados y conducen a una buena aproximación, pues no se tuvo dificultad para seleccionar las predicciones adoptadas y la similitud que mostraron estas estimaciones en cada registro genera confianza en tales estimaciones.

Palabras clave: diagrama de cocientes L, error estándar de ajuste, error relativo estándar de ajuste, error absoluto medio, error absoluto máximo, criterio de información de Akaike, coeficiente de correlación de Q-Q, índices de concordancia y habilidad predictiva.

Abstract

All hydraulic works are planned and designed based on floods design. Without hydrometric information, these predictions are estimated using hydrological methods that yield the sought flows by means of design rains. Design rainfall is estimated based on pluviometer records of annual maximum daily precipitation (*MDP*) due to the shortage of pluviographs. The probabilistic analysis of the annual *MDP* series is *identical* to that of the floods; however, neither adequate probability distribution functions (PDFs) nor those that should be applied by precept have been defined so far, hence the need to try several. First, the best PDF was searched for using the L-ratio diagram, which includes six models with three fit parameters. An *objective selection* is made by using the weighted absolute distance, in the 19 annual *MDP* records with more than 50 data from the state of San Luis Potosi, Mexico. Then eight *descriptive ability* (DA) indexes are described and applied to the eight PDFs that were compared, in each of the 19 *MDP* records. The results are concentrated and analyzed for geographic areas of the state: Potosino Plateau and Middle Zone. Results show that Wakeby PDF is a model having high DA and for that reason, its application is suggested as precept. The two best PDF options are also highlighted in each of the 19 records processed, according to the eight DA indexes. Finally, a

comparison of predictions with periods of return of 50, 100, 500 and 1000 years is carried out to explore shallowly the *predictive ability* of the PDFs found as best options. In each registry four PDFs are applied, the one obtained according to the L-ratio diagram, the two best PDFs according to the eight DA indices and the Wakeby distribution. It is concluded that the use of the L-ratio diagram and the application of the eight DA indexes are adequate and lead to a good approximation, since it was not difficult to select the adopted predictions, besides the similarity of the predictions calculated in each register promotes confidence in such estimations.

Keywords: L-ratio diagram, standard error of fit, relative standard error of fit, mean absolute error, maximum absolute error, Akaike information criterion, Q-Q correlation coefficient, concordance indexes and predictive ability.

Recibido: 16/11/2017

Aceptado: 22/11/2018

Introducción

Las *crecientes de diseño* dimensionan hidrológicamente todas las obras hidráulicas en las diferentes etapas que atraviesan. En sitios de interés y sus cuencas respectivas, que no tienen información de gastos máximos anuales, las crecientes de diseño se deben estimar con base en *métodos hidrológicos* que transforman una lluvia de diseño en el hidrograma de respuesta o en el gasto pico buscado (Mujumdar & Nagesh-Kumar, 2012). Las lluvias de diseño proceden de las curvas intensidad-duración-frecuencia (IDF) que caracterizan la manera como llueve en la zona de estudio. La escasez de registros pluviográficos impide la construcción de las curvas IDF y por ello se recurre a su estimación, con base en los registros disponibles de las estaciones pluviométricas de mayor cobertura y más amplias (Teegavarapu, 2012; Johnson & Sharma, 2017).

Los registros de precipitación máxima diaria (*PMD*) anual se procesan probabilísticamente de forma *idéntica* a los de gasto máximo anual o crecientes, pasando por cuatro etapas: (1) búsqueda de registros, que incluye su depuración y la verificación de su homogeneidad; (2) elección de una *función de distribución de probabilidades* acumuladas o FDP, es decir, del modelo probabilístico que permitirá obtener las *predicciones* asociadas con bajas probabilidades de excedencia; (3) aplicación de uno o varios métodos de estimación de los parámetros de ajuste de la FDP, y (4) validación de la FDP adoptada y de sus predicciones (Rao & Hamed, 2000; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Stedinger, 2017).

El *objetivo* del estudio consistió en seleccionar las mejores FDP que se deben aplicar en el análisis probabilístico de series de *PMD* anual. Primero se expone y aplica el diagrama de cocientes *L*, a través de la distancia absoluta ponderada para adoptar objetivamente la mejor FDP de las seis que incluye; después se sigue un enfoque basado en ocho índices de habilidad descriptiva para la selección entre las ocho FDP que se contrastan; se exponen y analizan los resultados concentrados del Altiplano Potosino y de la Zona Media del estado de San Luis Potosí, México, en las cuales se procesaron 9 y 10 registros de *PMD* anual, con 50 o más datos; por último, se realiza un contraste de predicciones que tienen periodos de retorno de 50, 100, 500 y 1000 años, y se formulan conclusiones respecto a la capacidad predictiva de las FDP seleccionadas.

Datos de *PMD* procesados

Series depuradas

Con base en el archivo en Excel actualizado hasta 2015 de las estaciones climatológicas del estado de San Luis Potosí, proporcionado al autor por la Dirección Local de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), se seleccionaron todos los registros de precipitación máxima

diaria (*PMD*) anual con más de 40 valores y escasos datos faltantes, y se obtuvieron 100 series (Campos-Aranda, 2018). Después se llevó a cabo una ratificación de sus valores extremos mínimos y máximos con auxilio de la Conagua, para obtener las llamadas *series depuradas*.

Pruebas de homogeneidad aplicadas

A cada serie depurada se le aplicó el Test de Von Neumann, como prueba general, que detecta la no aleatoriedad por componentes determinísticas no especificadas y varias pruebas específicas: Anderson y Sneyers de persistencia, Kendall y Spearman de tendencia, Bartlett de inconsistencia en la dispersión y Cramer de cambios en la media. Estas pruebas se pueden consultar en WMO (1971), y Machiwal y Jha (2008). Se encontró que un total de 39 series resultaron o no aleatorias, o bien presentaron persistencia y/o tendencia.

Series por procesar

Las 39 series no homogéneas se eliminaron, así como las de amplitud menor de 50 datos; con tales restricciones se dispuso de 35 registros de *PMD* anual en el estado de San Luis Potosí. Nueve series pertenecen al Altiplano Potosino (AP), 10 a la zona media (ZM) y 16 a la Región Huasteca. En este estudio se procesaron las 19 series que se ubican en los climas áridos y semiáridos de las áreas geográficas AP y ZM, cuyas altitudes en general son superiores a los mil metros. En la Tabla 1 se exponen las estaciones procesadas, su altitud, amplitud de registro y valores mínimo y máximo. En la Tabla 2 se muestran sus estadísticos y cocientes de momentos L (ecuaciones (6) a (8)). Las primeras nueve estaciones climatológicas pertenecen al AP y las 10 restantes a la ZM. En la Figura 1 se muestra su ubicación geográfica en el estado de San Luis Potosí; México.

Tabla 1. Altitud, amplitud de registro y valores mínimos y máximos de las 19 series de precipitación máxima diaria (*PMD*) anual del estado de San Luis Potosí, México.

Núm.	Nombre de la estación:	Altitud ¹ (msnm)	Registro		<i>PMD</i>	
			Periodo	<i>n</i> ²	Mín	Máx
1	Cedral	1 702	1946-2014	66	19.0	315.8
2	Charcas	2 126	1961-2014	54	12.0	117.0
3	La Maroma	1 900	1965-2014	50	16.0	140.1
4	Los Filtros (SLP)	1 904	1949-2014	66	15.9	111.0
5	Matehuala	1 630	1961-2014	54	25.5	200.0
6	Mexquitic	1 749	1943-2014	72	12.0	107.0
7	Peñón Blanco	2 099	1950-2014	57	13.0	235.0
8	Santo Domingo	1 415	1961-2013	52	19.0	270.0
9	Vanegas	1 746	1964-2013	50	12.0	90.0
10	Armadillo de los Infante	1 636	1961-2013	52	22.0	133.0
11	Cárdenas	1 353	1946-2013	61	21.5	180.5
12	Lagunillas	908	1954-2013	53	30.0	210.0
13	Ojo de Agua	1 148	1960-2013	52	45.0	300.2
14	Ojo de Agua Seco	1 077	1961-2013	51	26.5	172.5
15	Paso de San Antonio	1 246	1958-2013	52	26.0	200.0
16	Rayón	1 258	1961-2013	51	33.5	330.0
17	Río Verde	987	1961-2013	52	27.0	126.3
18	San Francisco	1 066	1961-2013	50	12.0	135.0
19	San José Alburquerque	1 863	1961-2014	50	21.0	126.5

Tabla 2. Parámetros estadísticos y cocientes de momentos L de las 19 series de precipitación máxima diaria (*PMD*) anual del estado de San Luis Potosí, México.

Núm. est.	Parámetros estadísticos ³				Cocientes ⁴ de momentos L			
	$\bar{x}=I_1$	I_2	S	Cs	t_3	t_4	$t_3^{\ln}$	$t_4^{\ln}$
1	47.1	13.465	38.6	5.501	0.49274	0.41041	0.20245	0.20806
2	48.8	12.068	22.0	0.974	0.17331	0.18124	-0.06888	0.17927

3	46.6	10.807	21.3	2.006	0.27042	0.21953	0.05484	0.16449
4	43.0	8.448	15.7	1.315	0.13515	0.16117	-0.04764	0.13773
5	59.3	14.243	29.2	2.471	0.28588	0.23605	0.06420	0.13996
6	47.8	9.521	17.1	0.540	0.05475	0.15489	-0.14445	0.17245
7	47.8	15.395	40.2	3.669	0.51286	0.44109	0.19048	0.26367
8	57.6	16.564	37.8	3.685	0.31725	0.27714	0.02817	0.14591
9	37.6	10.013	18.4	1.028	0.22725	0.16424	-0.00150	0.14389
10	57.5	14.504	27.3	1.287	0.28601	0.18574	0.08089	0.14044
11	67.7	20.216	38.9	1.457	0.33709	0.18138	0.11049	0.12095
12	77.8	18.480	35.0	1.525	0.22455	0.15699	0.02475	0.10105
13	91.4	21.459	46.5	2.586	0.38619	0.31739	0.16556	0.20467
14	69.3	14.883	28.9	1.694	0.28166	0.21420	0.08873	0.16202
15	69.3	13.793	27.6	2.219	0.22726	0.23726	0.01936	0.18991
16	76.4	19.343	45.5	3.765	0.39215	0.34343	0.13435	0.21192
17	58.4	12.973	23.4	0.934	0.20926	0.09728	0.05010	0.06390
18	46.7	12.757	24.4	1.461	0.23966	0.24363	-0.03897	0.21540
19	50.1	11.466	21.7	1.434	0.19616	0.16114	0.00396	0.08689

Simbología:

¹metros sobre el nivel del mar.

²número de datos procesados.

³ $\bar{x}$ = media aritmética, milímetros.

I_1, I_2 = momentos L de orden 1 y 2.

S = desviación estándar, en milímetros.

C_s = coeficiente de asimetría, adimensional.

⁴ t_3 = cociente L de asimetría, adimensional.

t_4 = cociente L de curtosis, adimensional.

$t_3^{\ln}$ = t_3 de los logaritmos naturales de los datos, adimensional.

$t_4^{\ln}$ = t_4 de los logaritmos naturales de los datos, adimensional.

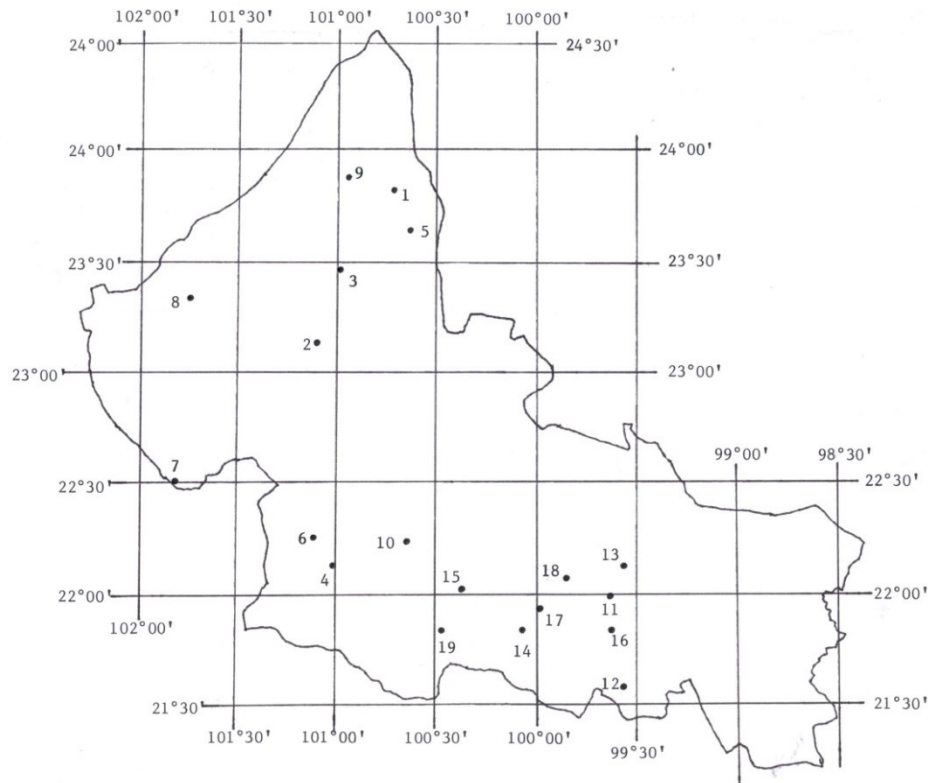


Figura 1. Localización geográfica de las 19 series de *PMD* anual procesadas del estado de San Luis Potosí, México.

Diagrama de cocientes L

Momentos L de la muestra

Los momentos L son combinaciones lineales de los momentos de probabilidad ponderada (b_r), por ello son robustos ante los valores dispersos de muestra. Su cálculo comienza por ordenar la serie disponible (x_i) de *PMD* anual de menor a mayor ($x_1 \leq x_2 \leq \dots \leq x_n$) y

entonces (Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Asquith, 2011; Stedinger, 2017):

$$b_r = \frac{1}{n} \sum_{i=r+1}^n \frac{(i-1)(i-2)\cdots(i-r)}{(n-1)(n-2)\cdots(n-r)} x_i \quad (1)$$

En la expresión anterior, el número de orden r varía de 0 a 3 y n es el número de datos de la serie de *PMD* anual. Se deduce que b_0 es igual a la media aritmética. Los momentos L de la muestra (l) y sus respectivos cocientes (t) de similitud con los coeficientes de variación, asimetría y curtosis son:

$$l_1 = b_0 \quad (2)$$

$$l_2 = 2 \cdot b_1 - b_0 \quad (3)$$

$$l_3 = 6 \cdot b_2 - 6 \cdot b_1 + b_0 \quad (4)$$

$$l_4 = 20 \cdot b_3 - 30 \cdot b_2 + 12 \cdot b_1 - b_0 \quad (5)$$

$$t_2 = l_2/l_1 \quad (6)$$

$$t_3 = l_3/l_2 \quad (7)$$

$$t_4 = l_4/l_2 \quad (8)$$

Diagrama de cocientes L

Tiene en el eje de las abscisas a t_3 y en el de las ordenadas a t_4 . Las FDP de tres parámetros de ajuste son líneas curvas con las ecuaciones de tipo polinomio siguientes (Hosking & Wallis, 1997):

Logística Generalizada (LOG):

$$t_4^{\text{LOG}} = 0.16667 + 0.83333 \cdot t_3^2 \quad (9)$$

Pareto Generalizada (PAG):

$$t_4^{\text{PAG}} = 0.20196 \cdot t_3 + 0.95924 \cdot t_3^2 - 0.20096 \cdot t_3^3 + 0.04061 \cdot t_3^4 \quad (10)$$

Log-normal (LGN):

$$t_4^{\text{LGN}} = 0.12282 + 0.77518 \cdot t_3^2 + 0.12279 \cdot t_3^4 - 0.13638 \cdot t_3^6 + 0.11368 \cdot t_3^8 \quad (11)$$

Pearson tipo III (PT3):

$$t_4^{\text{PT3}} = 0.12240 + 0.30115 \cdot t_3^2 + 0.95812 \cdot t_3^4 - 0.57488 \cdot t_3^6 + 0.19383 \cdot t_3^8 \quad (12)$$

y General de Valores Extremos (GVE):

$$t_4^{\text{GVE}} = 0.10701 + 0.11090 \cdot t_3 + 0.84838 \cdot t_3^2 - 0.06669 \cdot t_3^3 + SF \quad (13)$$

siendo: $SF = 0.00567 \cdot t_3^4 - 0.04208 \cdot t_3^5 + 0.03763 \cdot t_3^6$

Utilizando los logaritmos de los datos en las ecuaciones (1) a (8) se obtienen los cocientes L logarítmicos y entonces se puede utilizar la expresión (12) para evaluar la FDP Log-Pearson tipo III. En la Figura 2 se muestra una porción del diagrama de cocientes de momentos L, procedente de Hosking y Wallis (1997).

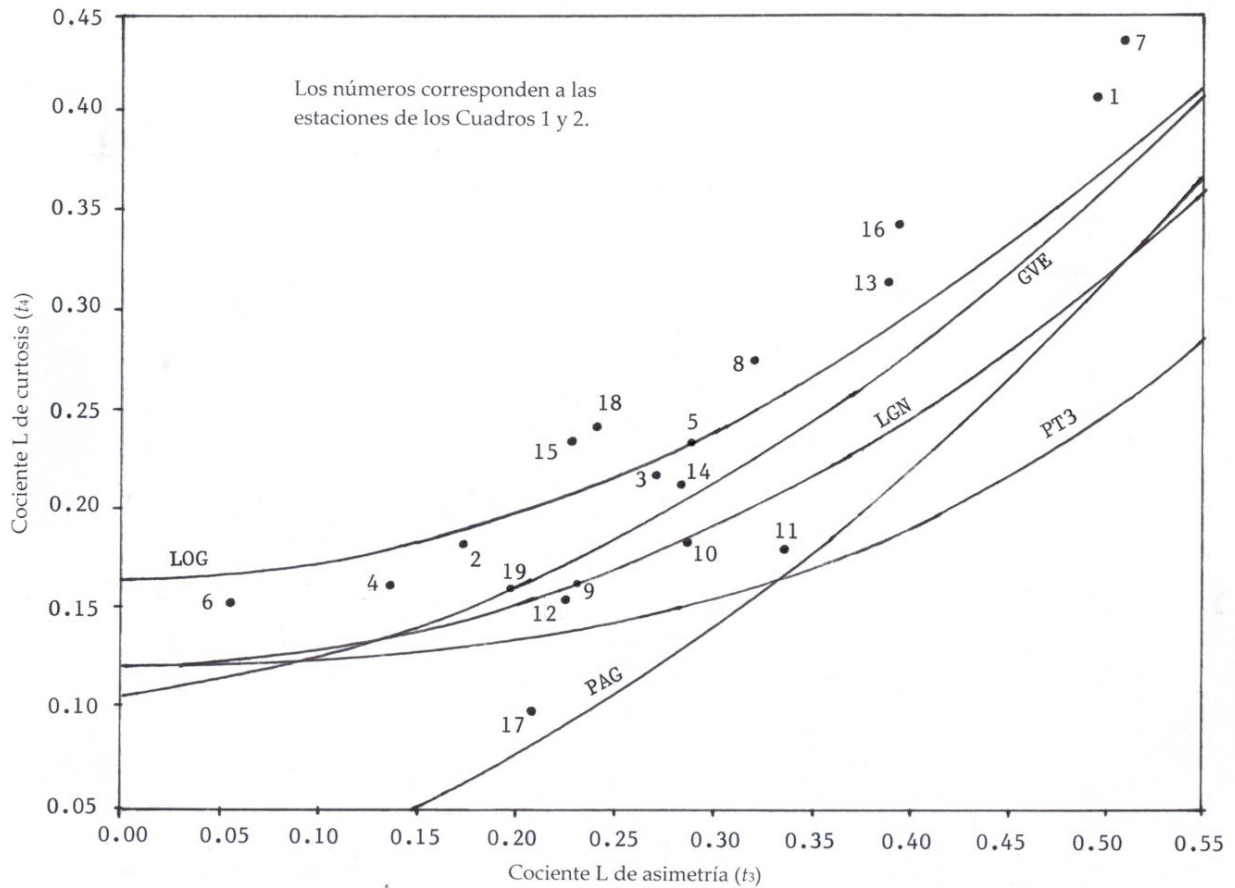


Figura 2. Diagrama de cocientes L y valores puntuales correspondientes a las 19 series de *PMD* anual procesadas del estado de San Luis Potosí, México.

Distancia absoluta ponderada

Uno de los enfoques recientes para la selección de la mejor FDP en los ámbitos local y regional consiste en llevar al diagrama de cocientes L los valores de la muestra (t_3 y t_4) y definir su cercanía a alguna de las curvas, para obtener el mejor modelo probabilístico. Lo anterior es

relativamente simple en los análisis locales, pero se complica en el enfoque regional, como han señalado Peel, Wang, Vogel y McMahon (2001), pues entonces se tiene una nube de puntos. Para evitar la subjetividad en la selección de la FDP, se ha propuesto evaluar la *Distancia Absoluta Ponderada (DAP)* con la expresión siguiente (Yue & Hashino, 2007):

$$DAP = \frac{\sum_{j=1}^{NE} n_j \cdot |t_3^{obs}(j) - t_4^{obs}(j)|}{\sum_{j=1}^{NE} n_j} \quad (14)$$

donde NE es el número de estaciones que integran la región; n_j , el número de datos de cada registro de *PMD*; $t_3^{obs}(j)$ y $t_4^{obs}(j)$, los cocientes L de asimetría y curtosis de cada serie, y $t_4[t_3^{obs}(j)]$ es el valor teórico del cociente L de curtosis calculado con cada FDP (ecuaciones (9) a (13)), para el valor observado del cociente L de asimetría. Una FDP con el menor valor de la *DAP* es la mejor para los datos, locales ($NE = 1$) o regionales.

Funciones de distribución por contrastar

Con base en el diagrama de cocientes L se pueden probar seis FDP y como se aceptó *a priori* eliminar la que no fuera seleccionada al menos una vez en los 19 registros de *PMD* anual por procesar, no se contrastó la distribución Pearson Tipo III y entonces se probarán los modelos LOG, PAG, LGN, GVE y LP3.

Las ocho FDP que fueron contrastadas incluyen a los modelos Beta Kappa y Beta Pareto propuestos por Mielke y Johnson (1974), que no son populares en México, pero que fueron comparadas en un trabajo pionero de selección óptima de distribuciones con tres parámetros de ajuste en registros de *PMD* anual, el de Wilks (1993), con buenos resultados para la Beta- κ (BEK) en series de máximos y de valores arriba de un umbral para la Beta- P (BEP); Nguyen, El Outayek, Lim, y Nguyen (2017) también las incluyen en su contraste.

Por último, se incluyó a la FDP Wakeby (WAK) que tiene cinco parámetros de ajuste, fue propuesta por Houghton (1978), y permite modelar de manera separada los extremos izquierdo y derecho de la muestra. Nguyen *et al.* (2017) encuentran que la distribución Wakeby es la de mejor habilidad descriptiva.

Para evitar más variables involucradas en la selección de las mejores FDP en modelos que tienen varios métodos de estimación de sus parámetros de ajuste, se aplicó *exclusivamente* el de momentos L, que ha probado ser consistente y exacto. Tal método en los modelos GVE, LOG y PAG no se expone, pues ha sido descrito en varios artículos del autor, como en Campos-Aranda (2015; 2016). También se puede consultar en Hosking y Wallis (1997), Rao y Hamed (2000), y Stedinger (2017). Las FDP Log-normal (LGN) y Wakeby (WAK) se ajustaron con el método de momentos L expuesto por Hosking y Wallis (1997).

Respecto a la distribución Log-Pearson tipo III (LP3) se ajustó con el método de momentos en los dominios logarítmico y real (WRC, 1977; Bobée & Ashkar, 1991; Campos-Aranda, 2002), seleccionado el de menor error estándar de ajuste (Kite, 1977). Las distribuciones Beta se ajustaron con el método iterativo de máxima verosimilitud de Mielke y Johnson (1974), adoptando como valor inicial del parámetro de escala la media del registro de *PMD* y del parámetro de forma un valor de cinco. Se llevó el máximo de iteraciones a dos mil.

Índices de habilidad descriptiva

Gráficos de diagnóstico

Los gráficos *P-P* y *Q-Q* de probabilidad empírica contra calculada y de cantidad observada contra estimada se han popularizado (Coles, 2001; Wilks, 2011), y constituyen una manera simple y efectiva de comparar los resultados de una FDP contrastada. Su desventaja radica en la

apreciación subjetiva que se hace al comparar diversas FDP con tales gráficas, ya que no se dispone de un valor numérico (Nguyen *et al.*, 2017). Campos-Aranda (2015) ha expuesto tales gráficos y visualiza más útil la gráfica de $Q-Q$ para observar predicciones sobreestimadas (por quedar arriba de la recta a 45°) o subestimadas (por estar debajo de la recta a 45°).

Pruebas estadísticas

Estos tests como la J cuadrada, el de Kolmogorov-Smirnov o el de Anderson-Darling permiten justificar que una muestra se puede aceptar si proviene de una distribución específica que se esté analizando. En las dos primeras pruebas su desventaja radica en tener poca potencia y en la segunda de sólo ser aplicable para una FDP específica (Meylan *et al.*, 2012).

Índices de bondad de ajuste

Tienen la ventaja de ser de cálculo fácil y por lo común involucran la diferencia entre los valores observados x_i y los estimados con la FDP que se contrasta $\hat{x}_i$ (Pandey & Nguyen, 1999; Zalina, Desa, Nguyen, & Kassim, 2002). Meylan *et al.* (2012) señalan dos desventajas de estos índices: (1) requieren de la aplicación de una fórmula empírica para estimar la probabilidad de cada dato; (2) no aportan un estimado de la probabilidad involucrada en el rechazo o aceptación de la FDP, y quizás ello es su ventaja al comparar varios modelos probabilísticos. En este trabajo se aplicaron ocho índices de bondad de ajuste. Nguyen *et al.* (2017) usan los cinco definidos en las ecuaciones (17) a (22), exceptuando la (19), e incluyen otro similar al AIC (ecuación (21)).

Fórmula empírica de probabilidad

Meylan *et al.* (2012) indican que todas las ecuaciones empíricas que asignan probabilidades se basan en ordenar la muestra o serie disponible en magnitudes ascendentes, haciendo posible asociar un orden i con cada dato y después hacen uso de la fórmula general siguiente, la cual asegura simetría respecto a la mediana:

$$p_{i:n} = \frac{i-c}{n+1-2c} \quad (15)$$

en la cual c es una cantidad constante y n es el tamaño del registro o serie de *PMD* anual.

Haktanir (1991), describe un hallazgo práctico de 1971 por Stipp y Young, que procesaron 37 registros anuales de crecientes de exactamente 20 datos cada uno, todos en EUA. Estimaron la probabilidad de cada evento máximo y mínimo de cada serie con base en la distribución Log-Pearson tipo III y después igualaron tales valores con el obtenido de la ecuación (15), encontrando que c tenía una magnitud aproximada de 0.40, por lo cual:

$$p_{i:n} = \frac{i-0.40}{n+0.20} \quad (16)$$

Haktanir (1991) también indica que años después Cunnane llega a la misma ecuación (16) de manera teórica e independiente, estableciendo que tal fórmula no es específica de una FDP, y que sus resultados son insesgados y tienen error cuadrado mínimo. Cunnane (1978) además encuentra, con argumentos estadísticos, que la popular fórmula de Weibull (Benson, 1962) sólo es aplicable para una distribución uniforme, por lo cual no es conveniente emplearla en series de valores hidrológicos extremos (crecientes, sequías, *PMD*, etc.).

Error estándar de ajuste (EEA)

Es el índice más común (Chai & Draxler, 2014). Se estableció a mediados de la década de 1970 (Kite, 1977), y se ha aplicado en México haciendo uso de la fórmula empírica de Weibull (Benson, 1962). Ahora se aplicará utilizando la fórmula de Cunnane (ecuación (16)), que de acuerdo con Stedinger (2017) conduce a probabilidades de no excedencia ($p_{i:n}$) aproximadamente insesgadas para muchas FDP, por ello fue adoptada por Nguyen *et al.* (2017). La expresión del *EEA* es:

$$EEA = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \hat{x}_i)^2}{(n - np)} \right]^{1/2} \quad (17)$$

en la cual x_i son los datos observados ordenados de menor a mayor; $\hat{x}_i$, los estimados para la probabilidad estimada con la ecuación (16) y la FDP que se contrasta; np , el número de parámetros de ajuste de la FDP, con cinco para la Wakeby y tres para el resto de las contrastadas; el numerador de esta ecuación es la suma de errores al cuadrado (*SEC*); el *EEA* tiene las unidades de la variable x_i .

Error relativo estándar de ajuste (EREA)

En el *EEA* todas las diferencias o residuos se elevan al cuadrado y ello implica dar mayor peso a los valores altos de la muestra; para reducir este impacto, se aplica el *EREA*, que es adimensional, su ecuación es (Pandey & Nguyen, 1999; Nguyen *et al.*, 2017):

$$EREA = \left[\frac{1}{(n - np)} \sum_{i=1}^n \left(\frac{x_i - \hat{x}_i}{x_i} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (18)$$

Error absoluto medio (*EAM*)

Sus ventajas radican en tener las unidades de la variable, al igual que el *EEA*, y evitar que el impacto de los valores dispersos sea elevado al cuadrado, y por ello $EEA \geq EAM$ (Willmott & Matsuura, 2005). Su expresión es (Pandey & Nguyen, 1999; Nguyen *et al.*, 2017):

$$EAM = \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - \hat{x}_i|}{(n - np)} \quad (19)$$

Error absoluto máximo (*EAMx*)

Este índice muestra al más grande de los errores o residuales absolutos, por ello Nguyen *et al.* (2017) han señalado que está relacionado con el estadístico de la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Su ecuación es:

$$EAMx = \max(|x_i - \hat{x}_i|) \quad (20)$$

Criterio de información de Akaike (*AIC*)

Este índice emplea en su concepción original el valor máximo alcanzado en la función de verosimilitud durante el ajuste, con tal método, de la FDP que se contrasta. Para poder aplicar el índice, Nguyen *et al.* (2017)

emplean la suma de errores al cuadrado (SEC) como indicador de la calidad del ajuste y entonces su ecuación es:

$$AIC = 2 \cdot np + n \cdot \ln(SEC) + \frac{2(np+1) \cdot (np+2)}{(n-np-2)} \quad (21)$$

En estos primeros cinco índices, el valor menor de ellos indica el mejor ajuste de la FDP y su magnitud máxima el peor ajuste de la FDP contrastada. En los tres índices siguientes ocurre lo contrario, de manera que un valor máximo indica un buen ajuste de la FDP y viceversa.

Coeficiente de correlación de Q-Q (COC)

Este índice ha sido utilizado como el criterio principal de selección por Zalina *et al.* (2002) e indica la dependencia lineal que existe en el gráfico de Q-Q, por lo cual varía de 0 a 1. Los valores del COC cercanos a la unidad indican un buen ajuste de la FDP que se contrasta; su ecuación es:

$$COC = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}) \cdot (\hat{x}_i - \hat{x}_i^m)}{[\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (\hat{x}_i - \hat{x}_i^m)^2]^{\frac{1}{2}}} \quad (22)$$

en donde $\bar{x}$ y $\hat{x}_i^m$ son los valores medios de los datos y de los valores estimados.

Índices de concordancia (d_1, d_2)

De acuerdo con Legates y McCabe (1999), Willmott señaló desde inicios de los años de 1980 que el índice *COC* está limitado y es insensible a las diferencias y varianzas entre x_i y $\hat{x}_i$ por usar valores estandarizados con sus medias, y por ello propone el *índice de concordancia* (d_2) adimensional, con la expresión:

$$d_2 = 1.0 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \hat{x}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|x_i - \bar{x}| + |\hat{x}_i - \bar{x}|)^2} \quad (23)$$

El numerador es la *SEC* y el denominador se llama el *error potencial*, por ser el valor máximo que la diferencia entre x_i y $\hat{x}_i$ puede alcanzar en cada dato. Legates y McCabe (1999) señalan que el índice de concordancia (d_2) también resulta sensitivo a los valores dispersos por usar las diferencias entre x_i y $\hat{x}_i$ al cuadrado, y por ello proponen el *índice de concordancia modificado* (d_1), en el cual el numerador y denominar no se tienen al cuadrado sino con valor absoluto, esto es:

$$d_1 = 1.0 - \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - \hat{x}_i|}{\sum_{i=1}^n (|x_i - \bar{x}| + |\hat{x}_i - \bar{x}|)} \quad (24)$$

Tanto d_2 como d_1 varían de 0 a 1, con una interpretación igual al *COC*, por lo general $d_2 \geq d_1$.

Revisión de la habilidad predictiva

Enfoques disponibles

La *habilidad predictiva* de las FDP está relacionada con las *predicciones* realizadas a periodos de retorno (Tr) superiores al tamaño del registro (n), o bien a la comparación con los valores extremos observados en el

registro. Existen tres enfoques para probar o verificar tal habilidad predictiva, el primero es el más simple y consiste en el contraste numérico de las predicciones obtenidas con cada FDP para diversos Tr adoptados.

El segundo enfoque de verificación de la habilidad predictiva fue ejemplificado por Haktanir (1992). Utiliza muestras aleatorias generadas con modelos básicos (LP3, GVE y WAK), que emplean los parámetros de ajuste obtenidos en los registros adoptados como representativos de las regiones geográficas estudiadas. Las mejores FDP se adoptan con base en el menor *EREA*.

A partir de la década de 1990 (Wilks, 1993; Zalina *et al.*, 2002; Nguyen *et al.*, 2017) se ha propuesto un tercer enfoque de contraste, basado en muestras aleatorias generadas a partir del registro histórico mediante muestreo con remplazo (técnica *bootstrap*), el cual contrasta predicciones dentro del registro obtenidas con las FDP probadas con los valores extremos de tal muestra. Las mejores FDP son las que muestran menor dispersión.

Enfoque adoptado

Corresponde al primero y más simple, pues se cuenta con las mejores FDP de cada registro de *PMD* anual, según el diagrama de cocientes *L* y de acuerdo con los ocho índices de habilidad descriptiva aplicados. Consiste en adoptar una de las FDP contrastadas y sus predicciones, siguiendo una regla establecida *a priori*, por ejemplo, adoptar los valores más críticos o mayores en la mayoría de los Tr contrastados, siempre y cuando tales predicciones sean similares, lo cual implica exactitud y genera confianza en las magnitudes adoptadas bajo tal esquema subjetivo.

Resultados según diagrama de cocientes *L*

La evaluación de la *distancia absoluta ponderada* (ecuación (14)) en cada una de las seis FDP del diagrama de cocientes de momentos L (ecuaciones (9) a (13)), haciendo uso de los valores de la Tabla 2, aportó los tres valores mínimos que se tienen en la Tabla 3, definiendo así la mejor FDP y las dos subsecuentes en el nivel *local* de cada serie de *PMD* anual. En la Figura 2 se han indicado los valores de t_3 y t_4 de cada registro, tomados de la Tabla 2. La mayoría de tales puntos definen su proximidad a una FDP, excepto las estaciones: Los Filtros (núm. 4), Santo Domingo (núm. 8) y Cárdenas (núm. 11), con cercanía al modelo LP3 debido a sus valores de t_3^{ln} y t_4^{ln} .

Tabla 3. Tres valores mínimos de las DAP y sus FDP respectivas del diagrama de cocientes de momentos L en las 19 series de *PMD* anual procesadas del estado de San Luis Potosí, México.

Núm.	Estación	DAP / FDP		
		1ª opción	2ª opción	3ª opción
1	Cedral	0.0414	0.0511	0.0717
		LOG	GVE	LP3
2	Charcas	0.0105	0.0299	0.0350
		LOG	GVE	LGN
3	La Maroma	0.0081	0.0218	0.0394
		LOG	GVE	LGN
4	Los Filtros (SLP)	0.0146	0.0207	0.0238
		LP3	LOG	GVE
5	Matehuala	0.0013	0.0163	0.0296
		LOG	LP3	GVE
6	Mexquitic	0.0143	0.0297	0.0316
		LOG	LGN	PT3
7	Peñón Blanco	0.0552	0.0635	0.1078
		LOG	GVE	LGN
8	Santo Domingo	0.0233	0.0266	0.0517
		LP3	LOG	GVE

9	Vanegas	0.0011	0.0110	0.0215
		LGN	GVE	LP3
10	Armadillo de los Infante	0.0012	0.0160	0.0208
		LGN	LP3	GVE
11	Cárdenas	0.0053	0.0115	0.0132
		LP3	PAG	PT3
12	Lagunillas	0.0052	0.0169	0.0170
		LGN	GVE	PT3
13	Ojo de Agua	0.0264	0.0450	0.0733
		LOG	GVE	LP3
14	Ojo de Agua Seco	0.0102	0.0186	0.0292
		GVE	LOG	LGN
15	Paso de San Antonio	0.0276	0.0620	0.0674
		LOG	GVE	LP3
16	Rayón	0.0486	0.0666	0.0838
		LOG	GVE	LP3
17	Río Verde	0.0148	0.0401	0.0593
		PAG	PT3	LP3
18	San Francisco	0.0291	0.0622	0.0759
		LOG	GVE	LGN
19	San José Alburquerque	0.0002	0.0083	0.0258
		GVE	LGN	PT3

De acuerdo con el resumen por áreas geográficas de la Tabla 4, se concluye que la primera o *mejor* opción de FDP es la logística generalizada (LOG) con 10 selecciones; le siguen la Log-normal (LGN) y la Log-Pearson tipo III (LP3) con tres selecciones, y la menos adecuada resultó ser la Pearson tipo III (PT3) con ninguna selección.

Tabla 4. Conteo de la mejor selección de cada FDP del diagrama de cocientes L, en las 19 series de *PMD* anual del estado de San Luis Potosí, México.

FDP	Altiplano Potosino	Zona Media	Sumas
-----	-----------------------	---------------	-------

Logística generalizada (LOG)	6	4	10
Log-normal (LGN)	1	2	3
Log-Pearson tipo III (LP3)	2	1	3
General de valores extremos (GVE)	0	2	2
Pareto generalizada (PAG)	0	1	1
Pearson tipo III (PT3)	0	0	0
Sumas	9	10	19

Resultados según habilidad descriptiva

Observaciones generales

Respecto a la distribución Log-Pearson tipo III (LP3), se obtuvo un menor error estándar de ajuste en el dominio real en las estaciones Charcas, Los Filtros, Mexquitic y Santo Domingo del Altiplano Potosino, y en las estaciones Paso de San Antonio y San Francisco de la Zona Media. En las 13 estaciones restantes, el mejor ajuste se obtuvo en el dominio logarítmico.

En relación con la distribución Wakeby (WAK), en un total de nueve registros se obtuvo que el parámetro de ubicación (ξ) resultó ligeramente superior al valor mínimo de la serie, lo cual estrictamente es incorrecto. En estos nueve registros se ajustó la distribución Wakeby con $\xi = 0$, según procedimiento de Hosking y Wallis (1997), y se contrastaron sus resultados (índices de habilidad descriptiva y predicciones) contra los ajustes previos. Exclusivamente en la estación San José Alburquerque se encontró más adecuada según los índices *EAMx* y *COC*, así como predicciones menos dispersas, es decir, mejoró su habilidad predictiva.

Resultados en el Altiplano Potosino

Concentrado de índices numéricos

En la Tabla 5 se han concentrado los tres valores característicos (mínimo, medio y máximo) de cada índice de *habilidad descriptiva* (HD) obtenidos con cada una de las ocho FDP contrastadas, en las nueve estaciones pluviométricas del Altiplano Potosino del estado de San Luis Potosí, México. La Tabla 5 resume las ocho tabulaciones no expuestas de resultados de cada índice con las ocho FDP contrastadas en los nueve registros de *PMD* anual del Altiplano Potosino. Exclusivamente para los valores medios se indican con paréntesis circular el mejor valor de índice respectivo, indicando tal magnitud la mejor FDP regional. También se marcan con paréntesis rectangular los peores índices regionales.

Tabla 5. Valores característicos de los ocho índices de habilidad descriptiva (HD) en las nueve series de *PMD* anual procesadas del Altiplano Potosino del estado de San Luis Potosí, México.

Índice de HD	FDP contrastadas							
	BEK	BEP	LGN	GVE	LOG	PAG	LP3	WAK
EEA mín	2.46	1.85	2.10	2.32	1.67	2.74	2.25	1.45
EEA med	8.13	7.19	7.10	6.98	(6.37)	[8.35]	6.54	7.06
EEA máx	20.40	16.42	15.68	14.85	14.80	15.96	13.40	15.73
EREA mín	0.041	0.038	0.033	0.035	0.041	0.073	0.048	0.040
EREA med	0.066	(0.060)	0.069	0.065	0.065	[0.108]	0.078	0.065
EREA máx	0.125	0.110	0.149	0.124	0.122	0.156	0.138	0.131
EAM mín	1.473	1.227	1.268	1.364	1.182	2.334	1.650	1.397
EAM med	3.107	2.669	3.013	2.802	2.618	[3.886]	3.127	(2.555)
EAM máx	6.705	5.409	5.498	4.978	4.920	6.737	6.989	5.106
EAMx mín	9.6	7.8	7.4	5.3	6.6	2.9	7.7	5.4
EAMx med	50.5	46.9	46.1	45.3	43.4	[52.5]	(39.7)	45.3

<i>EAMx</i> máx	161.2	129.5	120.2	116.0	116.1	122.8	100.5	115.4
<i>AIC</i> mín	311.5	302.2	302.2	313.8	309.7	300.0	306.4	293.6
<i>AIC</i> med	441.9	426.1	430.5	432.0	(421.8)	[463.5]	424.9	423.1
<i>AIC</i> máx	678.2	649.5	643.4	636.2	635.8	645.7	620.7	639.2
<i>COC</i> mín	0.916	0.944	0.935	0.945	0.953	0.914	0.938	0.951
<i>COC</i> med	0.971	0.976	0.972	0.975	0.978	[0.959]	0.976	(0.980)
<i>COC</i> máx	0.997	0.995	0.996	0.996	0.995	0.989	0.995	0.997
d_2 mín	0.889	0.937	0.946	0.951	0.951	0.943	0.963	0.944
d_2 med	[0.967]	0.979	0.981	0.982	0.983	0.974	(0.985)	0.980
d_2 máx	0.997	0.997	0.998	0.997	0.997	0.995	0.997	0.998
d_1 mín	0.839	0.874	0.879	0.890	0.888	0.864	0.864	0.886
d_1 med	0.913	0.927	0.921	0.925	0.929	[0.897]	0.918	(0.933)
d_1 máx	0.956	0.957	0.953	0.951	0.957	0.923	0.952	0.965

Concentrado por estaciones pluviométricas

En la Tabla 6 se han integrado los resultados de las últimas columnas de cada tabulación no expuesta del índice analizado, es decir, se tienen las mejores FDP en cada estación de acuerdo con cada índice. Cuando dos o más FDP mostraron igual valor para el índice analizado en una cierta estación, la mejor FDP se escogió con base en el mejor valor promedio (último renglón de cada tabulación no expuesta).

Tabla 6. Mejores FDP según índices de habilidad descriptiva en las nueve series de *PMD* anual procesadas del Altiplano Potosino del estado de San Luis Potosí, México.

Estación	Índices de habilidad descriptiva								Mejores dos FDP*
	<i>EEA</i>	<i>EREA</i>	<i>EAM</i>	<i>EAMx</i>	<i>AIC</i>	<i>COC</i>	d_2	d_1	
Cedral	LP3	WAK	WAK	LP3	LP3	WAK	LP3	WAK	WAK(4), LP3(4)
Charcas	WAK	WAK	WAK	GVE	WAK	GVE	WAK	WAK	WAK(6), GVE(2)
La Maroma	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP(8)

Los Filtros	BEK	LGN	WAK	BEK	BEK	BEK	BEK	WAK	BEK(5), WAK(2)
Matehuala	BEK	WAK	WAK	BEK	BEK	BEK	BEK	WAK	BEK(5), WAK(3)
Mexquitic	WAK	LGN	WAK	WAK	WAK	BEK	LOG	WAK	WAK(5), BEK(1)
Peñón Blanco	LP3	WAK	GVE	LP3	LP3	LP3	LP3	GVE	LP3(5), GVE(2)
Santo Domingo	BEK	WAK	WAK	LP3	BEK	BEK	BEK	LOG	BEK(4), WAK(2)
Vanegas	PAG	LP3	LP3	PAG	PAG	PAG	PAG	LP3	PAG(5), LP3(3)
Regional	LOG	BEP	WAK	LP3	LOG	WAK	LP3	WAK	WAK(3), LP3(2)

*Entre paréntesis el número de veces que ocurre.

En la Tabla 6 se observa que en todas las columnas aparece la distribución Wakeby (WAK), con una ocurrencia en los índices EAM_x y COC , hasta seis en el índice EAM , y cinco en los índices $EREA$ y d_1 . El modelo probabilístico Wakeby es el mejor en 31.9% de los casos. Estos resultados orientan a definir la FDP Wakeby como un modelo que siempre se debe aplicar al procesar registros de PMD anual en climas áridos y semiáridos. En el último renglón de la Tabla 6, la segunda opción de la FDP regional pueden ser las distribuciones LOG y LP3 con dos ocurrencias cada una; se escoge la segunda por ser mejor en relación con dos índices no correlacionados (EAM_x y d_2).

Suprimiendo la distribución Wakeby de la Tabla 6, se busca la siguiente mejor y entonces se forma la Tabla 7, cuya columna final indica las dos mejores FDP y su número de ocurrencias en cada registro procesado. Como resumen de resultados de la Tabla 7 para el Altiplano Potosino, se puede indicar que las FDP Beta son la mejor opción en cuatro estaciones, después siguen los modelos LP3 y LOG en dos estaciones cada uno y, por último, la distribución Pareto generalizada es la mejor opción de una estación.

Tabla 7. Mejores FDP (excluyendo la Wakeby), según índices de habilidad descriptiva en las nueve series de PMD anual procesadas del Altiplano Potosino del estado de San Luis Potosí, México.

Estación:	Índices de habilidad descriptiva								Mejores dos FDP*
	EEA	$EREA$	EAM	EAM_x	AIC	COC	d_2	d_1	
Cedral	LP3	LOG	LOG	LP3	LP3	LP3	LP3	LOG	LP3(5), LOG(3)
Charcas	LGN	BEK	LOG	GVE	LGN	GVE	LP3	LOG	LOG(2), GVE(2)

La Maroma	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP	BEP(8)
Los Filtros	BEK	LGN	BEP	BEK	BEK	BEK	BEK	BEP	BEK(5), BEP(2)
Matehuala	BEK	GVE	LOG	BEK	BEK	BEK	BEK	BEP	BEK(5), LOG(1)
Mexquitic	LOG	LGN	LOG	LOG	LOG	BEK	LOG	LOG	LOG(6), BEK(1)
Peñón Bco.	LP3	BEP	GVE	LP3	LP3	LP3	LP3	GVE	LP3(5), GVE(2)
S. Domingo	BEK	LOG	BEP	LP3	BEK	BEK	BEK	LOG	BEK(4), LOG(2)
Vanegas	PAG	LP3	LP3	PAG	PAG	PAG	PAG	LP3	PAG(5), LP3(3)

*Entre paréntesis el número de veces que ocurre.

En la Figura 3 se muestra el gráfico *Q-Q* de la estación Mexquitic, cuyos valores estimados de *PMD* anual se obtuvieron con la FDP Wakeby. Este ajuste corresponde a un *EEA* de 1.45 milímetros, que fue el mínimo encontrado en las estaciones del Altiplano Potosino (Tabla 5).

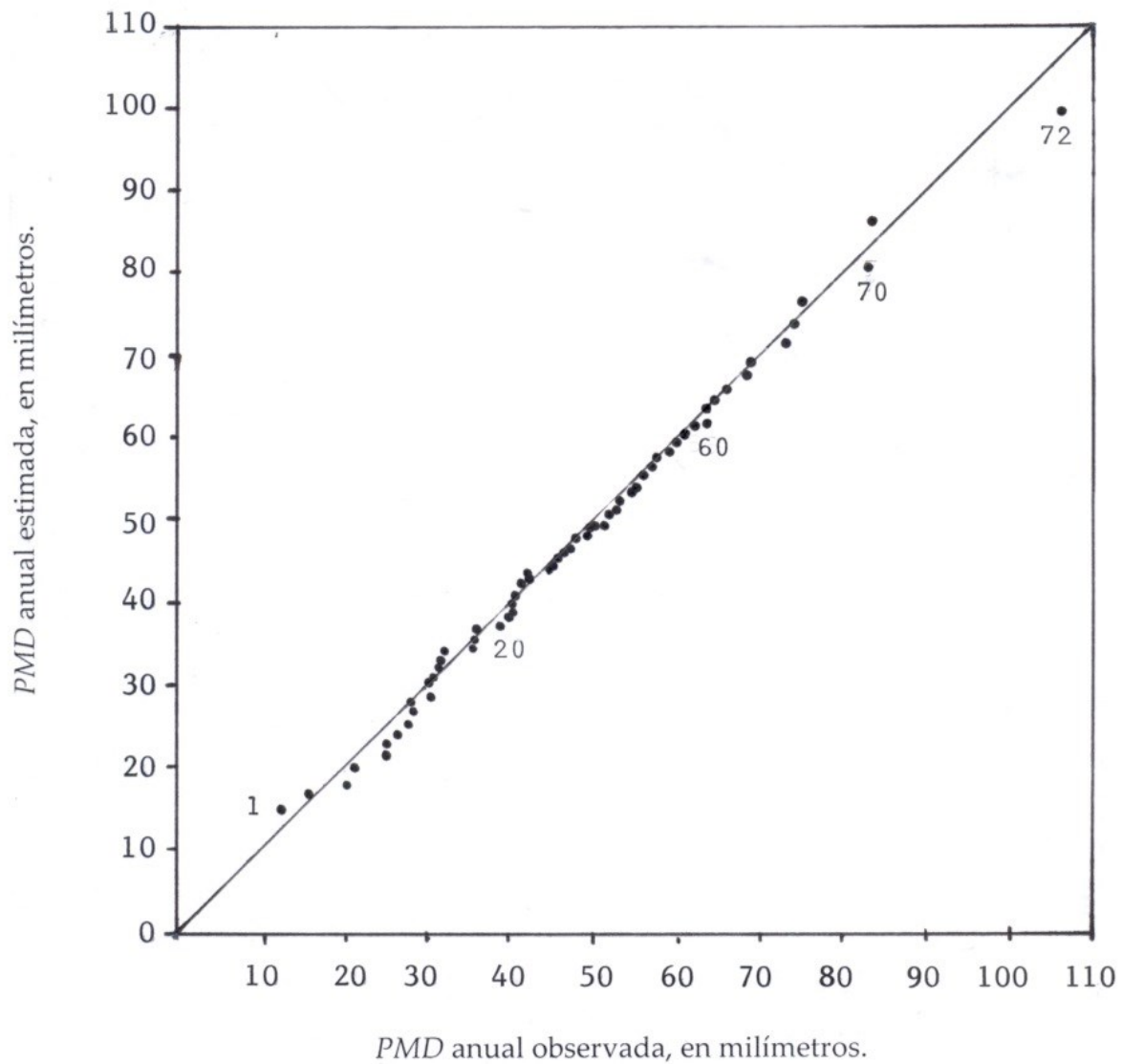


Figura 3. Gráfico Q-Q de la estación Mexquitic obtenido con la FDP Wakeby.

Resultados en la Zona Media

Concentrado de índices numéricos

En la Tabla 8 se han integrado los tres valores característicos (mínimo, medio y máximo) de cada índice de habilidad descriptiva (HD) obtenidos con cada una de las ocho FDP contrastadas en las 10 estaciones pluviométricas de la Zona Media del estado de San Luis Potosí, México. La Tabla 8 es similar a la Tabla 5.

Tabla 8. Valores característicos de los ocho índices de habilidad descriptiva (HD) en las 10 series de *PMD* anual procesadas de la Zona Media del estado de San Luis Potosí, México.

Índice de HD	FDP contrastadas							
	BEK	BEP	LGN	GVE	LOG	PAG	LP3	WAK
EEA mín	3.52	3.48	3.03	3.26	3.45	2.30	3.38	2.27
EEA med	[8.31]	8.19	6.46	6.41	6.57	7.24	(6.15)	7.47
EEA máx	15.52	20.78	14.40	13.34	13.00	15.64	12.37	22.68
EREA mín	0.043	0.043	0.045	0.048	0.044	0.034	0.045	0.0302
EREA med	0.068	0.070	(0.065)	0.063	0.065	0.086	0.063	[0.108]
EREA máx	0.093	0.125	0.098	0.091	0.091	0.161	0.092	0.571
EAM mín	2.361	2.382	2.112	2.312	2.424	1.768	2.225	1.653
EAM med	3.784	3.676	3.615	(3.483)	3.575	4.289	3.579	[5.064]
EAM máx	5.247	6.292	5.437	4.864	5.638	6.611	4.870	28.199
EAMx mín	8.8	8.4	8.7	7.7	8.3	6.1	10.6	5.8
EAMx med	[47.6]	46.5	32.1	31.8	32.6	35.4	29.3	(26.5)
EAMx máx	105.5	150.5	94.0	88.5	87.0	100.8	78.9	79.4
AIC mín	325.1	324.0	324.4	326.0	323.2	295.8	335.2	297.1
AIC med	[423.6]	417.4	396.9	396.9	400.3	406.8	(394.3)	401.9
AIC máx	579.3	624.6	511.6	529.3	543.8	484.8	518.0	514.4
COC mín	0.950	0.921	0.959	0.968	0.964	0.943	0.970	0.971
COC med	0.975	[0.974]	0.982	0.982	0.982	0.974	0.983	(0.987)
COC máx	0.991	0.991	0.992	0.991	0.991	0.995	0.991	0.992
d_2 mín	0.964	0.944	0.971	0.975	0.976	0.965	0.979	0.800
d_2 med	0.982	0.982	0.989	0.989	0.989	0.985	(0.990)	[0.973]
d_2 máx	0.995	0.995	0.996	0.995	0.995	0.998	0.995	0.998

d_1 mín	0.886	0.894	0.896	0.895	0.893	0.881	0.901	0.453
d_1 med	0.920	0.922	0.924	(0.926)	0.923	0.911	0.924	[0.891]
d_1 máx	0.946	0.941	0.946	0.948	0.944	0.956	0.944	0.954

Concentrado por estaciones pluviométricas

En la Tabla 9 se indican para cada registro de *PMD* anual procesado cuál es la mejor FDP de acuerdo con cada índice de habilidad descriptiva. Se observa que la distribución Wakeby es la mejor opción en seis estaciones (Ojo de Agua a San Francisco); en total es la mejor FDP en 42.5% de los casos. Con base en los resultados de la Tabla 9 se concluye que el modelo Wakeby siempre se debe probar al analizar registros de *PMD* anual de climas cálido-subhúmedo. En el último renglón de la Tabla 9 se puede seleccionar como segunda mejor opción de FDP regional los modelos WAK y GVE; se escogió el primero debido a su mayor número de ocurrencias locales.

Tabla 9. Mejores FDP según cada índice de habilidad descriptiva en las 10 series de *PMD* anual procesadas de la Zona Media del estado de San Luis Potosí, México.

Estación	Índices de habilidad descriptiva								Mejores dos FDP*
	EEA	EREA	EAM	EAMx	AIC	COC	d_2	d_1	
Armadillo de los Infante	PAG	LGN	LGN	PAG	PAG	PAG	PAG	WAK	PAG(5), LGN(2)
Cárdenas	PAG	LGN	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG(7), LGN(1)
Lagunillas	BEP	LGN	WAK	BEP	BEP	BEP	BEP	WAK	BEP(5), WAK(2)
Ojo de Agua	LP3	WAK	WAK	LP3	BEP	BEP	LP3	WAK	WAK(3), LP3(3)
Ojo de Agua Seco	WAK	WAK	WAK	BEP	GVE	GVE	BEK	WAK	WAK(4), GVE(2)
Paso de San Antonio	WAK	BEP	BEP	WAK	WAK	WAK	WAK	LOG	WAK(5), BEP(2)

Rayón	WAK	WAK	WAK	LP3	LP3	WAK	WAK	WAK	WAK(6), LP3(2)
Río Verde	WAK	WAK	WAK	PAG	PAG	WAK	PAG	WAK	WAK(5), PAG(3)
San Francisco	WAK	BEK	WAK	WAK	WAK	WAK	WAK	WAK	WAK(7), BEK(1)
San José Alburquerque	LP3	LP3	LP3	WAK	LP3	LP3	LP3	LP3	LP3(7), WAK(1)
Regional	LP3	LGN	GVE	WAK	LP3	WAK	LP3	GVE	LP3(3), WAK(2)

*Entre paréntesis el número de veces que ocurre.

Al eliminar a la distribución Wakeby de la Tabla 9 y buscar la siguiente mejor opción de FDP, se integra la Tabla 10, cuyos resultados para los registros de *PMD* anual de la Zona Media posicionan en primer término y por orden descendente a las distribuciones Pareto generalizada en tres estaciones; Log-Pearson tipo III, Beta Pareto y Logística Generalizada en dos estaciones. La FDP general de valores extremos es mejor opción en una estación.

Tabla 10. Mejores FDP (excluyendo la Wakeby), según cada índice de habilidad descriptiva en las 10 series de *PMD* anual procesadas de la Zona Media del estado de San Luis Potosí, México.

Estación	Índices de Habilidad Descriptiva								Mejores dos FDP*
	<i>EEA</i>	<i>EREA</i>	<i>EAM</i>	<i>EAMx</i>	<i>AIC</i>	<i>COC</i>	<i>d₂</i>	<i>d₁</i>	
Armadillo de los Infante	PAG	LGN	LGN	PAG	PAG	PAG	PAG	LGN	PAG(5), LGN(3)
Cárdenas	PAG	LGN	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG(7), LGN(1)
Lagunillas	BEP	LGN	LP3	BEP	BEP	BEP	BEP	LP3	BEP(5), LP3(2)
Ojo de Agua	LP3	LOG	BEP	LP3	BEP	BEP	LP3	BEP	BEP(4), LP3(3)
Ojo de Agua Seco	GVE	BEK	GVE	BEP	GVE	GVE	BEK	GVE	GVE(5), BEK(2)
Paso de San Antonio	LOG	BEP	BEP	LOG	BEP	LOG	LOG	LOG	LOG(5), BEP(3)

Rayón	LP3	LOG	BEP	LP3	LP3	LOG	LP3	LOG	LP3(4), LOG(3)
Río Verde	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG	PAG(8)
San Francisco	LOG	BEK	LOG	GVE	LOG	LOG	GVE	LOG	LOG(5), GVE(2)
San José Albuquerque	LP3	LP3	LP3	LP3	LP3	LP3	LP3	LP3	LP3(8)

*Entre paréntesis el número de veces que ocurre.

Resultados según habilidad predictiva

FDP aplicadas

Para cada estación climatológica o registro de *PMD* anual se escogieron cuatro FDP por contrastar. La primera corresponde a la mejor opción de la Tabla 3, es decir, es la FDP más adecuada según resultados del diagrama de cocientes *L*. Las siguientes dos FDP por aplicar fueron las obtenidas como mejores opciones de acuerdo con los ocho índices de habilidad descriptiva, las cuales se concentraron en la Tabla 7 y Tabla 10. Por último, se aplicó la FDP Wakeby debido a su gran capacidad descriptiva, que fue mostrada en la Tabla 6 y Tabla 9; por ello, se sugiere de aplicación bajo precepto. En la Tabla 11 y Tabla 12 de predicciones calculadas y adoptadas se han destacado con negritas las siguientes tres estaciones: La Maroma, Río Verde y San José Albuquerque, debido a que en ellas sólo se contrastan tres FDP, pues la Tabla 7 y Tabla 10 reportan sólo una mejor FDP en los ocho índices de habilidad descriptiva aplicados.

Cuando alguna de las dos mejores FDP de la Tabla 7 o Tabla 10 coincidía con la primera distribución aplicada, se cambió esta última por su segunda y/o tercera opción de la Tabla 3. La opción que tiene la primera FDP aplicada se indicó entre paréntesis rectangular en la Tabla 11 y Tabla 12 de *predicciones* calculadas y seleccionadas. Para las dos

mejores FDP de la Tabla 7 y Tabla 10 se indica en paréntesis circular el número de índices de habilidad descriptiva en que son las mejores. Lo mismo se indica para la distribución Wakeby, pero tal dato procede de la Tabla 6 y Tabla 9.

Tabla 11. Predicciones de cuatro periodos de retorno obtenidas con las FDP indicadas en cada una de las nueve series de *PMD* anual del Altiplano Potosino del estado de San Luis Potosí, México (se indican entre paréntesis las predicciones adoptadas).

Estación mejor FDP	P_M (P_M/P_{50})	Periodos de retorno en años			
		50	100	500	1 000
Cedral	315.8				
GVE [2]	2.21	143	192	384	520
LP3 (5)	2.10	(151)	(206)	(431)	(596)
LOG (3)	2.24	141	191	400	555
WAK (4)	2.32	136	191	443	2326
Charcas	117.0				
LGN [3]	1.10	106	119	147	202
LOG (2)	1.07	(109)	(126)	(174)	(199)
GVE (2)	1.07	109	121	150	162
WAK (6)	1.07	109	122	150	198
La Maroma	140.1				
LOG [1]	1.30	108	129	197	236
BEP (8)	1.25	(112)	(136)	(213)	(258)
WAK (0)	1.29	109	126	172	279
Los Filtros	111.0				
LP3 [1]	1.32	84	93	114	123
BEK (5)	1.32	(84)	(95)	(127)	(143)
BEP (2)	1.35	82	91	117	129
WAK (2)	1.34	83	93	119	176
Matehuala	200.0				
LP3 [2]	1.39	144	170	245	285
BEK (5)	1.29	(155)	(191)	(309)	(380)
LOG (1)	1.41	142	171	266	323

WAK (3)	1.48	135	170	316	1211
Mexquitic	107.0				
LGN [2]	1.24	86	91	104	124
LOG (6)	1.22	88	97	117	127
BEK (1)	1.32	81	89	111	122
WAK (5)	1.20	(89)	(98)	(120)	(163)
Peñón Blanco	235.0				
LOG [1]	1.51	156	216	473	667
LP3 (5)	1.39	(169)	(233)	(490)	(676)
GVE (2)	1.49	158	217	457	631
WAK (1)	1.51	156	221	510	2521
Santo Domingo	270.0				
LP3 [1]	1.61	168	201	293	340
BEK (4)	1.70	(159)	(198)	(327)	(406)
LOG (2)	1.72	157	195	322	400
WAK (2)	2.03	133	175	400	2770
Vanegas	90.0				
LGN [1]	1.00	(90)	(102)	(132)	(197)
PAG (5)	1.06	85	92	103	107
LP3 (3)	1.01	89	101	130	143
WAK (0)	1.01	89	99	118	146

Tabla 12. Predicciones de cuatro periodos de retorno obtenidas con las FDP indicadas en cada una de las 10 series de *PMD* anual de la Zona Media del estado de San Luis Potosí, México (se indican entre paréntesis las predicciones adoptadas).

Estación mejor FDP	P_M (P_M/P_{50})	Periodos de retorno en años			
		50	100	500	1 000
Armadillo de los Infante	133.0				
LP3 [2]	0.95	140	163	226	258
PAG (5)	0.99	135	150	180	191
LGN (3)	0.96	(139)	(162)	(220)	(354)
WAK (1)	0.96	138	156	196	267
Cárdenas	180.5				

LP3 [1]	0.95	(191)	(231)	(345)	(406)
PAG (7)	0.97	186	215	282	311
LGN (1)	0.95	191	228	330	586
WAK (0)	0.97	187	216	285	418
Lagunillas	210.0				
LGN [1]	1.21	173	196	251	368
BEP (5)	1.16	(181)	(214)	(317)	(375)
LP3 (2)	1.19	176	201	265	295
WAK (2)	1.22	172	200	289	579
Ojo de Agua	300.2				
LOG [1]	1.31	(229)	(290)	(510)	(656)
BEP (4)	1.29	233	293	498	625
LP3 (3)	1.27	236	292	474	583
WAK (3)	1.29	233	298	533	1623
Ojo de Agua Seco	172.5				
LOG [2]	1.11	(155)	(185)	(283)	(341)
GVE (5)	1.12	154	180	252	289
BEK (2)	1.11	155	185	274	325
WAK (4)	1.11	155	178	234	356
Paso de S. Antonio	200.0				
GVE [2]	1.41	142	161	208	230
LOG (5)	1.39	(144)	(167)	(238)	(277)
BEP (3)	1.42	141	163	228	263
WAK (5)	1.36	147	172	246	463
Rayón	330.0				
GVE [2]	1.63	203	254	427	533
LP3 (4)	1.57	210	265	447	558
LOG (3)	1.63	(202)	(257)	(461)	(596)
WAK (6)	1.63	203	267	515	1834
Río Verde	126.3				
LP3 [3]	1.00	(126)	(142)	(184)	(204)
PAG (8)	1.07	118	125	137	141
WAK (5)	1.07	118	126	140	153

San Francisco	135.0				
LGN [3]	1.18	114	131	172	260
LOG (5)	1.15	117	139	208	247
GVE (2)	1.17	115	134	181	204
WAK (7)	1.13	(119)	(141)	(198)	(342)
San J. Alburquerque	126.5				
GVE [1]	1.17	108	121	153	167
LP3 (8)	1.13	(112)	(127)	(167)	(186)
WAK (1)	1.00	127	137	156	182

Estadísticas obtenidas

En la Tabla 1 se observa que la mayoría de los registros procesados de *PMD* anual tienen una amplitud de 50 años o más, debido a lo cual se calculó el cociente entre el valor máximo del registro (P_M) y la predicción de un periodo de retorno de 50 años (P_{50}). Este cociente se indica en las columnas 2 de la Tabla 11 y Tabla 12; cuando es cercano a la unidad indica que el registro no tiene valores dispersos extremos (*outliers*) que se apartan de la tendencia natural de los datos. En cambio, cuando excede a 1.50 existe presencia de uno o más valores dispersos, caso de las cuatro estaciones: Cedral, Peñón Blanco, Santo Domingo y Rayón.

En las cuatro estaciones citadas, la distribución Wakeby, debido a la extraordinaria flexibilidad que le otorgan sus cinco parámetros de ajuste, conduce a predicciones muy elevadas en el periodo de retorno de mil años, como se observa al compararlas con las obtenidas con las otras FDP contrastadas. En ninguno de los casos citados se adoptó la FDP Wakeby, por considerarse exageradas sus predicciones, al no coincidir con las de los otros tres modelos probabilísticos contrastados en tal estación. Nguyen *et al.* (2017) también encuentran que la distribución Wakeby tiene baja habilidad predictiva, al mostrar gran variabilidad en sus predicciones.

En la Tabla 11 y Tabla 12 de predicciones calculadas y adoptadas en las estaciones del Altiplano Potosino y de la Zona Media se están tomando

en cuenta de manera implícita las habilidades descriptivas y predictivas de cada una de las FDP contrastadas; por ello, las conclusiones siguientes se consideran globales del estudio.

Se obtuvo que en 12 estaciones los valores adoptados proceden de las dos FDP que fueron mejor opción de acuerdo con los ocho índices de habilidad descriptiva. En cinco estaciones, las predicciones adoptadas fueron calculadas con las FDP mejores opciones según el diagrama de cocientes L , y sólo en dos estaciones se adoptaron las predicciones calculadas con la distribución Wakeby.

Como ya se indicó, exclusivamente en tres estaciones: La Maroma, Río Verde y San José Alburquerque se obtuvo una concordancia total en los ocho índices de habilidad descriptiva para las FDP Beta- P , Pareto generalizada y Log-Pearson tipo III, respectivamente. Dichas estaciones se han destacado con negritas tanto en la Tabla 11 como en la Tabla 12.

Por áreas geográficas, en el Altiplano Potosino de nueve registros procesados, la FDP Beta- κ fue el modelo adoptado en tres estaciones y la distribución Log-Pearson tipo III en dos estaciones. En la Zona Media de 10 registros procesados, tuvo preponderancia de adopción la FDP Logística Generalizada con cuatro estaciones y le siguió la distribución LP3 con tres estaciones.

Conclusiones

La distribución Wakeby, ajustada con el método de momentos L , es un modelo de excelente habilidad descriptiva, y por ello *se sugiere* que sea aplicado bajo precepto en los análisis probabilísticos de registros de *PMD* anual de los climas áridos y semiáridos del Altiplano Potosino (AP) y del clima cálido-subhúmedo de la Zona Media (ZM) del estado de San Luis Potosí, México.

Las distribuciones Beta- κ y Beta- P , ajustadas con el método de máxima verosimilitud, son modelos no aplicados en México *que se sugiere sean probados*, pues para cuatro registros de *PMD* anual del AP (Tabla 7) y

dos de la ZM (Tabla 10) conducen a los mejores índices de habilidad descriptiva.

En relación con las distribuciones que se aplican bajo precepto en EUA e Inglaterra, se obtuvo (Tabla 7 y Tabla 10) lo siguiente: (1) la FDP Log-Pearson tipo III resultó ser la mejor opción en dos estaciones del AP y ZM; (2) la FDP General de Valores Extremos sólo en una estación de la ZM fue mejor opción; (3) la FDP Logística Generalizada fue mejor opción en dos estaciones del AP y de la ZM; (4) en el AP destaca como segunda mejor opción la Logística Generalizada, y en la ZM los modelos Log-Normal y Log-Pearson tipo III.

Respecto a la FDP Pareto Generalizada, que por lo común se aplica junto con los modelos LOG y GVE, fue mejor opción en una estación del AP y tres de la ZM. Estos resultados ratifican la aplicación sistemática o bajo precepto de las distribuciones LP3, GVE, LOG y PAG en series de *PMD* anual de climas áridos, semiáridos y cálido-subhúmedos.

Respecto a las *predicciones calculadas* (Tabla 11 y Tabla 12) en los periodos de retorno de 50, 100, 500 y 1000 años, en general muestran valores similares y ello genera confianza en los valores adoptados. Exclusivamente se encontró dispersión en las predicciones de la FDP Wakeby en las estaciones o registros de *PMD* anual con valor extremo disperso (*outlier*), como es el caso de las estaciones: Cedral, Peñón Blanco, Santo Domingo y Rayón.

En relación con las *predicciones adoptadas* (Tabla 11 y Tabla 12), se concluye que los procedimientos de búsqueda de la mejor FDP por aplicar a los registros de *PMD* anual, basados en el diagrama de cocientes L y en los ocho índices de habilidad descriptiva, son adecuados y conducen a una buena aproximación, pues no existió dificultad para seleccionar las predicciones adoptadas.

Referencias

- Asquith, W. H. (2011). L-moments. Chapter 6. In: *Distributional analysis with L-moments statistics using the R environment for statistical computing* (pp. 87-122). Lubbock, USA: United States Geological Services.
- Benson, M. A. (1962). Plotting positions and economics of engineering planning. *Journal of Hydraulics Division*, 88(6), 57-71.

-
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). *The Gamma Family and derived distributions applied in Hydrology*. Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Campos-Aranda, D. F. (2002). Contraste de seis métodos de ajuste de la distribución Log-Pearson tipo III en 31 registros históricos de eventos máximos anuales. *Ingeniería Hidráulica en México*, 17(2), 77-97.
- Campos-Aranda, D. F. (2015). Ajuste de las distribuciones GVE, LOG y PAG con momentos L depurados (1,0). *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 153-167.
- Campos-Aranda, D. F. (2016). Ajuste de las distribuciones GVE, LOG y PAG con momentos L de orden mayor. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 17(1), 131-142.
- Campos-Aranda, D. F. (2018). Estimación estadística actualizada de la PMP en el estado de San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(6), 32-70.
- Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7, 1247-1250.
- Coles, S. (2001). Model diagnostics. Theme 2.6.7. In: *An introduction to statistical modeling of extreme values* (pp. 36-44). London, England: Springer-Verlag.
- Cunnane, C. (1978). Unbiased plotting positions. A review. *Journal of Hydrology*, 37(3-4), 205-222.
- Haktanir, T. (1991). Statistical modeling of annual maximum flows in Turkish rivers. *Hydrological Sciences Journal*, 36(4), 367-389.
- Haktanir, T. (1992). Comparison of various flood frequency distributions using annual flood peaks of rivers in Anatolia. *Journal of Hydrology*, 136(1-4), 1-31.
- Hosking, J. R. M., & Wallis, J. R. (1997). *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments*. Cambridge, England: Cambridge University Press.
- Houghton, J. C. (1978). Birth of a parent: The Wakeby distribution for modeling flood flows. *Water Resources Research*, 14(6), 1105-1109.

-
- Johnson, F., & Sharma, A. (2017). Design rainfall. Chapter 125. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology*, 2nd ed. (pp. 125.1-125.13). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Kite, G. W. (1977). Chapter 12: Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Legates, D. R., & McCabe, G. J. (1999). Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1), 233-241.
- Machiwal, D., & Jha, M. K. (2008). Comparative evaluation of statistical tests for time series analysis: Applications to hydrological time series. *Hydrological Sciences Journal*, 53(2), 353-366.
- Mujumdar, P. P., & Nagesh-Kumar, D. N. (2012). *Floods in a changing climate. Hydrologic modeling*. Cambridge, United Kingdom: International Hydrology Series (UNESCO) and Cambridge University Press.
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). *Predictive hydrology. A frequency analysis approach*. Boca Raton, USA: CRC Press.
- Mielke, P. W., & Johnson, E. S. (1974). Some generalized Beta distributions of the second kind having desirable application features in Hydrology and Meteorology. *Water Resources Research*, 10(2), 223-226.
- Nguyen, T. H., El Outayek, S., Lim, S. H., & Nguyen, T. V. T. (2017). A systematic approach to selecting the best probability models for annual maximum rainfalls - A case study using data in Ontario (Canada). *Journal of Hydrology*, 553, 49-58.
- 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.
- Peel, M. C., Wang, Q. J., Vogel, R., & McMahon, T. A. (2001). The utility of L-moment ratio diagrams for selecting a regional probability distribution. *Hydrological Sciences Journal*, 46(1), 147-155.
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Probability weighted moments and L-moments. Chapter 3 (pp. 53-72). In: *Flood frequency analysis*. Boca Raton, USA: CRC Press.

-
- Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. Chapter 76. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology*, 2nd ed. (pp. 76.1-76.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Teegavarapu, R. S. V. (2012). *Floods in a changing climate. Extreme precipitation*. Cambridge, United Kingdom: International Hydrology Series (UNESCO) and Cambridge University Press.
- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30(1), 79-82.
- Wilks, D. S. (1993). Comparison of three-parameter probability distributions for representing annual extreme and partial duration precipitation series. *Water Resources Research*, 29(10), 3543-3549.
- Wilks, D. S. (2011). *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences*. Theme 4.5: Qualitative assessments of the goodness fit, pp. 112-116. San Diego, USA: Academic Press (Elsevier). Third edition. 676 p.
- WMO, World Meteorological Organization. (1971). *Climatic change*. Annexed III (pp. 58-71) (Technical Note No. 79). Geneva, Switzerland: Secretariat of the World Meteorological Organization.
- WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow frequency*. Bulletin # 17A of the Hydrology Committee (Revised edition). Washington, DC, USA: Water Resources Council.
- Yue, S., & Hashino, M. (2007). Probability distribution of annual, seasonal and monthly precipitation in Japan. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 863-877.
- Zalina, M. D., Desa, M. N. M., Nguyen, V. T. V., & Kassim, A. H. M. (2002). Selecting a probability distribution for extreme rainfall series in Malaysia. *Water Science and Technology Journal*, 45(3), 63-68.

Ajuste con momentos L de las distribuciones no estacionarias GVE₁ y GVE₂ a series de PMD

Fitting with moments L of the non-stationary distributions GVE₁ and GVE₂ to PMD series

Daniel Francisco Campos-Aranda¹

¹ Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

Las *crecientes de diseño* permiten el dimensionamiento hidrológico de las obras hidráulicas. Cuando no existen datos hidrométricos, las crecientes de diseño se estiman con métodos hidrológicos que se basan en las *lluvias de diseño*. La escasez de estaciones pluviográficas origina que los registros más comunes empleados para estimar las lluvias de diseño sean los de *precipitación máxima diaria (PMD)* anual. Debido a los impactos del cambio climático y/o a la alteración del entorno geográfico de las estaciones pluviométricas, los registros de *PMD* están mostrando tendencias y por lo tanto son no estacionarios. El análisis probabilístico de los registros de *PMD* no estacionarios, orientado a estimar *predicciones* de baja probabilidad de excedencia que puede realizar, de manera simple y sin dificultades computacionales, con base en la extensión del método de los momentos L para aplicar la *distribución general de valores extremos* (GVE) con su parámetro de ubicación (u) variable con el tiempo (t) en años, se introduce como covariable. Cuando la tendencia en el registro de *PMD* es lineal, se aplica el modelo probabilístico GVE₁, en el cual $u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t$ y cuando es curva el modelo GVE₂ con $u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot t^2$. Entonces, la distribución GVE₁ tiene cuatro parámetros de ajuste (μ_0, μ_1, α, k) y la

GVE₂ cinco ($\mu_0, \mu_1, \mu_2, \alpha, k$). Se describen cuatro aplicaciones numéricas, y a través del análisis de sus resultados se demuestra la sencillez de la extensión del método de los momentos L y su versatilidad para estimar predicciones dentro del registro histórico y a futuro.

Palabras clave: momentos L, distribución GVE, error estándar de ajuste, regresión lineal, regresión parabólica, determinantes, regresión lineal múltiple.

Abstract

Design floods allow the hydrological sizing of hydraulic works. When hydrometric data is not available, design floods are estimated using hydrological methods that are based on *design rains*. The most common records used to estimate design rains are the annual maximum daily precipitations (*PMD*), this, due to the scarcity of rainfall recorder stations. The impacts of climate change and/or the alteration of the geographic environment of rain-gauge stations cause *PMD* records to show trends and therefore these records become non-stationary. In order to estimate predictions of low probability of exceedance a probabilistic analysis of the non-stationary *PMD* records can be performed. A simple approach without computational difficulties is based on the extension of the method of L moments applied to the general distribution of extreme values (GVE) with its location parameter (u) variable with time (t) in years, which is entered as a covariate. When the trend in the *PMD* register is linear, the probabilistic model GVE₁ is applied in which $u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t$ and when the trend is curve the model GVE₂ with $u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot t^2$ is used. Thus, the GVE₁ distribution has four fit parameters (μ_0, μ_1, α, k) and five for the GVE₂ distribution ($\mu_0, \mu_1, \mu_2, \alpha, k$). Four numerical applications are described and the analysis of their results shows the simplicity of the extension of the L moments method and its versatility to estimate predictions within the historical record and to the future.

Keywords: L moments, GVE distribution, standard error of fit, linear regression, parabolic regression, determinants, multiple linear regression.

Recibido: 31/08/2017

Aceptado: 02/02/2019

Introducción

Generalidades

Las *lluvias de diseño* son precipitaciones máximas de cierta *duración* asociadas con bajas probabilidades de excedencia con las cuales se estiman, por medio de métodos hidrológicos, las *crecientes de diseño* cuando no se dispone de registros hidrométricos. Detalles de lo anterior se pueden consultar en Teegavarapu (2012), Mujumdar y Nagesh-Kumar (2012). Las *crecientes de diseño* permiten el dimensionamiento de las obras hidráulicas durante su planeación o cuando se revisan por seguridad. La estimación más confiable de las lluvias de diseño se basa en el análisis probabilístico (AP) de los datos máximos anuales, el cual asume que el proceso aleatorio que generan las precipitaciones observadas es estacionario y, por ello, sus propiedades estadísticas no cambian con el tiempo. En el AP se ajusta una *función de distribución de probabilidad* (FDP) conocida al registro de precipitaciones y con base en ella se realizan las *predicciones* buscadas o *lluvias de diseño*. Debido a la escasez de estaciones pluviográficas y la abundancia relativa de estaciones pluviométricas, los registros de valores extremos más comúnmente procesados de lluvias son los de *precipitación máxima diaria* (PMD) anual.

Actualmente, todas las estaciones pluviométricas están sometidas a los efectos del cambio climático global, o bien su entorno geográfico sufre modificaciones físicas generadas por las actividades del hombre. Entre las más impactantes están la urbanización, deforestación, desecación de lagunas y construcción de embalses, que alteran los procesos atmosféricos locales, dando origen a series o registros de *PMD* anual no estacionarios (Strupczewski & Kaczmarek, 2001; Khaliq, Ouarda, Ondo, Gachon, & Bobée, 2006; El Adlouni, Ouarda, Zhang, Roy, & Bobée, 2007; El Adlouni & Ouarda, 2008).

Para realizar el AP de registros no estacionarios, la teoría estadística de valores extremos ha sido extendida para ajustar el modelo clásico que siguen asintóticamente las series de datos hidrológicos máximos, es decir, la FDP *General de Valores Extremos estacionaria* (GVE₀) con tres parámetros de ajuste (u , α , k); lo anterior, con base en la introducción de las llamadas *covariables*. Una de las más utilizadas es el tiempo (t) en años, a través de la cual se puede tomar en cuenta la tendencia

observada en la serie de datos, adoptando como variable el parámetro de ubicación (u_t). Cuando la tendencia es lineal ($u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t$) se ajusta el modelo GVE₁ de cuatro parámetros de ajuste (μ_0, μ_1, α, k). Si la tendencia es curva ($u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot t^2$), se aplica el modelo GVE₂ de cinco parámetros de ajuste ($\mu_0, \mu_1, \mu_2, \alpha, k$); en este modelo se pueden usar dos covariables ($u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot h$) (Khaliq *et al.*, 2006; Prosdocimi, Kjeldsen, & Miller, 2015).

Respecto a otras distribuciones no estacionarias, se tienen varias, por ejemplo la *Log-normal* (Vogel, Yaindl, & Walter, 2011; Aissaoui-Fqayeh, El Adlouni, Ouarda, & St. Hilaire, 2009) y los *modelos Logística Generalizada* (Kim, Nam, Ahn, Kim, & Heo, 2015) y *Pareto Generalizada* (Rao & Hamed, 2000), susceptibles de un tratamiento idéntico al que será expuesto para la distribución GVE. También se pueden usar otras covariables en lugar del tiempo (t), como algunos índices climáticos globales o regionales (Prosdocimi, Kjeldsen, & Svensson, 2014; López-de-la-Cruz & Francés, 2014; Álvarez-Olguín & Escalante-Sandoval, 2016; Campos-Aranda, 2018).

Objetivo

El objetivo de este trabajo consistió en exponer la teoría del ajuste de las distribuciones no estacionarias GVE₁ y GVE₂, por medio de la generalización del método de los momentos L, planteada inicialmente por El Adlouni y Ouarda (2008), y aplicada después por Gado y Nguyen (2016). Además, se exponen y procesan cuatro series de *PMD* anual, todas con tendencia, y se describen los resultados del ajuste del modelo GVE₁ o GVE₂, destacando la sencillez y utilidad de la extensión del método de los momentos L para obtener las predicciones dentro del registro histórico y a futuro.

Métodos y materiales

Distribución General de Valores Extremos

Los valores máximos anuales son eventos que ocurren en la cola derecha de la FDP, la cual define el comportamiento de la variable aleatoria hidrológica. Por lo anterior, las lluvias de diseño se pueden predecir con base en la FDP, como el valor máximo que corresponde a un cierto intervalo promedio de recurrencia o periodo de retorno (Tr), cuya probabilidad de excedencia es $p = 1/Tr$. La teoría de valores extremos estableció que los datos extremos siguen de manera asintótica a la FDP General de Valores Extremos (GVE), cuya aplicación ha sido recomendada (Stedinger, Vogel, & Foufoula-Georgiou, 1993; Hosking & Wallis, 1997; Coles, 2001; Khaliq *et al.*, 2006; Papalexiou & Koutsoyiannis, 2013; Gado & Nguyen, 2016) para modelar *datos hidrológicos* extremos (dh) con una probabilidad de no excedencia ($F(dh)$), que es:

$$F(dh) = \exp \left\{ - \left[1 - \frac{k(dh-u)}{\alpha} \right]^{1/k} \right\} \text{ cuando } k \neq 0 \quad (1)$$

En la expresión anterior, u , α y k son los parámetros de ubicación, escala y forma de la GVE₀. Cuando $k = 0$, se obtiene la distribución Gumbel-Powell, por lo cual el intervalo de la variable es $-\infty < dh < \infty$. Cuando $k > 0$, la distribución es Weibull, que es una curva con concavidad hacia abajo y límite superior, por lo cual $-\infty < dh \leq u + \alpha/k$. Finalmente, si $k < 0$, la distribución es Fréchet, que también es una curva, pero con concavidad hacia arriba y frontera inferior, por lo que $u + \alpha/k \leq dh < \infty$. Las *predicciones* buscadas (DH_{Tr}) se obtienen con la solución inversa de la ecuación (1):

$$DH_{Tr} = u + \frac{\alpha}{k} \{ 1 - [-\ln(1-p)]^k \} \text{ cuando } k \neq 0 \quad (2)$$

Momentos L de la muestra de datos

El método de los momentos L es quizás el más simple de los procedimientos confiables para estimar los parámetros de ajuste de las

FDP utilizadas en hidrología. Lo anterior debido a que los momentos L, que son combinaciones lineales (Hosking & Wallis, 1997) de los momentos de probabilidad ponderada (β_r), no son afectados de manera significativa por los valores dispersos (*outliers*) de la muestra. Los primeros tres momentos L de una muestra (l_1, l_2, l_3) y el cociente L de asimetría (t_3) se estiman a través del estimador insesgado (b_r) de los β_r , como sigue:

$$l_1 = b_0 \quad (3)$$

$$l_2 = 2 \cdot b_1 - b_0 \quad (4)$$

$$l_3 = 6 \cdot b_2 - 6 \cdot b_1 + b_0 \quad (5)$$

$$t_3 = l_3/l_2 \quad (6)$$

El estimador insesgado de los β_r es (Hosking & Wallis, 1997):

$$b_r = \frac{1}{n} \sum_{i=r+1}^n \frac{(i-1)(i-2)\cdots(i-r)}{(n-1)(n-2)\cdots(n-r)} dh_i \quad (7)$$

donde $r = 0, 1, 2, \dots$ y dh_i son los datos de la muestra o serie disponible de datos hidrológicos de tamaño n , ordenados de menor a mayor ($dh_1 \leq dh_2 \leq \dots \leq dh_n$).

Parámetros de ajuste de la distribución GVE estacionaria

Para el modelo GVE₀ con el método de los momentos L, sus tres parámetros de ajuste se calculan con las ecuaciones (Stedinger *et al.*, 1993; Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Campos-Aranda, 2018):

$$k \cong 7.8590 \cdot c + 2.9554 \cdot c^2 \quad (8)$$

siendo:

$$c = \frac{2}{3 + t_3} - 0.63093 \quad (9)$$

$$\alpha = \frac{l_2 \cdot k}{(1 - 2^{-k}) \cdot \Gamma(1 + k)} \quad (10)$$

$$u = l_1 - \frac{\alpha}{k} [1 - \Gamma(1 + k)] \quad (11)$$

Para la estimación de la función Gamma $\Gamma(\omega)$ se utilizó la fórmula de Stirling (Davis, 1972), mostrada en la ecuación (12):

$$\Gamma(\omega) \cong e^{-\omega} \cdot \omega^{\omega-1/2} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \left[1 + \frac{1}{12 \cdot \omega} + \frac{1}{288 \cdot \omega^2} - \frac{139}{51840 \cdot \omega^3} - \frac{571}{2488320 \cdot \omega^4} + \dots \right] \quad (12)$$

AP no estacionario con GVE₁ y GVE₂

Según Strupczewski y Kaczmarek (2001), el ajuste de las distribuciones no estacionarias GVE₁ y GVE₂ implica dos supuestos: (1) se acepta que la no estacionariedad de las series de *PMD* anual es causada por cambios graduales del entorno geográfico y/o por el cambio climático global, generando una alteración ligera de sus parámetros estadísticos; y (2) se acepta que la FDP es independiente del tiempo, entonces la distribución GVE, con parámetros de ajuste variables con el tiempo, es aceptable para modelar datos extremos no estacionarios. Por lo anterior, se debe considerar variable en el tiempo la media (μ_t) de la distribución GVE, cuya expresión es (Rao & Hamed, 2000):

$$\mu = u + \frac{\alpha}{k} [1 - \Gamma(1 + k)] \quad (13)$$

Ajuste de la distribución GVE₁

La inspección de la serie cronológica de PMD_i permitirá definir si se adopta una tendencia de la media (μ_t) lineal o curva. Cuando la tendencia en la media es lineal y se introduce en la ecuación (13), se puede despejar el parámetro de ubicación (u), que ahora será variable con respecto al tiempo t , que varía de 1 a n . Su expresión es (El Adlouni & Ouarda, 2008; Gado & Nguyen, 2016):

$$u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t - \frac{\alpha}{k} [1 - \Gamma(1 + k)] \quad (14)$$

Las magnitudes μ_0 y μ_1 de la recta que representa la tendencia lineal de la muestra o serie de datos PMD_i se obtienen con base en las ecuaciones del Apéndice 1. Para probar que la pendiente μ_1 es estadísticamente diferente de cero se aplican las ecuaciones del Apéndice 2. Para estimar los valores de los parámetros de escala (α) y forma (k) de la expresión anterior que corresponden a la FDP estacionaria (GVE₀), se retira la tendencia de la serie PMD_i para obtener una serie estacionaria PMD_e^μ , con base en la ecuación siguiente (Khaliq *et al.*, 2006):

$$PMD_e^\mu = PMD_i - \mu_1 \cdot t \quad (15)$$

Enseguida se aplican las ecuaciones (8) a (10) para obtener los valores buscados de α y k . Por último, se aplica la ecuación (2), empleando la expresión (14) para tomar en cuenta el parámetro de ubicación variable (u_t) con el tiempo y realizar predicciones dentro del registro histórico ($t < n$) al final de éste ($t = n$), así como varios años después ($t > n$), por ejemplo, en el futuro al término de la vida útil de la obra hidráulica analizada, con lo cual se toma en cuenta la tendencia observada en la serie de datos hidrológicos (Mudersbach & Jensen, 2010).

Ajuste de la distribución GVE₂

Cuando la tendencia de la media (μ_t) es curva y se introduce en la ecuación (13), el parámetro de ubicación variable (u_t) con respecto al tiempo es igual a (El Adlouni & Ouarda, 2008; Gado & Nguyen, 2016):

$$u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot t^2 - \frac{\alpha}{k} [1 - \Gamma(1 + k)] \quad (16)$$

Las magnitudes μ_0 , μ_1 y μ_2 de la ecuación de la curva que representa la tendencia de la muestra o serie de datos PMD_i se obtienen con base en las ecuaciones del Apéndice 3. Para estimar los valores de los parámetros de escala (α) y forma (k) de la expresión anterior que corresponden a la FDP estacionaria (GVE_0) se retira la tendencia de la serie PMD_i para obtener una serie estacionaria PMD_e^μ con base en la ecuación siguiente:

$$PMD_e^\mu = PMD_i - \mu_1 \cdot t - \mu_2 \cdot t^2 \quad (17)$$

Enseguida se aplican las ecuaciones (8) a (10), para obtener los valores buscados de α y k . Por último, se aplica la ecuación (2), empleando la expresión (16), para tomar en cuenta el parámetro de ubicación variable (u_t) con el tiempo y realizar predicciones dentro del registro histórico ($t < n$) al final de éste ($t = n$) y en un tiempo futuro, como se indicó para el modelo GVE_1 .

La distribución no estacionaria GVE_2 también se puede aplicar con dos covariables (t y h), quedando el parámetro de ubicación variable (u_t) igual a (Prosdocimi *et al.*, 2014; Prosdocimi *et al.*, 2015):

$$u_t = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot h - \frac{\alpha}{k} [1 - \Gamma(1 + k)] \quad (18)$$

Las magnitudes μ_0 , μ_1 y μ_2 de la ecuación de la regresión lineal múltiple que representa la tendencia de la muestra o serie de datos PMD_i se obtienen con base en las ecuaciones del Apéndice 4. Para estimar los valores de los parámetros de escala (α) y forma (k) de la expresión anterior que corresponden a la FDP estacionaria (GVE_0), se retira la tendencia de la serie PMD_i para obtener una serie estacionaria PMD_e^μ , con base en la ecuación siguiente:

$$PMD_e^\mu = PMD_i - \mu_1 \cdot t - \mu_2 \cdot h \quad (19)$$

Enseguida se aplican las ecuaciones (8) a (10), para obtener los valores buscados de α y k . Después se aplica la ecuación (2), empleando la expresión (18), para tomar en cuenta el parámetro de ubicación variable (u_t) con el tiempo y realizar predicciones dentro del registro histórico ($t < n$) al final de éste ($t = n$) y en un tiempo futuro ($t > n$), como se indicó para el modelo GVE₁.

Error estándar de ajuste

Desde mediados de la década de 1970 se formuló al *error estándar de ajuste* (EEA) como una medida cuantitativa que estima la habilidad descriptiva del modelo probabilístico ajustado (Meylan, Favre, & Musy, 2012), y que además permite la comparación objetiva entre las diversas FDP que se prueban o ajustan a una serie o muestra de datos, pues tiene las unidades de los datos (PMD_i). Su expresión es la siguiente (Kite, 1977):

$$EEA = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (PMD_i^o - PMD_i^e)^2}{n - npa}} \quad (20)$$

donde n es el número de datos de la serie disponible; npa , el número de parámetros de ajuste de la FDP que se prueba, con cuatro para el modelo GVE₁ y cinco para los dos modelos GVE₂; PMD_i^o , son los datos ordenados de menor a mayor, y PMD_i^e son los valores estimados con la ecuación (2) de la FDP (GVE₁ o GVE₂), para la probabilidad de no excedencia $P(X < x)$, estimada con la fórmula de Weibull (Benson, 1962):

$$P(X < x) = \frac{m}{n+1} \quad (21)$$

donde m es el número de orden del dato, con 1 para el menor y n para el mayor. El cálculo del EEA con la ecuación (20) permite la comparación de otros modelos probabilísticos no estacionarios en la serie que se procesa. Cuando los valores del EEA son similares, se puede adoptar un

modelo no estacionario de manera subjetiva, por ejemplo, el que conduce a las predicciones más desfavorables.

Planteamiento de los análisis probabilísticos

Con base en la ecuación (2) se estiman las predicciones con periodos de retorno (Tr) de 2, 10, 25, 50 y 100 años, a través del periodo de registro, aplicando variable el parámetro de ubicación (u_t). La primera predicción corresponde a la mediana, ya que su probabilidad de no excedencia ($1-p$) es de 50% y las cuatro siguientes se calculan para los valores siguientes: 0.90, 0.96, 0.98 y 0.99, respectivamente. Además, en las series procesadas se hacen predicciones a futuro, para los años 2025 y 2050. Se considera que extrapolar más de 30 años el comportamiento observado de la tendencia histórica es bastante arriesgado. También se muestran en los gráficos de datos y predicciones las estimaciones de los periodos de retorno extremos (2 y 100 años) con el modelo estacionario GVE_0 , las cuales son líneas rectas horizontales que se indican punteadas.

AP no estacionario con LOG y PAG

Las FDP Logística Generalizada (LOG) y Pareto Generalizada (PAG) son dos modelos probabilísticos utilizados por lo regular en los análisis de frecuencias de datos hidrológicos extremos y que resultan aplicables en sus versiones no estacionarias con parámetro de ubicación variable (u_t) por medio de la generalización del método de los momentos L, como se ha expuesto a partir de la ecuación (13). Esta ecuación clave del método tiene las expresiones siguientes en las distribuciones LOG y PAG (Rao & Hamed, 2000):

$$\mu = u + \frac{\alpha}{k} [1 - \Gamma(1+k) \cdot \Gamma(1-k)] \quad (22)$$

$$\mu = u + \frac{\alpha}{1+k} \quad (23)$$

Respecto a las ecuaciones (1) y (2), correspondientes a las distribuciones LOG y PAG, se pueden consultar en Hosking y Wallis (1997), y Campos-Aranda (2018).

Criterio de severidad de la tendencia lineal

Las ecuaciones del Apéndice 2 conducen a dos estadísticos asociados con la pendiente de la regresión lineal: el DS calculado y su correspondiente valor crítico DS_c . Cuando el DS supera ligeramente al DS_c , la pendiente es significativa y leve; cuando el DS supera por una unidad o más al DS_c , la pendiente es severa. Las pendientes *moderadas* ocurren en el caso intermedio.

Serie 1 con tendencia lineal descendente severa

Este registro de *PMD* anual pertenece a la estación pluviométrica Abritas, ubicada en el municipio de Ciudad del Maíz en la zona norte de la región huasteca del estado de San Luis Potosí, México. Abarca 54 años, en el periodo de 1961 a 2015, ya que tiene incompleto el año de 1998. Con excepción de la serie 2, la información de este registro y de los demás fue proporcionada por la Dirección Local San Luis Potosí de la Comisión Nacional del Agua. Sus valores se citan en la Tabla 1.

Tabla 1. Datos máximos anuales de *PMD* en milímetros, en tres estaciones del estado de San Luis Potosí, México.

Núm. dato	Abri- tas	Las Adjun- tas	Los Fil- tros	Núm. dato	Abri- tas	Las Adjun- tas	Los Fil- tros	Núm. dato	Los Fil- tros
1	150.0	57.4	15.9	28	140.0	38.0	58.0	55	40.2
2	131.5	75.0	20.6	29	90.0	182.5	42.9	56	111.
3	127.5	42.0	50.9	30	140.0	134.7	26.4	57	43.3
4	183.0	65.5	40.5	31	168.0	69.4	65.5	58	76.9

5	87.0	72.2	63.6	32	194.0	118.2	22.0	59	42.8
6	215.5	63.2	41.9	33	80.0	111.4	51.2	60	46.1
7	203.5	131.5	60.0	34	85.0	92.3	66.5	61	42.5
8	110.0	70.9	35.9	35	138.0	86.0	26.0	62	45.3
9	187.5	100.3	48.6	36	138.0	108.7	31.5	63	44.5
10	254.0	141.5	63.0	37	84.0	67.5	46.5	64	26.0
11	102.0	58.1	35.5	38	56.0	72.0	44.0	65	59.1
12	130.0	74.7	40.0	39	85.0	76.8	41.0	66	44.1
13	164.0	87.0	63.2	40	33.0	58.0	55.0	67	63.0
14	280.0	134.0	39.4	41	23.1	83.0	21.5	68	51.6
15	147.0	78.4	27.2	42	35.0	58.9	29.8	-	-
16	170.0	237.5	59.0	43	70.4	116.8	41.5	-	-
17	193.0	80.0	32.0	44	57.0	141.0	24.9	-	-
18	85.0	59.2	30.0	45	71.0	119.3	59.0	-	-
19	116.5	93.0	40.2	46	120.0	86.3	33.5	-	-
20	87.0	72.2	31.5	47	223.2	146.1	46.5	-	-
21	150.0	85.0	31.5	48	90.9	115.5	51.0	-	-
22	97.0	68.0	52.0	49	133.0	132.7	40.0	-	-
23	120.0	86.4	52.3	50	100.0	303.8	35.5	-	-
24	64.0	66.7	31.3	51	102.0	75.3	45.5	-	-
25	90.0	80.5	35.0	52	98.0	70.0	25.9	-	-
26	175.0	100.0	28.5	53	98.0	151.5	20.7	-	-
27	100.0	133.5	57.2	54	95.0	125.1	37.5	-	-

Serie 2 con tendencia lineal ascendente leve

Campos-Aranda (2016) expuso el registro de *PMD* anual de la estación pluviométrica Zacatecas de la capital del estado del mismo nombre en México, con 58 datos en el lapso de 1953 al 2010, el cual mostró tendencia lineal ascendente logarítmica; debido a ello fue procesado en tal referencia, con base en la FDP Log-normal no estacionaria de dos parámetros de ajuste sugerida por Vogel *et al.* (2011).

Serie 3 con tendencia lineal ascendente moderada

Este registro de *PMD* anual pertenece a la estación pluviométrica Las Adjuntas, ubicada donde se unen los ríos Tampaón y Moctezuma para formar el río Pánuco, en la zona oriente de la región huasteca del estado de San Luis Potosí, México. Comprende 54 años del intervalo de 1961 a 2015, debido a que falta el año de 1986; sus valores se exponen en la Tabla 1.

Serie 4 con tendencia curva convexa

Este registro de *PMD* anual pertenece a la estación pluviométrica Los Filtros, ubicada dentro de la ciudad de San Luis Potosí, capital del estado del mismo nombre en México. Abarca 68 años del intervalo de 1949 a 2016. Sus valores se tienen en la Tabla 1.

Descripción de los resultados

Predicciones en la estación Abritas, S.L.P.

Primero se aplicaron las ecuaciones del Apéndice 1, y se obtuvo $\mu_0 = 167.6315$, $\mu_1 = -1.6057$ y $r_{xy} = -0.4619$. Después se probó la tendencia lineal con las ecuaciones del Apéndice 2 y se obtuvo un $DS = -3.7558$ y un $DS_c = 2.0066$, por lo cual resultó altamente significativa.

La serie estacionaria (PMD_e^μ , ecuación (15)) acepta un modelo GVE_0 con parámetros de escala y forma de $\alpha = 41.4364$ y $k = 0.0691$; en cambio, la ecuación (2), utilizando el parámetro de ubicación variable (ecuación 14), conduce a un error estándar de ajuste (*EEA*) de 34.8 mm.

En la Tabla 2 se expone una parte de las predicciones dentro de registro histórico y una extrapolación a una década (año 2025), pues a futuro son menores debido a la pendiente descendente. Las predicciones con el modelo estacionario GVE_0 de periodos de retorno 2 y 100 años son: 114.9 y 290.8 mm, con un $EEA = 6.0$ mm.

En la Figura 1 se expone la serie cronológica de los datos y las rectas de las predicciones, las cuales se dibujan, con base en las predicciones de la Tabla 2, dentro del registro histórico con los valores de la covariable t , que varían de 1 a n .

Tabla 2. Predicciones en milímetros en el periodo histórico y a futuro en la estación Abritas, San Luis Potosí, México, con base en la distribución no estacionaria GVE_1 .

t	Año	Periodos de retorno (años)				
		2	10	25	50	100
1	1961	159.6	230.9	263.5	286.3	307.8
10	1970	145.1	216.5	249.0	271.8	293.4
20	1980	129.0	200.4	233.0	255.8	277.3
30	1990	113.0	184.3	216.9	239.7	261.3
40	2001	96.9	168.3	200.8	223.6	245.2
50	2011	80.9	152.2	184.8	207.6	229.2
54	2015	74.5	145.8	178.4	201.2	222.7
64	2025	58.4	129.8	162.3	185.1	206.7

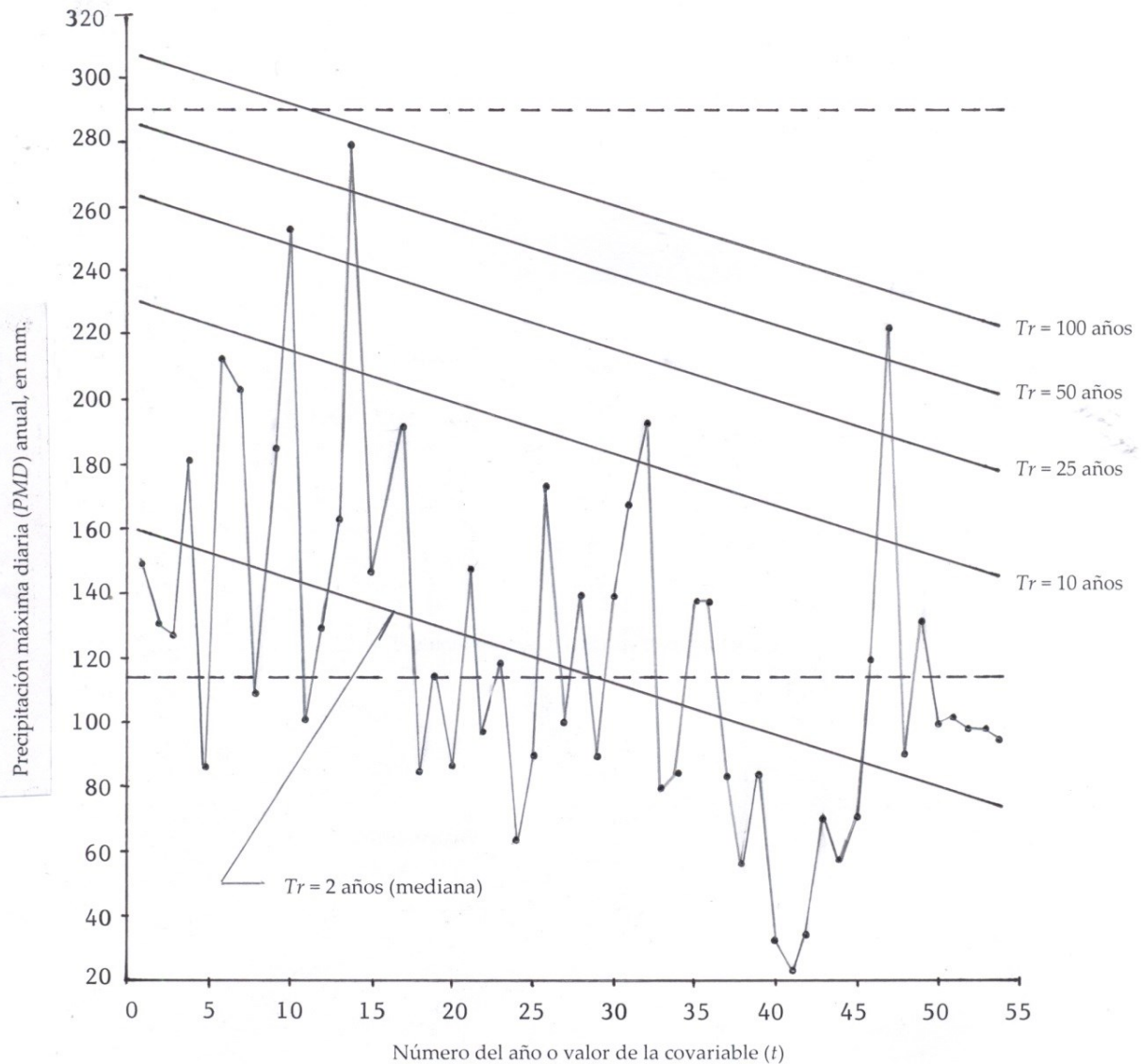


Figura 1. Serie cronológica de *PMD* anual y rectas de predicciones estimadas con la distribución GVE_1 en la estación Abritas, San Luis Potosí, México.

Predicciones en la estación Zacatecas, Zac.

Al aplicar las ecuaciones del Apéndice 1 se obtuvo $\mu_0 = 40.1247$, $\mu_1 = 0.2246$ y $r_{xy} = 0.2638$. Enseguida se probó la tendencia lineal con las

ecuaciones del Apéndice 2; se obtuvo un $DS = 2.0463$ y un $DS_c = 2.0032$, por lo cual resultó escasamente significativa.

La serie estacionaria (PMD_e^μ , ecuación (15)) acepta un modelo GVE_0 con parámetros de escala y forma de $\alpha = 11.8358$ y $k = 0.0709$; en cambio, la ecuación (2), utilizando el parámetro de ubicación variable (ecuación (14)), conduce a un error estándar de ajuste de 3.0 mm.

En la Tabla 3 se expone una parte de las predicciones dentro de registro histórico y a futuro de los años 2025, 2050 y 2100. Como este registro de 58 datos concluye en 2010, entonces el valor del tiempo t en 2025 es 73, en 2050 es 98 y en 2100 es 148. Las predicciones con el modelo estacionario GVE_0 de periodos de retorno 2 y 100 años son 45.2 y 86.7 mm, respectivamente, con un $EEA = 1.5$ mm. En la Figura 2 se expone la serie cronológica de los datos y las rectas de las predicciones trazadas según resultados de la Tabla 3.

Tabla 3. Predicciones (mm) en el periodo histórico y a futuro en la estación Zacatecas, Zacatecas, México, con base en la distribución no estacionaria GVE_1 .

t	Año	Periodos de retorno (años)				
		2	10	25	50	100
1	1953	38.5	58.9	68.1	74.6	80.7
10	1962	40.5	60.9	70.1	76.6	82.7
20	1972	42.8	63.1	72.4	78.9	85.0
30	1982	45.0	65.4	74.6	81.1	87.2
40	1992	47.3	67.6	76.9	83.3	89.5
50	2002	49.5	69.9	79.1	85.6	91.7
58	2010	51.3	71.7	80.9	87.4	93.5
73	2025	54.7	75.0	84.3	90.8	96.9
98	2050	60.3	80.6	89.9	96.4	102.5
148	2100	71.5	91.9	101.1	107.6	113.7

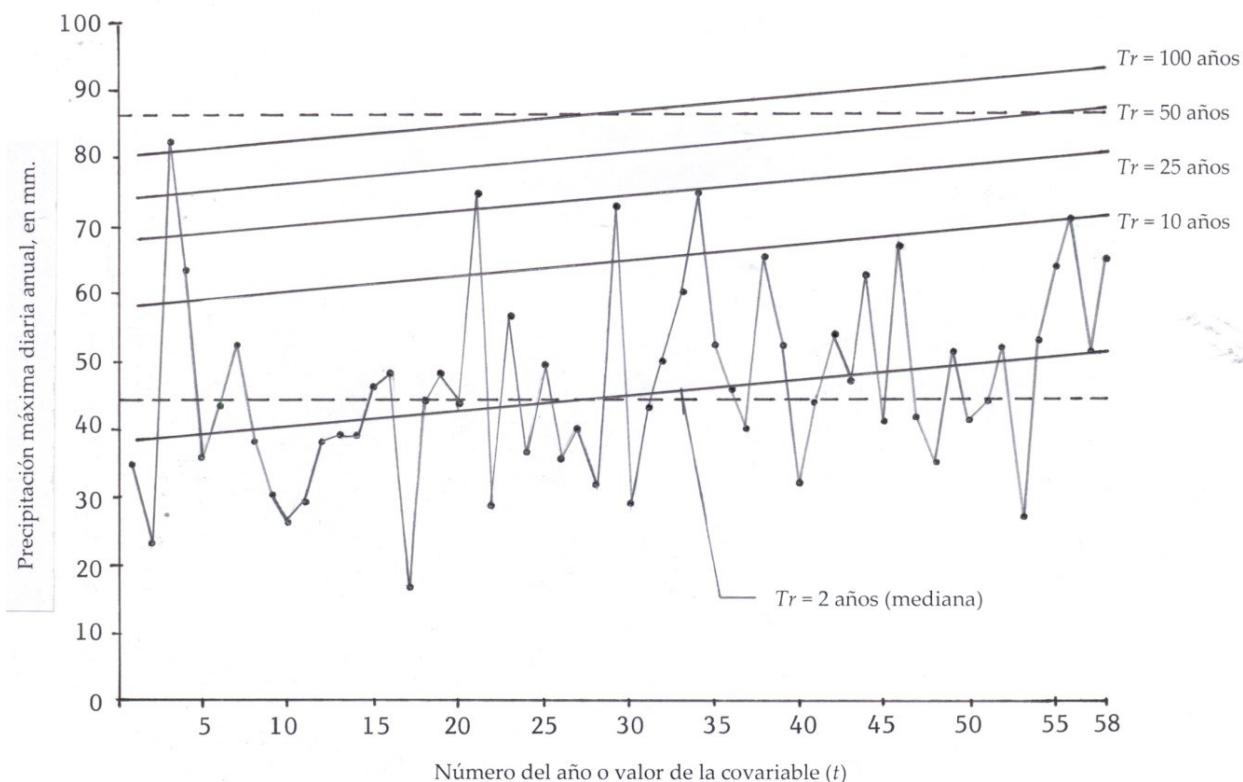


Figura 2. Serie cronológica de *PMD* anual y rectas de predicciones estimadas con la distribución GVE_1 en la estación Zacatecas, Zacatecas, México.

Predicciones en la estación Las Adjuntas, S.L.P.

Al aplicar las ecuaciones del Apéndice 1 se obtuvo $\mu_0 = 74.9213$, $\mu_1 = 0.8813$ y $r_{xy} = 0.2981$. Enseguida se probó la tendencia lineal con las ecuaciones del Apéndice 2; se obtuvo un $DS = 2.2520$ y un $DS_c = 2.0066$, por lo cual resultó moderadamente significativa.

La serie estacionaria (PMD_e^μ , ecuación (15)) acepta un modelo GVE_0 con parámetros de escala y forma de $\alpha = 26.5840$ y $k = -0.1617$; en cambio, la ecuación (2), utilizando el parámetro de ubicación variable (ecuación (14)), conduce a un *EEA* de 15.6 mm.

En la Tabla 4 se expone una parte de las predicciones dentro de registro histórico y a futuro en los años 2025, 2050 y 2100. Como este registro de 54 datos concluye en 2015, entonces el valor del tiempo t en 2025 es

64, en 2050 es 89 y 2100 es 139. Las predicciones con el modelo estacionario GVE_0 de periodos de retorno 2 y 100 años son 87.4 y 280.9 mm, con un $EEA = 11.3$ mm. En la Figura 3 se expone la serie cronológica de los datos y las rectas de las predicciones dibujadas a partir de los resultados de la Tabla 4.

Tabla 4. Predicciones (mm) en el periodo histórico y a futuro en la estación Las Adjuntas, San Luis Potosí, con base en la distribución no estacionaria GVE_1 .

<i>t</i>	Año	Periodos de retorno (años)				
		2	10	25	50	100
1	1961	65.7	127.8	167.0	200.2	237.2
10	1970	73.6	135.7	174.9	208.2	245.1
20	1980	82.4	144.5	183.7	217.0	253.9
30	1991	91.2	153.4	192.6	225.8	262.7
40	2001	100.0	162.2	201.4	234.6	271.5
50	2011	108.9	171.0	210.2	243.4	280.3
54	2015	112.4	174.5	213.7	246.9	283.9
64	2025	121.2	183.3	222.5	255.8	292.7
89	2050	143.2	205.4	244.6	277.8	314.7
139	2100	187.3	249.4	288.6	321.8	358.8

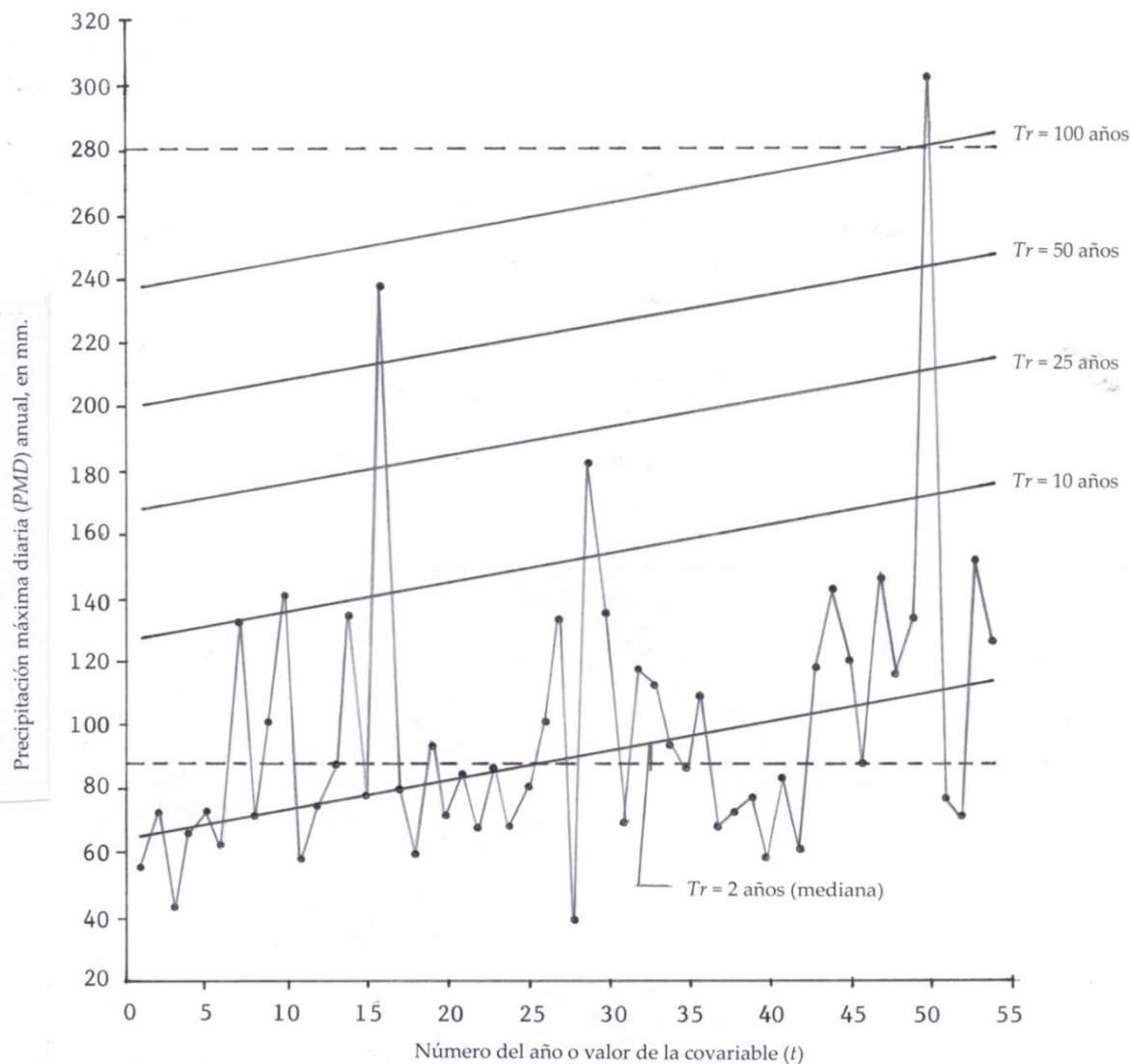


Figura 3. Serie cronológica de *PMD* anual y rectas de predicciones estimadas con la distribución GVE_1 en la estación Las Adjuntas, San Luis Potosí, México.

Predicciones en la estación Los Filtros, S.L.P.

Las ecuaciones del Apéndice 3 conducen a los valores siguientes: $\mu_0 = 43.7097$, $\mu_1 = -0.2339$ y $\mu_2 = 0.0049$ como coeficientes de la regresión polinomial (ecuación (A3.1)).

La serie estacionaria (PMD_e^μ , ecuación (17)) acepta un modelo GVE_0 , con parámetros de escala y forma de $\alpha = 12.6389$ y $k = 0.05071$; en cambio, la ecuación (2), utilizando el parámetro de ubicación variable (ecuación (16)), conduce a un error estándar de ajuste de 4.3 mm.

En la Tabla 5 se muestra una parte de las predicciones dentro de registro histórico y a futuro en los años 2025 y 2050. Como este registro de 66 datos concluye en 2016, entonces, el valor del tiempo t en 2025 es 77 y en 2050 es 102. Las predicciones con el modelo estacionario GVE_0 de periodos de retorno 2 y 100 años son 41.5 y 87.5 mm, respectivamente, con un $EEA = 3.7$ mm. En la Figura 4 se muestra la serie cronológica de los datos y las curvas de predicciones trazadas con base en los resultados de la Tabla 5.

Tabla 5. Predicciones (mm) en el periodo histórico y a futuro en la estación Los Filtros, S.L.P., con base en la distribución no estacionaria GVE_2 .

t	Año	Periodos de retorno (años)				
		2	10	25	50	100
1	1949	41.3	63.6	74.0	81.4	88.6
10	1958	39.7	62.0	72.4	79.8	86.9
20	1968	38.8	61.1	71.5	79.0	86.1
30	1978	38.9	61.2	71.7	79.1	86.2
40	1988	40.1	62.3	72.8	80.2	87.3
50	1998	42.2	64.5	74.9	82.3	89.4
60	2008	45.3	67.5	78.0	85.4	92.5
68	2016	48.4	70.7	81.2	88.6	95.7
77	2025	52.8	75.1	85.5	92.9	100.0
102	2050	69.0	91.3	101.8	109.2	116.3

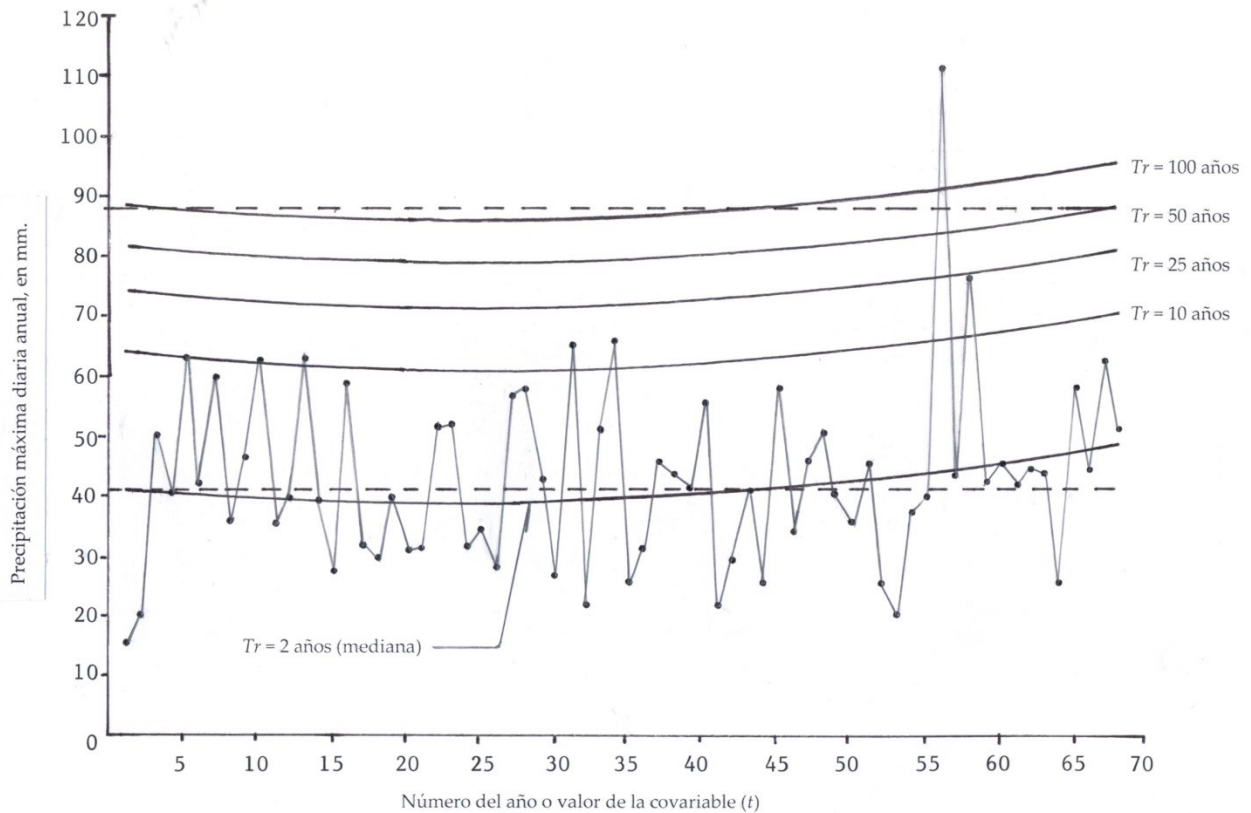


Figura 4. Serie cronológica de *PMD* anual y curvas de predicciones estimadas con la distribución GVE_2 en la estación Los Filtros, S.L.P., México.

Predicciones

Las cuatro aplicaciones numéricas descritas cubren los casos más comunes que se tienen de registros de PMD_i no estacionarios, los cuales corresponden a series con tendencia lineal descendente (severa) y ascendente (leve y moderada), y con tendencia curva ascendente (leve en un contexto apreciativo) hacia el futuro. Las tendencias ascendentes, por lo general ocurren en estaciones pluviométricas ubicadas en ciudades, o en las que se ha construido un gran embalse cercano. En el primer caso existe un aumento de la temperatura por efectos de la isla de calor y, en el segundo, puede acontecer un incremento en la humedad relativa por la evaporación. Las tendencias descendentes pueden estar asociadas con el cambio climático regional.

Como es lógico, las predicciones asociadas con bajas probabilidades de excedencia tienen menor importancia en los registros con tendencia descendente, al ser menores en el futuro. Lo contrario ocurre en series con tendencia ascendente, en las cuales es necesario explicar o justificar el origen físico probable de tal tendencia para aceptar las extrapolaciones de las predicciones a futuro e intentar discernir sobre el alcance real de ellas, ya que resulta extremadamente riesgoso adoptar el comportamiento de tendencia en aumento, cuando, por ejemplo, no se sabe si continuará el desarrollo urbano.

Conclusiones

Los análisis probabilísticos de registros de PMD_i no estacionarios que muestran tendencia serán, en el futuro inmediato, cada vez más comunes debido a los impactos del cambio climático y del desarrollo urbano. Un enfoque simple y sin dificultades computacionales para procesar tales registros se basa en la extensión de la teoría de valores extremos a través del ajuste con momentos L , de las distribuciones no estacionarias GVE_1 y GVE_2 con parámetro de ubicación (u) variable con el tiempo (t), u otras covariables.

A través de la descripción de las cuatro aplicaciones numéricas en registros no estacionarios de PMD_i se observa la simplicidad del método expuesto, además de la facilidad para obtener las predicciones asociadas con probabilidades de no excedencia. La selección entre los modelos expuestos (GVE_1 y GVE_2) depende de la tendencia observada, por ello su contraste gráfico es básico para validar la habilidad descriptiva de las predicciones dentro del registro histórico y en el futuro cercano (años 2025 y 2050). Los resultados numéricos del error estándar de ajuste permitirán el contraste y la aceptación de otros modelos probabilísticos no estacionarios.

Apéndice 1: recta de tendencia lineal

Se considera que la variable dependiente (y) son los datos hidrológicos máximos anuales o PMD_i , y los tiempos o años t son las abscisas (x); en este caso, iguales al i -ésimo valor i . La pendiente (μ_1) de la recta de regresión ajustada por mínimos cuadrados de los residuos y la ordenada al origen (μ_0) se obtienen con las ecuaciones siguientes (Campos-Aranda, 2003):

$$PMD_i = \mu_0 + \mu_1 \cdot t \quad (A1.1)$$

$$\mu_1 = \frac{\text{cov}(PMD, t)}{\text{var}(t)} = \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PMD_i \cdot i - \overline{PMD} \cdot \bar{t}}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n i^2 - \bar{t}^2} \quad (A1.2)$$

$$\mu_0 = \overline{PMD} - \mu_1 \cdot \bar{t} \quad (A1.3)$$

En las ecuaciones anteriores, $\overline{PMD}$ y $\bar{t}$ son las medias aritméticas de la serie de datos y del tiempo, que varía de 1 a n . El coeficiente de correlación lineal (r_{xy}) mide el grado de dependencia o asociación entre las variables PMD_i , y t varía de 0 a 1, indicando con la unidad la regresión perfecta. Su ecuación es:

$$r_{xy} = \frac{\text{cov}(PMD, t)}{\sqrt{\text{var}(t) \cdot \text{var}(PMD)}} \quad (A1.4)$$

siendo:

$$\text{var}(PMD) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PMD_i^2 - \overline{PMD}^2 \quad (A1.5)$$

Apéndice 2: prueba estadística de la pendiente

Para probar si la pendiente (μ_1) de la recta de regresión obtenida con la ecuación (A1.2) es estadísticamente diferente de cero, se usó una prueba basada en la distribución de Student, que fue propuesta por

Ostle y Mensing (1975), y que aplica el estadístico DS mediante las tres ecuaciones siguientes:

$$DS = \frac{\mu_1}{\sqrt{S_\mu^2}} \quad (A2.1)$$

$$S_\mu^2 = \frac{S_E^2}{\sum_{i=1}^n (i - \bar{i})^2} \quad (A2.2)$$

$$S_E^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (PMD_i - PMD_i^e)^2}{(n-2)} \quad (A2.3)$$

S_E^2 y S_μ^2 son las varianzas de los errores y de la pendiente. En la ecuación anterior, PMD_i^e es el valor estimado con la ecuación (A1.1). Si el valor absoluto calculado DS (ecuación (A2.1)) es mayor que el crítico (DS_c), obtenido para la distribución de Student con $\nu = n - 2$ grados de libertad y $\alpha = 5\%$, en una prueba de dos colas, la pendiente μ_1 es significativa, es decir, existe tendencia lineal. Para estimar el valor de DS_c se utiliza el algoritmo propuesto por Zelen y Severo (1972), con $Z = 1.95996$ para una confiabilidad $(1 - \alpha)$ de 95%:

$$DS_c = Z + \frac{G1}{v} + \frac{G2}{v^2} + \frac{G3}{v^3} + \frac{G4}{v^4} \quad (A2.4)$$

donde:

$$G1 = (Z^3 + Z)/4$$

$$G2 = (5Z^5 + 16Z^3 + 3Z) / 96$$

$$G3 = (3Z^7 + 19Z^5 + 17Z^3 - 15Z) / 384$$

$$G4 = (79Z^9 + 776Z^7 + 1482Z^5 - 1920Z^3 - 945Z) / 92160$$

Apéndice 3: curva parabólica para la tendencia

La variable dependiente (y) son los datos hidrológicos máximos anuales o PMD_i , y los tiempos o años t son las abscisas (x); en este caso, iguales al i -ésimo valor i . Los coeficientes μ_0 , μ_1 y μ_2 de la curva de regresión polinomial son:

$$PMD_i = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot t^2 \quad (A3.1)$$

Ajustada por mínimos cuadrados de los residuos, se obtienen con base en las ecuaciones normales siguientes (Campos-Aranda, 2003):

$$n \cdot \mu_0 + \mu_1 \cdot \sum_{i=1}^n i + \mu_2 \cdot \sum_{i=1}^n i^2 = \sum_{i=1}^n PMD_i \quad (A3.2)$$

$$\mu_0 \cdot \sum_{i=1}^n i + \mu_1 \cdot \sum_{i=1}^n i^2 + \mu_2 \cdot \sum_{i=1}^n i^3 = \sum_{i=1}^n i \cdot PMD_i \quad (A3.3)$$

$$\mu_0 \cdot \sum_{i=1}^n i^2 + \mu_1 \cdot \sum_{i=1}^n i^3 + \mu_2 \cdot \sum_{i=1}^n i^4 = \sum_{i=1}^n i^2 \cdot PMD_i \quad (A3.4)$$

En las tres expresiones anteriores, n es el número de valores de la serie de datos hidrológicos extremos procesada, y todas las sumatorias conducen a magnitudes numéricas que son los *coeficientes* de μ_0 , μ_1 y μ_2 en cada renglón y columna (C_{jk}); además, se tienen las magnitudes del lado derecho de las ecuaciones, conocidos como *términos independientes*. El determinante Δ de tales coeficientes se evalúa con la expresión siguiente (Chapra & Canale, 1988):

$$\Delta = \begin{vmatrix} C_{11} & C_{12} & C_{13} \\ C_{21} & C_{22} & C_{23} \\ C_{31} & C_{32} & C_{33} \end{vmatrix} \quad (A3.5)$$

$$\Delta = C_{11} \cdot C_{22} \cdot C_{33} + C_{12} \cdot C_{23} \cdot C_{31} + C_{13} \cdot C_{32} \cdot C_{21} - C_{13} \cdot C_{22} \cdot C_{31} - C_{23} \cdot C_{32} \cdot C_{11} - C_{33} \cdot C_{21} \cdot C_{12} \quad (A3.6)$$

Para obtener el valor buscado de μ_0 se forma un determinante Δ_0 ; cambiando la columna 1 de coeficientes por los tres términos independientes y evaluando su valor con la ecuación (A3.6) se tiene que:

$$\mu_0 = \frac{\Delta_0}{\Delta} \quad (A3.7)$$

El determinante Δ_1 se forma cambiando la columna 2 de coeficientes por los tres términos independientes; se obtiene su magnitud con la ecuación (A3.6) y entonces:

$$\mu_1 = \frac{\Delta_1}{\Delta} \quad (\text{A3.8})$$

Por último, se forma el determinante Δ_2 cambiando la tercera columna de coeficientes por los tres términos independientes y se cuantifica su valor con la ecuación (A3.6); ahora se tiene que:

$$\mu_2 = \frac{\Delta_2}{\Delta} \quad (\text{A3.9})$$

Apéndice 4: regresión lineal múltiple para la tendencia

De nuevo, la variable dependiente (y) son los datos hidrológicos máximos anuales o PMD_i , y los tiempos o años t son las abscisas (x), en este caso iguales al i -ésimo valor i . Los coeficientes μ_0 , μ_1 y μ_2 de la regresión lineal múltiple son:

$$PMD_i = \mu_0 + \mu_1 \cdot t + \mu_2 \cdot h_i \quad (\text{A4.1})$$

Ajustada por mínimos cuadrados de los residuos, se obtienen con base en las ecuaciones normales siguientes (Campos-Aranda, 2003):

$$n \cdot \mu_0 + \mu_1 \cdot \sum_{i=1}^n i + \mu_2 \cdot \sum_{i=1}^n h_i = \sum_{i=1}^n PMD_i \quad (\text{A4.2})$$

$$\mu_0 \cdot \sum_{i=1}^n i + \mu_1 \cdot \sum_{i=1}^n i^2 + \mu_2 \cdot \sum_{i=1}^n i \cdot h_i = \sum_{i=1}^n i \cdot PMD_i \quad (\text{A4.3})$$

$$\mu_0 \cdot \sum_{i=1}^n h_i + \mu_1 \cdot \sum_{i=1}^n i \cdot h_i + \mu_2 \cdot \sum_{i=1}^n h_i^2 = \sum_{i=1}^n h_i \cdot PMD_i \quad (\text{A4.4})$$

En las tres expresiones anteriores, n es el número de valores de la serie de datos hidrológicos extremos procesada y todas las sumatorias conducen a magnitudes numéricas, que son los coeficientes de μ_0 , μ_1 y μ_2 en cada renglón y columna (C_{jk}); además, se tienen las magnitudes del lado derecho de las ecuaciones, conocidos como *términos independientes*. El determinante Δ de tales coeficientes se forma con la ecuación (A3.5), cuya magnitud se obtiene con la expresión (A3.6). Los valores buscados de μ_0 , μ_1 y μ_2 se calculan con los procedimientos de las ecuaciones (A3.7) a (A3.9).

Prosdocimi *et al.* (2014; 2015) presentan la aplicación de dos covariables al analizar gastos máximos, usando un índice relacionado con la extensión del área urbana en la cuenca para modelar la tendencia y un índice climático basado en la *PMD* de periodo de retorno 100 años de cada año, ocurrida en la cuenca para reproducir la variabilidad de los gastos.

Agradecimientos

Se agradecen los comentarios y correcciones sugeridas por los dos árbitros anónimos, las cuales guiaron hacia una presentación más clara de los conceptos involucrados y permitieron mejorar las descripciones abordadas en el trabajo.

Referencias

- Aissaoui-Fqayeh, I., El Adlouni, S., Ouarda, T. B. M. J., & St. Hilaire, A. (2009). Développement du modèle log-normal non-stationnaire et comparaison avec le modèle GEV non-stationnaire. *Hydrological Science Journal*, 54(6), 141-1156.
- Álvarez-Olguín, G., & Escalante-Sandoval, C. A. (2016). Análisis de frecuencias no estacionario de series de lluvia anual. *Tecnología y ciencias de agua*, 7(1), 71-88.
- Benson, M. A. (1962). Plotting positions and economics of engineering planning. *Journal of Hydraulics Division*, 88(6), 57-71.
- Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 5: Ajuste de Curvas. En: *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en hidrología superficial* (pp. 93-127). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Campos-Aranda, D. F. (2016). Modelo probabilístico simple para análisis de frecuencias en registros hidrológicos extremos con tendencia. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(3), 171-186.

- Campos-Aranda, D. F. (2018). Ajuste con momentos L de las distribuciones GVE, LOG y PAG no estacionarias en su parámetro de ubicación, aplicado a datos hidrológicos extremos. *Agrociencia*, 52(2), 169-189.
- Chapra, S. C., & Canale, R. P. (1988). Tema 7.1: Solución de pocas ecuaciones. En: *Métodos numéricos para ingenieros* (pp. 217-227). México, DF, México: McGraw-Hill/Interamericana de México.
- Coles, S. (2001). Chapter 3: Classical Extreme Value Theory and Models. In: *An introduction to statistical modeling of extreme values* (pp. 45-73). London, England: Springer-Verlag.
- Davis, P. J. (1972). Gamma function and related functions. Chapter 6 (pp. 253-296). In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions*. New York, USA: Dover Publications.
- El Adlouni, S., Ouarda, T. B. M. J., Zhang, X., Roy, R., & Bobée, B. (2007). Generalized maximum likelihood estimators for the nonstationary generalized extreme value model. *Water Resources Research*, 43(W03410), 1-13.
- El Adlouni, S., & Ouarda, T. B. M. J. (2008). Comparaison des méthodes d'estimation des paramètres du modèle GEV non stationnaire. *Revue des Sciences de L'Eau*, 21(1), 35-50.
- Gado, T. A., & Nguyen, V. T. V. (2016). An at-site flood estimation in the context of nonstationarity. I: A simulation study. *Journal of Hydrology*, 535, 710-721.
- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Chapter 2: L-moments and Appendix: L-moments for some specific distributions In: *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments* (pp. 14-43, 191-209). Cambridge, England: Cambridge University Press.
- Khaliq, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Ondo, J. C., Gachon, P., & Bobée, B. (2006). Frequency analysis of a sequence of dependent and/or non-stationary hydro-meteorological observations: A review. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 534-552.
- Kim, S., Nam, W., Ahn, H., Kim, T., & Heo, J. H. (2015). Comparison of nonstationary generalized logistic models based on Monte Carlo simulation. *Proceedings of the IAHS* (No. 371) (pp. 65-68), 22 June to 2 Jul. Prague, Czech Republic.
- Kite, G. W. (1977). Chapter 12: Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.

- López-de-la-Cruz, J., & Francés, F. (2014). La variabilidad climática de baja frecuencia en la modelación no estacionaria de los regímenes de las crecidas en las regiones hidrológicas Sinaloa y Presidio-San Pedro. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(4), 79-101.
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 6: Validation of the model. In: *Predictive hydrology. A Frequency analysis approach* (pp. 103-117). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Mudersbach, C., & Jensen, J. (2010). Nonstationary extreme value analysis of annual maximum water levels for designing coastal structures on the German North Sea coastline. *Journal of Flood Risk Management*, 3(1), 52-62.
- Mujumdar, P. P., & Nagesh-Kumar, D. (2012). *Floods in a changing climate. Hydrologic modeling*. Cambridge, United Kingdom: International Hydrology Series (UNESCO) and Cambridge University Press.
- Ostle, B., & Mensing, R. W. (1975). Chapter 7: Regression Analysis. In: *Statistics in research* (3rd ed.) (pp. 165-236). Ames, USA: Iowa State University Press.
- Papalexiou, S. M., & Koutsoyiannis, D. (2013). Battle of extreme value distributions: A global survey on extreme daily rainfall. *Water Resources Research*, 49 (1), 187-201.
- Prosdocimi, I., Kjeldsen, T. R., & Svensson, C. (2014). Non-stationarity in annual and seasonal series of peak flow and precipitation in the UK. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14(5), 1125-1144.
- Prosdocimi, I., Kjeldsen, T. R., & Miller, J. D. (2015). Detection and attribution of urbanization effect on flood extremes using nonstationary flood frequency models. *Water Resources Research*, 51(6), 4244-4262.
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). *Flood Frequency Analysis*. Chapter 7: Extreme Value Distributions (pp. 207-257). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Stedinger, J. R., Vogel, R. M., & Foufoula-Georgiou, E. (1993). Frequency analysis of extreme events. Chapter 18. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of hydrology* (pp. 18.1-18.66). New York, USA: McGraw-Hill, Inc.
- Strupczewski, W. G., & Kaczmarek, Z. (2001). Non-stationary approach to at-site flood frequency modeling II. Weighted least squares estimation. *Journal of Hydrology*, 248(1-4), 143-151.

- Teegavarapu, R. S. V. (2012). *Floods in a changing climate. Extreme Precipitation*. Cambridge, United Kingdom: International Hydrology Series (UNESCO) and Cambridge University Press.
- Vogel, R. M., Yaindl, C., & Walter, M. (2011). Nonstationarity: Flood magnification and recurrence reduction factors in the United States. *Journal of the America Water Resources Association*, 47(3), 464-474.
- Zelen, M., & Severo, N. C. (1972). Probability Functions. Chapter 26 (pp. 925-995). In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (Eds.). *Handbook of mathematical functions*. New York, USA: Dover Publications.

Evaluación del efecto del paramento inclinado de pilares en la socavación local
Evaluation of effect of inclined face bridge pier on the local scour

Paul Jaramillo-Mejía¹

Jorge Reyes-Salazar²

¹Universidad Privada de Piura, Instituto de Ingeniería Hidráulica, Hidráulica y Sanitaria, Piura, Perú, paul.jaramillo.mejia@gmail.com

²Universidad Privada de Piura, Instituto de Ingeniería Hidráulica, Hidráulica y Sanitaria, Piura, Perú, jorge.reyes@udep.pe

Autor para correspondencia: Paul Jaramillo-Mejía,
paul.jaramillo.mejia@gmail.com

Resumen

Comprender la profundización del cauce alrededor de pilares con el paramento inclinado, como consecuencia del fenómeno de socavación local, requiere del análisis de la interacción entre el flujo y la estructura mediante modelos físicos, numéricos y mediciones en campo. A lo largo de los años se ha experimentado mediante la simulación física y mediciones en campo, sin embargo, este trabajo de investigación contribuye, a través de la modelación numérica, al estudio del efecto en la socavación local del cauce que produce la inclinación del paramento del pilar. Se utilizó el *software* tridimensional *ANSYS CFX*, el cual tiene la capacidad de simular la dinámica del flujo a través del pilar, llegando a poder visualizar velocidades y dirección de líneas de corriente. Por otro lado, se analizó la relación indirecta que estos parámetros del flujo tienen en la socavación local. El estudio se les realizó a dos formas de pilares: el primero reduce la sección transversal desde la superficie hasta la base, y la segunda forma reduce la sección transversal desde la

base hasta la superficie. Los resultados mostraron que el primer tipo de pilar es más favorable para generar socavación local, encontrándose velocidades en la cara del pilar mayores a 50%.

Palabras clave: pilar, socavación local, dinámica computacional de los fluidos.

Abstract

Understanding the channel depth around bridge piers, whose side face is inclined as a consequence of local scour, requires the analysis of the interaction between flow and structure through the physical and numerical simulation and field measurements. Over the years, tests have been performed through physical simulation and field measurements; however, this paper contributes through the numerical simulation to the study of the effect produced by the inclination of the pier face on the phenomenon of local scour. The three-dimensional software *ANSYS CFX* was used which has the capacity to simulate the flow dynamics through the bridge pier. Thus, water flow patterns such as direction and velocity have been analyzed to find the relationship that they have with the local scour. The study was made with two shapes of piers; the first one reduces the transversal section from the top to the smaller bottom base, and the second shape reduces the transversal section from the bottom to the smaller top base. The results show that the first type of shape was favorable to generate greater scour depth, finding velocities greater than 50% in the pier face.

Keywords: Bridge pier, local scour, computational fluid dynamics.

Recibido: 21/02/2018

Aceptado: 19/03/2019

Introducción

Durante los últimos años, varios investigadores han estudiado la socavación local del cauce alrededor de pilares de puentes con el paramento inclinado. La investigación de la inclinación en la cara lateral del pilar permite que los cálculos de socavación local sean más certeros y se incremente la seguridad estructural del puente. Breusers y Raudkivi (1991), Yanmaz (2002), y Jaafar (2005) analizaron mediante modelos físicos a los pilares cuya sección transversal se reduce en la parte alta y la parte baja, respectivamente, evidenciando que con el segundo tipo de pilar se generaba mayor profundización del cauce. Jaafar (2005) dice que la diferencia en el efecto erosivo se puede entender por los componentes vertical y horizontal de la resultante del flujo descendente que colisiona con el paramento de los pilares en la dirección aguas arriba, tal como se muestra en la Figura 1. Por un lado, en el pilar con reducción en la parte alta, la componente horizontal del flujo descendente se encuentra en dirección opuesta al vórtice de herradura, por lo tanto, se produce interferencia y causa una menor capacidad de que estos vórtices puedan transportar el sedimento hacia aguas abajo, mientras que la componente vertical del flujo descendente se debilita hacia el fondo del cauce debido a que su acción incide sobre la cara inclinada del pilar. Sin embargo, en el pilar con reducción en la parte baja, la componente vertical de flujo descendente impacta el fondo de manera directa y se recogen más sedimentos, pero su resistencia disminuye hacia la base debido a la reducción de la sección del pilar.

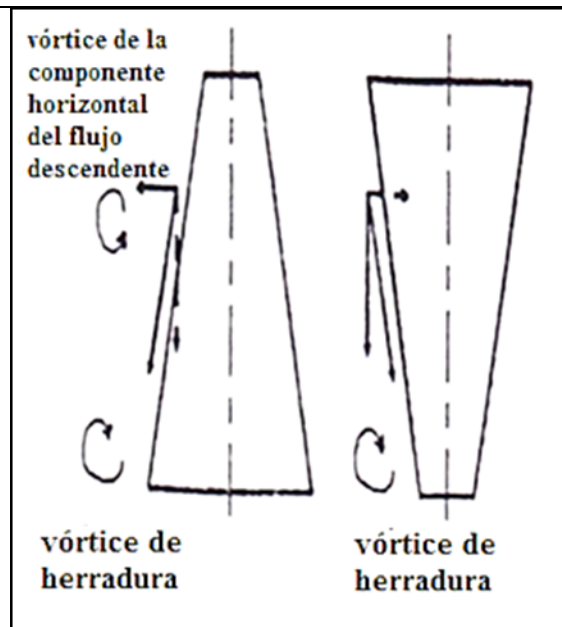


Figura 1. Componentes del flujo en la dirección aguas arriba del pilar con reducción en la parte alta (izquierda) y con reducción en la parte baja (derecha).

Además de los estudios mediante modelo físico y mediciones en campo de los pilares con el paramento inclinado, este artículo contribuye a su conocimiento a través de la modelación numérica, la cual proporciona una visualización tridimensional de la interacción entre el pilar, el agua y el cauce, permitiendo analizar con más detalle las líneas de corriente y velocidades, que en comparación con la dinámica de fluidos analítica y experimental no se ha podido realizar.

Se utilizó el *software* tridimensional *ANSYS CFX*, que ha mostrado las condiciones del flujo que permiten una mayor degradación del cauce alrededor del pilar que reduce su sección transversal desde la superficie hacia la base.

Materiales y métodos

Con base en la forma de pilar con perfil cónico para evaluar el efecto de la pendiente en la dirección del flujo, se emplearon dos formas de pilares de sección rectangular: el primero reduce su sección desde la superficie hacia su base, y el segundo reduce su sección desde la base hacia la superficie.

El programa experimental se efectuó mediante el *software* tridimensional *ANSYS CFX*, el cual representó tridimensionalmente la dinámica del flujo alrededor de los pilares, llegando a poder visualizar las líneas de corrientes y velocidades. Por otro lado, es importante señalar que *ANSYS CFX* no puede representar el cambio del cauce a través del tiempo de simulación, lo que hubiese permitido observar la erosión local alrededor de los pilares. Sin embargo, el efecto erosivo se pudo evidenciar a través del estudio de los parámetros del flujo. Para ello se analizaron los pilares en dos tipos de escenarios del cauce: el primero, con el fondo del cauce sin erosionar alrededor de los pilares, se denominó fondo plano; el segundo, con una profundización del cauce alrededor de los pilares, se denominó fondo erosionado. De este modo se representaba el proceso de erosión local en dos tiempos.

Los parámetros iniciales del modelo numérico se tomaron del estudio en modelo físico de los pilares del Puente Cáceres en el río Piura, los cuales fueron sometidos a caudales extraordinarios del fenómeno El Niño del año 1998; tal estudio fue realizado por la Universidad de Piura (2001).

Fórmulas generales de transporte

El *software ANSYS CFX* se rige de la metodología CFD (*Computacional Fluid Dynamics*), con la cual obtiene la solución de los problemas de mecánica de fluidos, resolviendo de forma numérica las ecuaciones de Navier-Stokes y promediado de Reynolds, las que se presentan a continuación:

- Conservación de la masa:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho U) = 0$$

- Conservación del momentum:

$$\frac{\partial(\rho U)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho U \otimes U) = -\nabla p + \nabla \cdot \tau + S_M$$

- Conservación de la energía:

$$\frac{\partial(\rho h_{tot})}{\partial t} - \frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho U h_{tot}) = \nabla \cdot (\lambda \nabla T) + \nabla \cdot (U \cdot \tau) + U \cdot S_M + S_E$$

Donde:

$$\tau = \mu(\nabla U + (\nabla U)^T) - \frac{2}{3} \delta \nabla \cdot U$$

$$h_{tot} = h + \frac{1}{2} U^2$$

Donde p es la presión; ρ , la densidad del fluido; U , el vector velocidad; τ , el tensor de tensiones turbulentas; h , la energía; S_M , el término de las fuerzas másicas; S_E , el término fuente; λ , la viscosidad volumétrica; μ , la viscosidad dinámica, y δ es el delta de Kronecker.

Para resolver el problema de clausura (sistema con más incógnitas que ecuaciones) se han desarrollado algoritmos que tienen en cuenta modelos de turbulencia de distintos grados de complejidad, que van desde los modelos algebraicos de vorticidad para la viscosidad ($k - \epsilon$, RNG , $k - \omega$) hasta los modelos de tensión de Reynolds (RMS) (ANSYS CFX, 2006).

Modelo numérico

Las características geométricas de los pilares se tomaron del puente Cáceres (Figura 2). Es evidente que la forma del pilar presenta reducción de su sección en la parte baja, sin embargo, por fines de investigación, se realizó un pilar semejante, pero con reducción en la parte alta.



Figura 2. Modelo físico de los pilares de puente Cáceres (Universidad de Piura, 2001).

En la Figura 3 se observan ambos modelos de pilar, los cuales presentan la sección transversal rectangular y el perfil cónico.

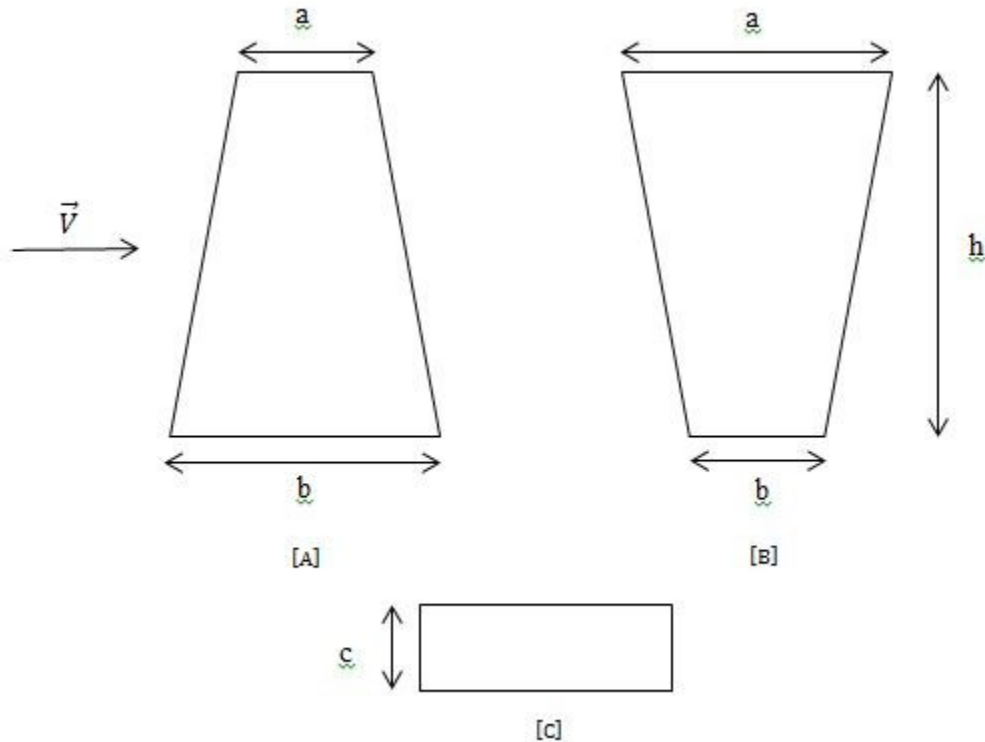


Figura 3. Modelos de pilar: a) pilar con el paramento inclinado hacia aguas abajo; b) pilar con el paramento inclinado hacia aguas arriba; c) sección transversal.

Ya se ha mencionado que *ANSYS CFX* no puede representar la erosión del cauce en el tiempo, por ello se emplazaron los pilares dentro de dos escenarios: el primero con el fondo del cauce sin erosionar o fondo plano (Figura 4), representando una condición inicial del flujo cuando no ha erosionado el cauce; y por otro lado, con un foso o fondo erosionado (Figura 5), representando una condición final del flujo cuando ya erosionó el cauce.

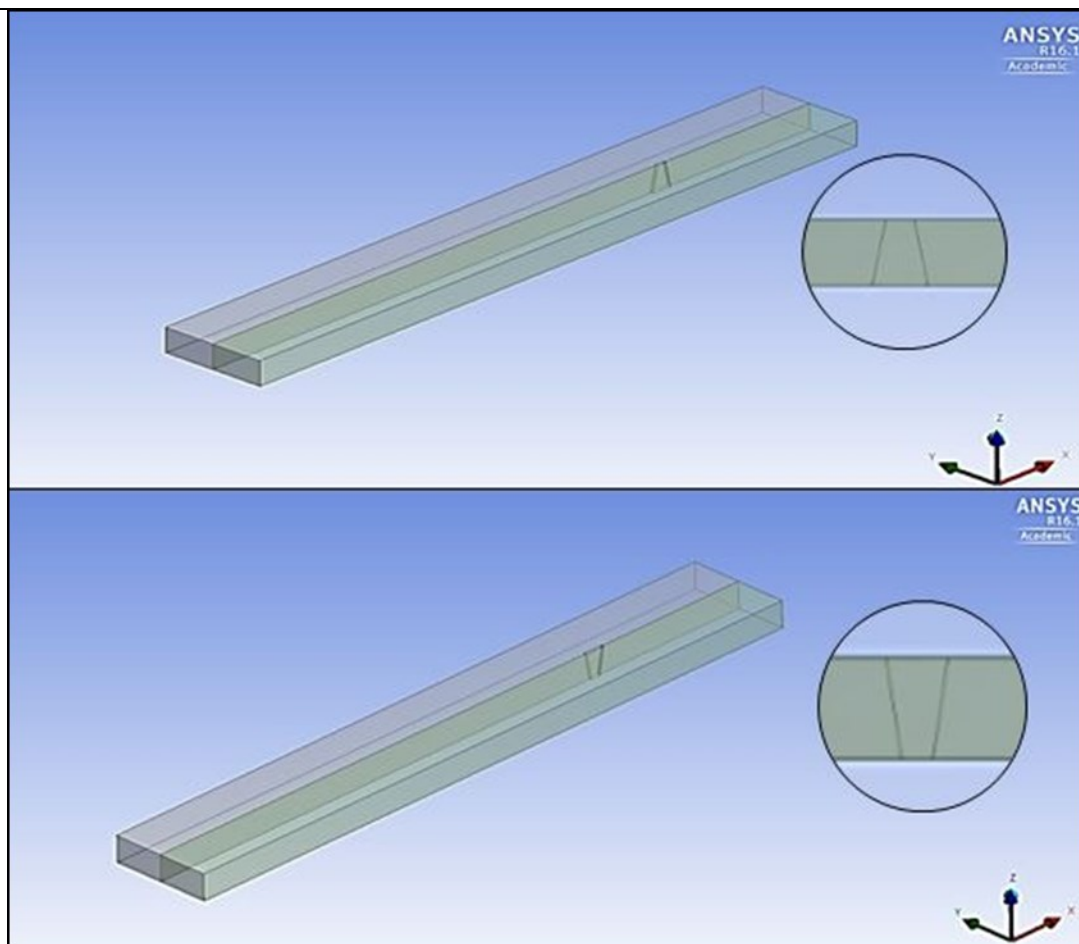


Figura 4. Escenario del cauce con el fondo sin erosionar alrededor del pilar.

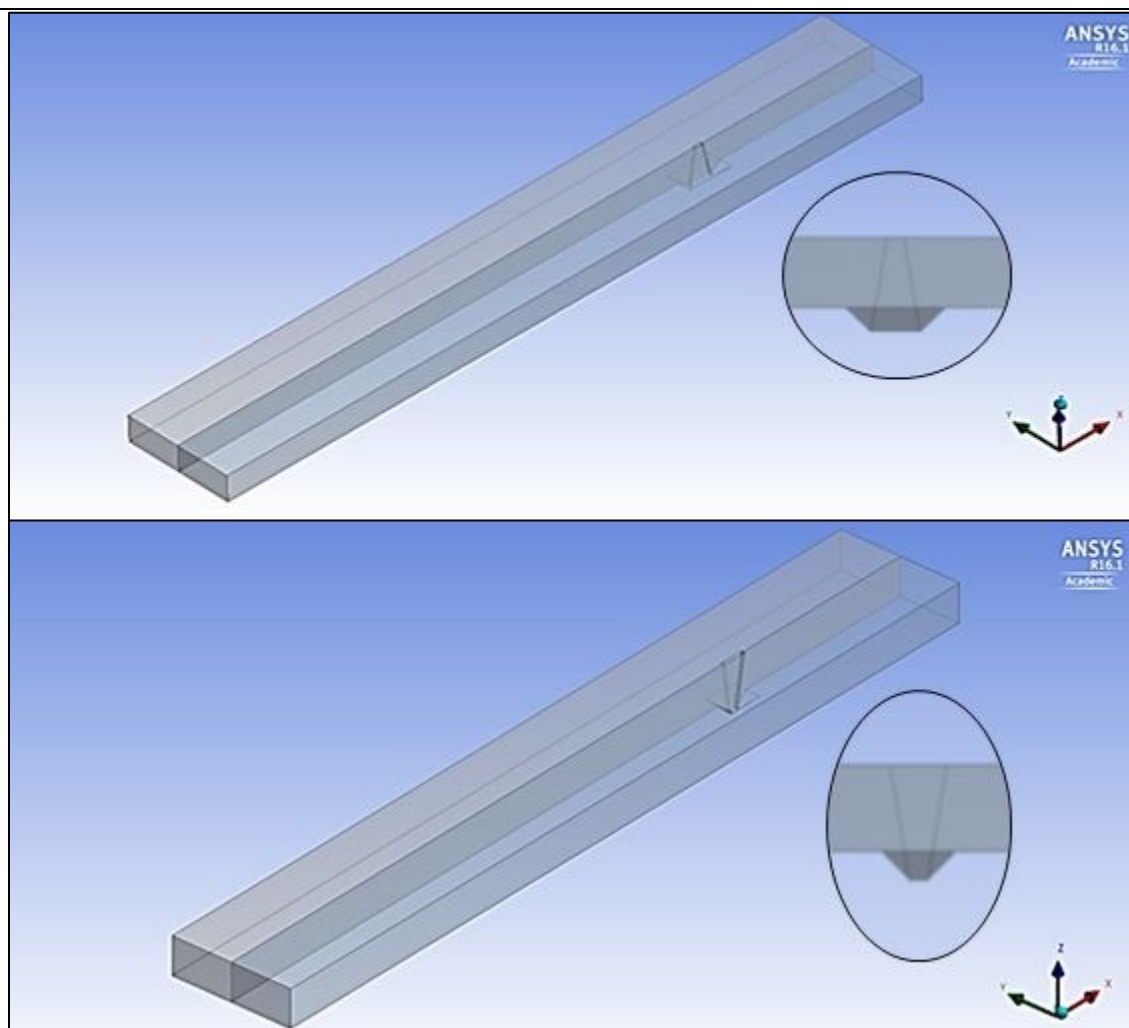


Figura 5. Escenario del cauce con el fondo erosionado alrededor del pilar.

En la Tabla 1 se muestran los parámetros geométricos de los pilares en ambos escenarios.

Tabla 1. Parámetros geométricos de los pilares.

Ensayo	Tipo de escenario	Modelo de pilar	Parámetro geométricos			
			Largo		Ancho	Altura
			a (m)	b (m)	c (m)	h (m)

1	Fondo plano	A	3	6	1	9
2		B	6	3	1	9
3	Fondo erosionado	A	2	6	1	12
4		B	6	2	1	12

Las condiciones iniciales del flujo se tomaron del estudio en modelo físico del puente Cáceres (Universidad de Piura, 2001), el cual se sometió a caudales extraordinarios de 3 900 m³/s, observándose aguas arriba una velocidad promedio de 4 m/s y un tirante de 6 m. Asimismo, se observó una profundidad promedio de erosión de 3 m alrededor de los pilares, la cual se representa en el escenario de fondo erosionado de forma semejante para ambos tipos de pilar.

Además, se utilizaron modelos numéricos complementarios que representaron el problema en cuestión: el modelo de turbulencia k- ϵ , el modelo multifase y el modelo de flotabilidad.

Resultados y discusión

Es la primera vez que se realiza la modelación numérica aplicada al estudio de pilares con el paramento inclinado, por ello se espera que los resultados sean de valiosa utilidad como referencia para análisis posteriores.

Líneas del flujo

Se analizaron las líneas del flujo en un plano de corte paralelo a la dirección del flujo y en el centro de los pilares. Se muestran los

resultados en los escenarios de fondo plano (Figura 6 y Figura Figura 7), y fondo erosionado (Figura 8 y Figura Figura 9).

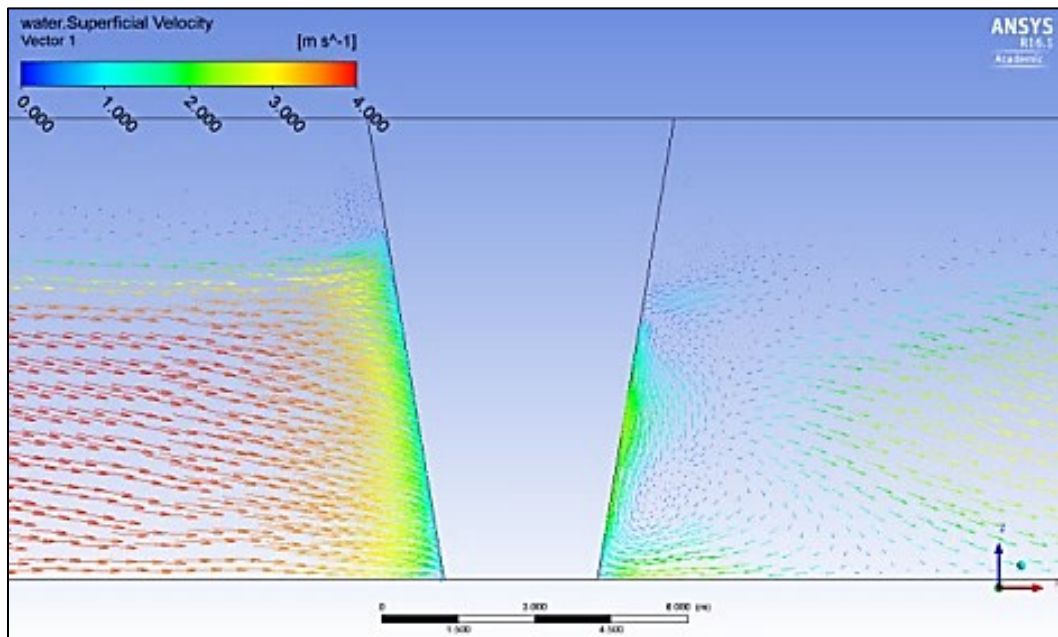


Figura 6. Líneas del flujo a través del pilar con reducción en la parte baja en el escenario sin fondo erosionado.

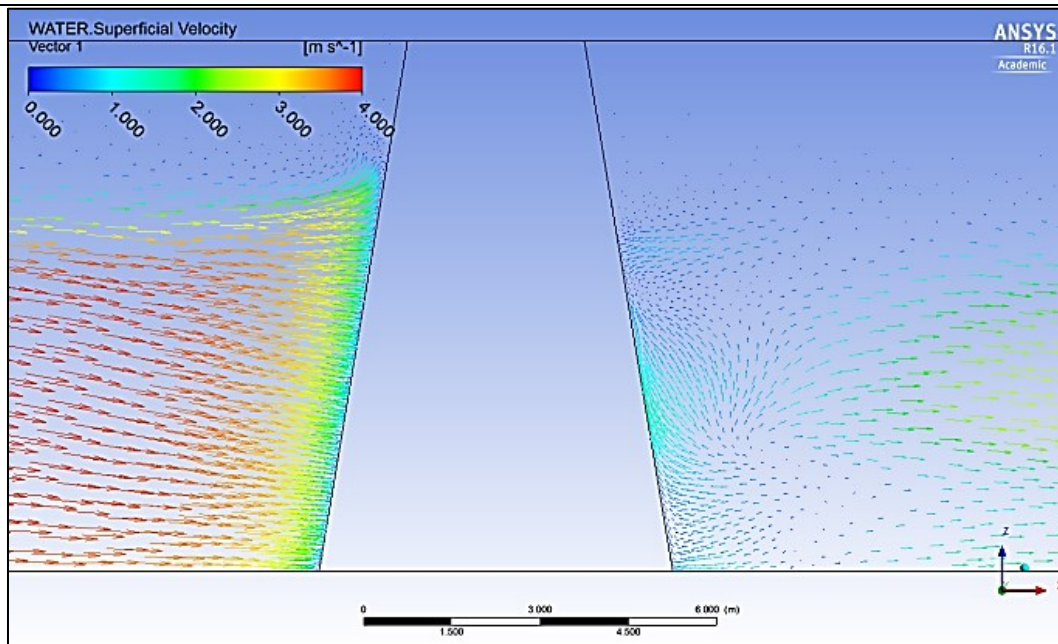


Figura 7. Líneas del flujo a través del pilar con reducción en la parte alta en el escenario sin fondo erosionado.

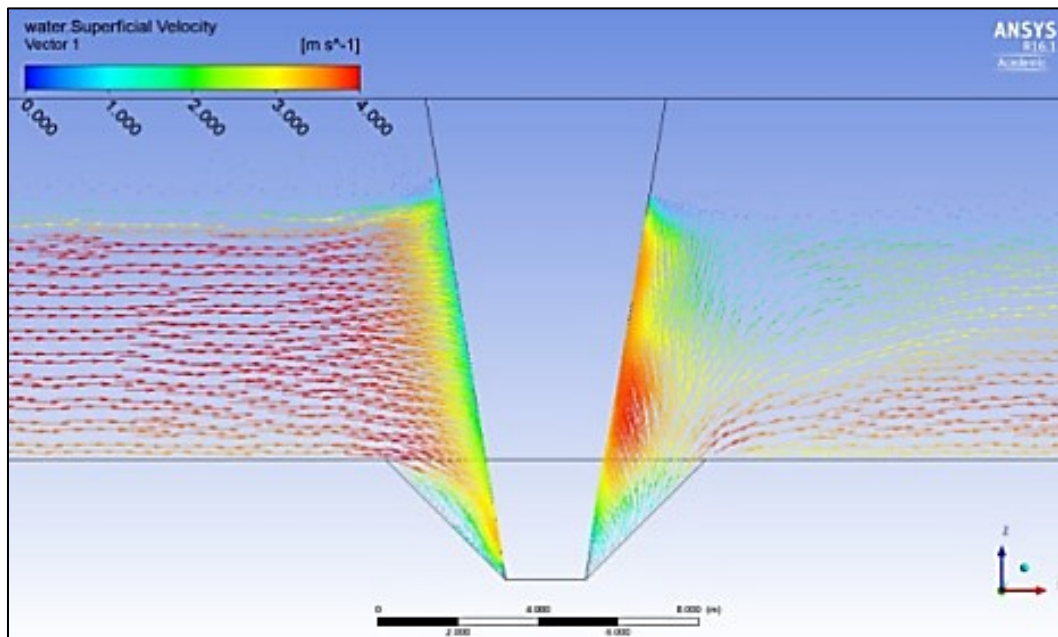


Figura 8. Líneas del flujo a través del pilar con reducción en la parte baja en el escenario con fondo erosionado.

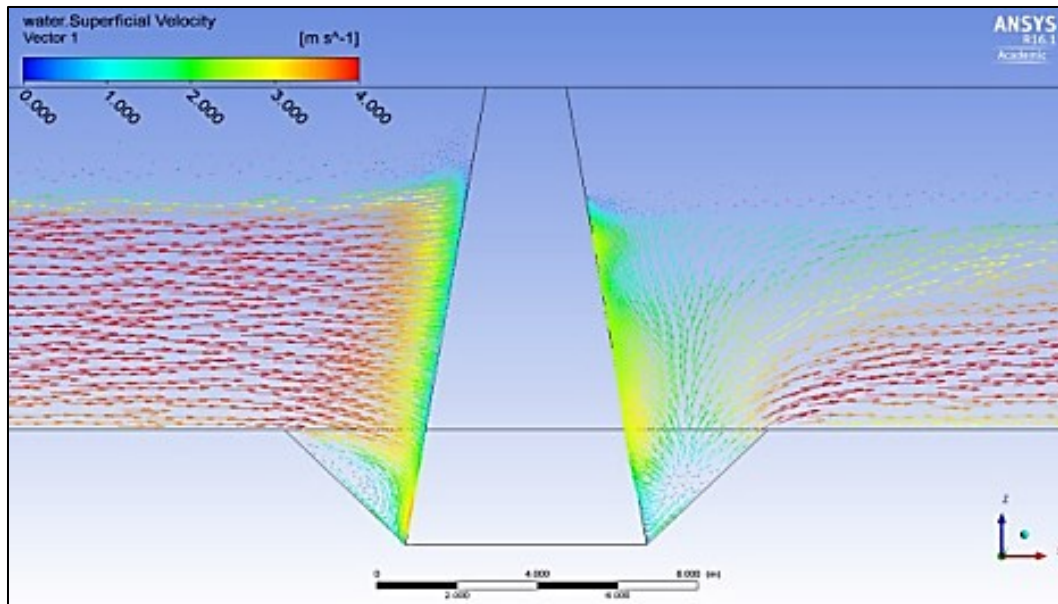


Figura 9. Líneas del flujo a través del pilar con reducción en la parte alta en el escenario con fondo erosionado.

Se observó en todos los casos que las líneas del flujo se desordenan aguas abajo después del impacto con los pilares hasta nuevamente direccionarse en el mismo sentido. Asimismo, se debe notar que para el escenario de fondo erosionado, el orden se origina después de salir del foso. Por otro lado, las líneas del flujo, al impactar sobre el paramento del pilar con reducción en la parte baja, se dirigen con mayor libertad hacia el cauce, esto evidencia que la forma de la cara lateral facilita que el flujo se direcciona hacia el cauce con mayor caudal y velocidad. En cambio, la forma de la cara lateral del pilar con ampliación en la parte baja evita que el flujo se dirija hacia el fondo y más bien lo haga hacia la superficie.

Fue necesario calcular en la dirección aguas arriba de los pilares el porcentaje dentro del ancho promedio del foso (Figura 8 y Figura 9) de las líneas que poseen velocidades inferiores a 1 m/s, pues se consideró que aquellas no generan un efecto considerable sobre el cauce. En el pilar con reducción en la parte baja es de 20%, por lo tanto, el otro 80% podría seguir generando un efecto erosivo; en el pilar

con ampliación en la parte baja es de 40%, por lo tanto el 60% podría seguir generando un efecto erosivo.

Velocidad del flujo

De la misma forma que las líneas del flujo, se analizaron las velocidades en un plano de corte paralelo a la dirección del flujo y en el centro del pilar. Se muestran los resultados en los escenarios de fondo plano (Figura 10 y Figura 11) y fondo erosionado (Figura 12 y Figura 13).

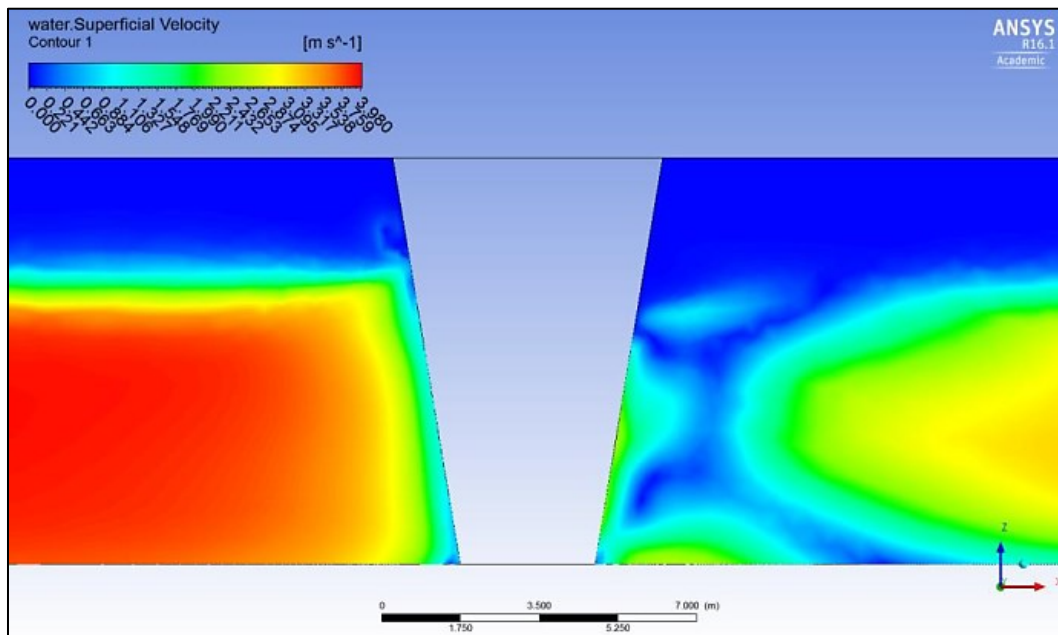


Figura 10. Velocidad del flujo a través del pilar con reducción en la parte baja en el escenario sin fondo erosionado.

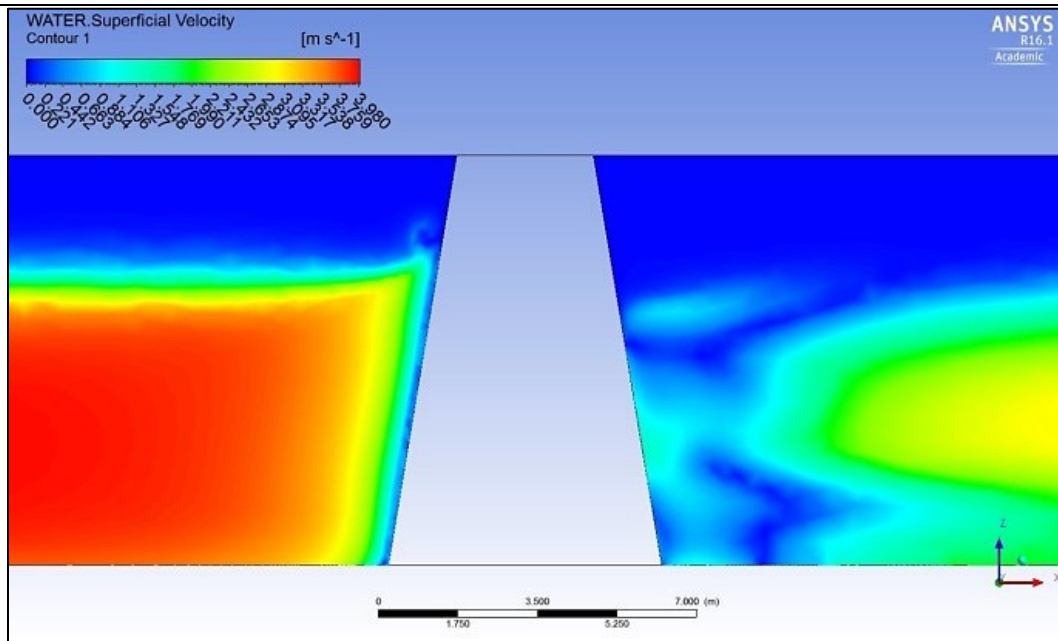


Figura 11. Velocidad del flujo a través del pilar con reducción en la parte alta en el escenario sin fondo erosionado.

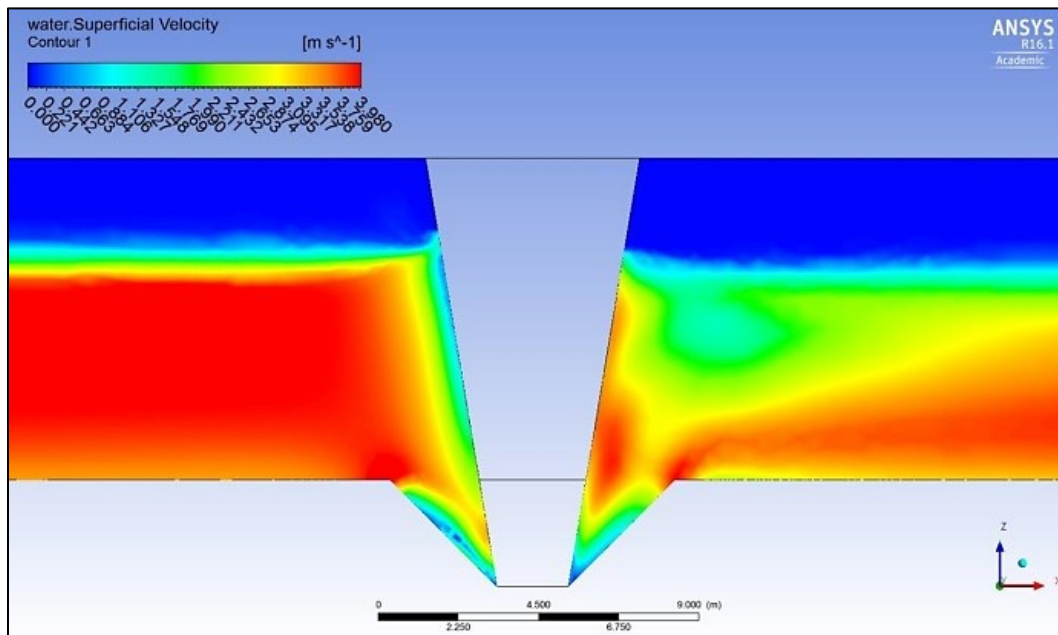


Figura 12. Velocidad del flujo a través del pilar con reducción en la parte baja en el escenario con fondo erosionado.

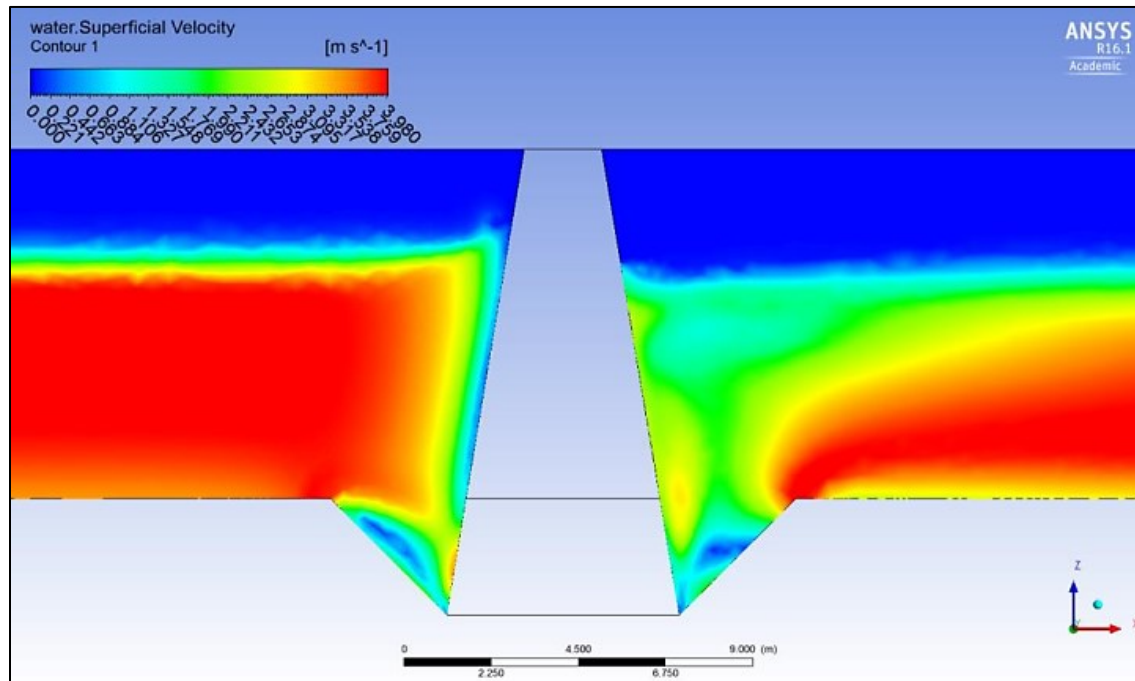


Figura 13. Velocidad del flujo a través del pilar con reducción en la parte alta en el escenario con fondo erosionado.

En todos los casos, se observa en el sentido aguas arriba que el flujo pierde velocidad de forma uniforme hasta llegar al paramento; en el sentido aguas abajo, el campo de velocidades es desordenado o no uniforme después de colisionar con los pilares. Sin embargo, el flujo vuelve a acelerar y uniformizarse en el escenario de fondo plano a una distancia considerable hasta recuperar su velocidad inicial; en el escenario de fondo erosionado, lo hace inmediatamente después de salir del foso.

Para poder determinar la influencia de la forma de los pilares en las velocidades, éstas se calcularon muy cerca del paramento aguas arriba de los pilares. Se exponen los resultados correspondientes al escenario de fondo plano (Figura 14) y fondo erosionado (Figura 15). En el primer escenario, las velocidades son mayores en el pilar con reducción en la parte baja, apreciándose que cerca al fondo es 1.12 veces mayor y lejos del fondo es 1.64 veces mayor. En el segundo escenario, también las velocidades son mayores en el pilar con reducción en la parte baja, apreciándose que cerca del fondo es 1.18 veces mayor y lejos del fondo

es 1.42 veces mayor. Según las gráficas, se evidencia que se produce un mayor efecto en las velocidades al utilizar los pilares con reducción en la parte baja, generándose una mayor fuerza en el flujo para erosionar el cauce.

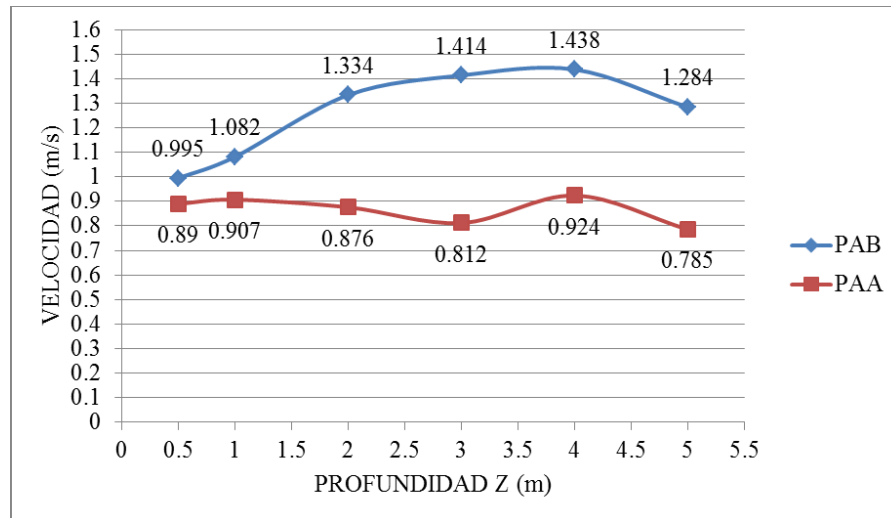


Figura 14. Valores velocidad en el paramento del pilar para el escenario de fondo plano. Pilar con reducción hacia la parte baja (PAB); pilar con la reducción en la hacia la parte alta (PAA).

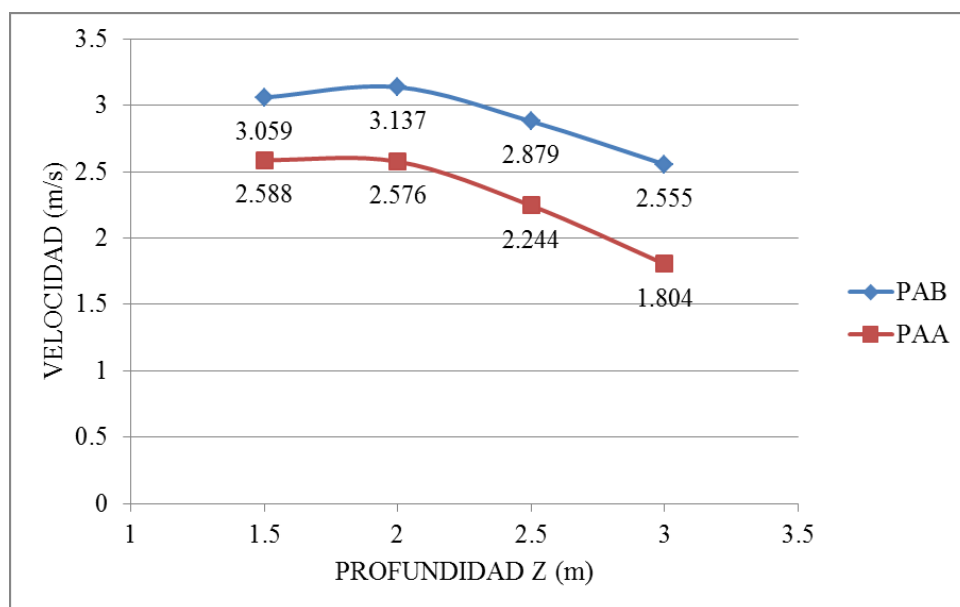


Figura 15. Valores velocidad en el paramento del pilar para el escenario de fondo erosionado. Pilar con reducción hacia la parte baja (PAB); pilar con reducción hacia la parte alta (PAA).

Conclusiones

Este trabajo de investigación contribuye al conocimiento del tipo de pilares con el paramento inclinado, el cual se realizó a través de la herramienta de modelación numérica.

Los cálculos del *software ANSYS CFX* permitieron visualizar la dinámica del flujo alrededor de los pilares y también analizar de forma detallada y precisa los parámetros hidráulicos, tales como líneas de corriente y velocidad del flujo, con la finalidad de comprender el efecto en la socavación local del cauce que produce la inclinación de la cara lateral del pilar.

En cuanto a las velocidades, en ambos escenarios de cauce son mayores en el pilar con reducción en la parte baja; en el primer escenario se apreció que cerca al fondo es 1.12 veces mayor y lejos del fondo es 1.64 veces mayor; en el segundo escenario se apreció que cerca del fondo es 1.18 veces mayor y lejos del fondo es 1.42 veces mayor. En cuanto a las líneas de corriente, el pilar con reducción en la parte baja invita al flujo a dirigirse hacia el fondo del cauce, generando mayores concentraciones de esfuerzo en el fondo y velocidades. Entonces, el proceso de erosión desde que inicia se muestra con mayor fuerza en el pilar con reducción en la parte baja.

Con las observaciones del modelo físico de los pilares del puente Cáceres y las investigaciones en formas de pilares similares se concluye que el pilar con reducción en la parte baja favorece al fenómeno de socavación local. Se sugiere proteger con enrocado el cauce alrededor del pilar para disminuir la energía cinética producida por el efecto del flujo.

Referencias

- ANSYS CFX. (2006). *Solver theory guide*. Canonsburg, USA: ANSYS, Inc.
- Breusers, H., & Raudkivi, A. (1991). *Scouring, hydraulic structures design manual*. Florida, USA: CRC Press.
- Jaafar, S. (Oct., 2015). Reduction of scour by using tapered pier. *2nd International conference of building and environmental engineering*. Simposio llevado a cabo en la conferencia de la University of Technology, Iraq and American University of Beirut, Líbano.
- Universidad de Piura. (2001). Estudio del tratamiento integral del río Piura entre la presa los Ejidos y el puente Cáceres. Piura, Perú: Universidad de Piura.
- Yanmaz, A. (2002). *Köprü Hidroliği*. Ankara, Turquía: METU Press.

Análisis temporal de sequías (1922-2016) en la cuenca alta del río Nazas usando el SPI y su relación con ENSO

Temporal analysis of droughts (1922-2016) in the upper Nazas River Basin using SPI and its relationship with ENSO

Gerardo Esquivel-Arriaga¹

Julián Cerano-Paredes²

Ignacio Sánchez-Cohen³

Miguel Agustín Velásquez-Valle⁴

Francisco Flores-López⁵

Palmira Bueno-Hurtado⁶

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera, Gómez Palacio, México, esquivel_ag3@hotmail.com, ORCID 0000-0002-5043-817X

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera, Gómez Palacio, México, cerano.julian@inifap.gob.mx, ORCID 0000-0002-1528-5139

³Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera, Gómez Palacio, México, sanchez.ignacio@inifap.gob.mx, ORCID 0000-0002-9063-7114

⁴Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México, Campo Experimental Saltillo, Saltillo, México, velasquez.miguel@inifap.gob.mx, ORCID 0000-0001-8793-5543

⁵Stockholm Environment Institute, SEI US, Davis, United States, francisco.flores@sei-us.org

⁶Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo,

Planta, Atmósfera, Gómez Palacio, México,
bueno.palmira@inifap.gob.mx

Autor para correspondencia: Gerardo Esquivel-Arriaga,
esquivel_ag3@hotmail.com

Resumen

El Índice Estandarizado de Precipitación (SPI) permite medir la severidad de la sequía durante un periodo de tiempo determinado. El objetivo general de este trabajo fue generar series del SPI para la cuenca alta del río Nazas y analizar la influencia del fenómeno climático El Niño-Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés) en la modulación de la variabilidad del SPI. Se consideraron los datos mensuales de precipitación de 17 estaciones distribuidas en la cuenca. Se generó el SPI a escala temporal de 12 meses para las 17 estaciones; se determinó una variabilidad común para 15 de las 17 series. Se logró generar una serie regional de SPI para el periodo 1922-2016, de la cual las sequías de mayor severidad en la cuenca se registraron en las décadas de 1950 y 2000. El análisis espectral de coherencia de ondeletas entre el SPI y el índice de El Niño 3.4 indica una relación en fase para los periodos secos y lluviosos registrados en 1920-1930, 1950 y de 1980 a 2005, los cuales han sido influenciados de manera significativa ($p < 0.05$) por la ocurrencia de ENSO en periodos de 2 a 7 años, 2 a 3 años y de 10 a 14 años, respectivamente. El conocimiento de la influencia del ENSO en la modulación de la variabilidad climática a nivel de cuenca representa información esencial para implementar estrategias de manejo de los recursos hídricos y prevenir riesgos a corto plazo en las actividades destinadas a la producción de insumos.

Palabras clave: índice de sequía, severidad, hidrología, riesgo climático.

Abstract

The Standardized Precipitation Index (SPI) allows measuring the severity of the drought during a given period. The main objective of this was to generate SPI series for the upper Nazas River Basin and to analyze the ENSO (El Niño-Southern Oscillation), climatic phenomenon influence on the modulation of the SPI variability. The monthly

precipitation data of 17 stations distributed in the basin were taken into account. The SPI was generated for a 12-month time scale of the 17 stations where a common variability was determined in 15 out of the 17 series. A regional series of SPI for the period 1922-2016 was generated, in which the most severe drought in the basin was recorded in the 1950s and 2000s. The spectral coherence of waves analysis between the SPI and the El Niño 3.4 index indicates a relationship for the dry and wet periods recorded in 1920-1930, 1950 and from 1980 to 2005 with a statistically significant influence ($p < 0.05$) due to occurrence of ENSO in periods of 2 to 7 years, 2 to 3 years and 10 to 14 years, respectively. The knowledge of the ENSO influence on the modulation of the climatic variability at the basin level, represents critical information to implement water resources management strategies and to prevent short-term risks in the activities destined to the inputs' production.

Keywords: Drought index, severity, hydrology, climatic risk.

Recibido: 30/12/2017

Aceptado: 19/03/2019

Introducción

La cuenca alta del río Nazas en el estado de Durango es una de varias cuencas endorreicas que se localizan en el centro norte de México. Forma parte primordial de la región hidrológica (RH) 36 Nazas-Aguanaval, que al igual que la RH 35 y RH 37, se agrupan en la región hidrológica administrativa VII, la cual administra los recursos hídricos de las tres regiones endorreicas de México. La RH 36 se desarrolla en la vertiente oriental de la Sierra Madre Occidental (SMO) en dirección oeste-este; cuenta con una superficie de 50 493 km² y una población de 1 573 446 habitantes; 72% (1 132 881) se ubica en la parte baja de la cuenca, donde se aprovecha la totalidad de los escurrimientos provenientes de la cuenca alta del río Nazas (Estrada *et al.*, 2014).

La ubicación geográfica de la cuenca y las variaciones en los patrones atmosféricos fundamentan la necesidad de analizar variables climáticas como la precipitación, que incide con periodos húmedos o secos (sequías) y tiene un impacto en cascada hacia las partes de la cuenca donde se hace uso de los recursos hídricos. El fenómeno de sequía se origina por una disminución en la precipitación por debajo del promedio que ocurre en un área determinada y que se extiende por un amplio lapso, que puede ir desde una estación hasta de varios años, y que origina déficit en el abastecimiento del recurso hídrico para una actividad, un grupo o un sector ambiental (Campos, 2014). Cuando este fenómeno se prolonga durante una estación o por un periodo de tiempo mayor, y la precipitación es insuficiente para responder a las demandas hídricas de la sociedad y del medio ambiente, la sequía debe considerarse como un estado relativo y no absoluto (OMM, 2012).

Para su análisis, las sequías se han agrupado en diversas categorías, como meteorológicas, hidrológicas, agrícolas, de abastecimiento hídrico y subterráneas, las cuales hacen referencia tanto al momento en que se observa un déficit en la precipitación como en el lapso para la percepción de los efectos de éste por los diferentes sectores (Pereira, Cordery, & Iacovides, 2009). Entre los índices disponibles, el Índice Estandarizado de Precipitación (SPI, por sus siglas en inglés) es el más apropiado para monitorear tal tipo de sequías (McKee, Doesken, & Kleist, 1993), porque permite comparar de manera objetiva condiciones secas y húmedas en regiones con diferentes regímenes hidrológicos. El SPI es un índice estandarizado y multi-escalar ampliamente usado en estudios de caracterización de sequías en cuencas hidrológicas (Heim, 2002).

Varios estudios han analizado la evolución espacio temporal del SPI a diferentes escalas de tiempo para diversos países y regiones, como Turquía, China y Europa (Sönmez, Kömüscü, Erkan, & Turgu, 2005; Vicente-Serrano, 2006; Zhai *et al.*, 2010; Bonaccorso, Peres, Cancelliere, & Rossi, 2013). Otros trabajos han identificado tendencias y periodicidades de eventos secos y húmedos en series temporales mediante índices secos/húmedos en otras regiones del mundo (Bordi, Fraedrich, & Sutera, 2009; Raziei, Bordi, Pereira, & Sutera, 2010; Santos, Pulido-Calvo, & Portela, 2010; Fischer, Gemmer, Su, & Scholten, 2013; Telesca, Vicente-Serrano, & López, 2013). Por otro lado, varios estudios han utilizado el SPI para analizar eventos húmedos y secos, analizando la relación con índices climáticos, entre ellos El Niño-Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés) (Siggdal e

Ikeda, 2010; Paredes, Barbosa, & Guevara, 2015; Raziei *et al.*, 2014; Biabanaki *et al.*, 2014). El Niño se refiere al excepcional calentamiento del mar en el Pacífico tropical, que está vinculado con grandes cambios en la atmósfera a través del fenómeno conocido como Oscilación del Sur (SO), por lo que el fenómeno es llamado ENSO por los científicos (Trenberth, 2013).

En México, Escobar, González, Sánchez, Muñoz y Villa (2012) estimaron el SPI a una escala temporal de tres meses para la estación Sardinias, ubicada en la cuenca alta del río Nazas. Reportan que la intensidad de los eventos de humedad y de sequía excesivas tiende a incrementarse en los años recientes probablemente por la influencia de ENSO. Castillo, Ibañez, Valdés, Arteaga y Vázquez (2017), y Serrano, Vicente, Flores, Tijerina y Vázquez (2016) utilizaron el SPI desde un enfoque de cuenca, incorporando el Índice de Precipitación-Evapotranspiración Estandarizada (SPEI, por sus siglas en inglés), el cual incluye, además de la variable precipitación, la variable temperatura, y demostró una clara tendencia del incremento en el número, intensidad, severidad y duración de las sequías. Sin embargo, a pesar de los pocos trabajos desarrollados en el país sobre la generación del SPI, éstos se enfocan en obtener directamente los índices de sequía; no se realiza un análisis de la variabilidad común entre estaciones que permita generar un SPI regional y se carece de un análisis de la influencia de fenómenos atmosféricos que pudieran incidir en la variabilidad del SPI en el nivel de cuenca; por lo tanto, el objetivo general de este trabajo fue generar series del SPI para la cuenca alta del río Nazas y analizar la influencia del fenómeno climático ENSO en la modulación de la variabilidad del Índice Estandarizado de Precipitación.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca alta del río Nazas se encuentra al centro-noroeste del estado de Durango, en el norte de México. La cuenca es una de las más importantes dentro de la RH 36 tanto por su gran extensión superficial como por los volúmenes de escurrimiento que se generan. La cuenca es de tipo endorreica, con una extensión de 18 321 km² (INEGI, 2017). La cuenca comprende los ríos Ramos (conformado por los afluentes de los ríos Tepehuanes y Santiago), y del Oro o Sextín; sus escurrimientos superficiales son almacenados en la presa Lázaro Cárdenas. El punto más elevado en la cuenca es de 3 300 msnm y el punto más bajo de 1 400 msnm (Figura 1).

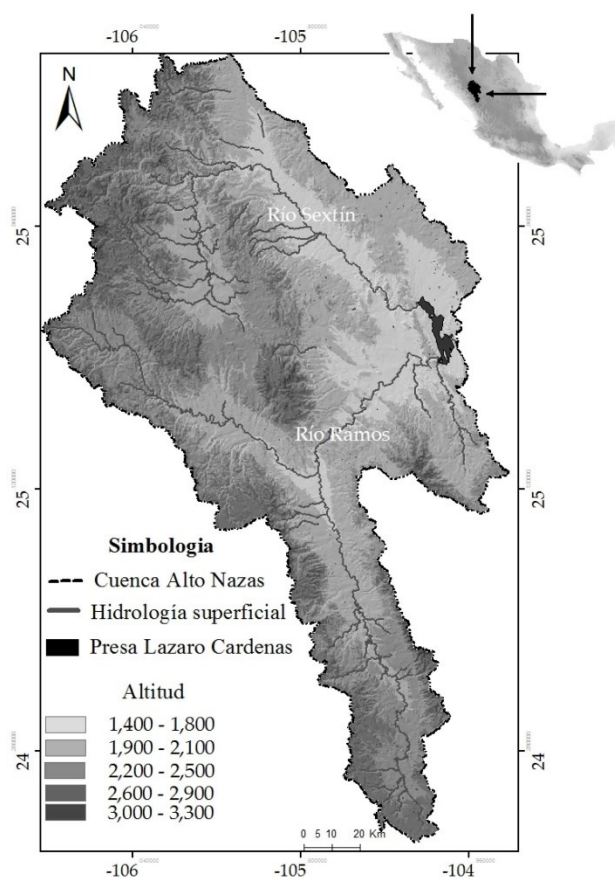


Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca alta del río Nazas en el noroeste de México.

Datos de precipitación

Las estaciones climatológicas presentes en la cuenca y en un área adicional de influencia de 20 km en relación a las partes aguas fueron consideradas. Se identificó un total de 37 estaciones: 22 dentro de la cuenca y 15 fuera de ella. Se seleccionaron las estaciones que cumplieron con las siguientes características: al menos 30 años de información, no más de 10 % de información faltante en su registro histórico y que no hayan dejado de operar antes del año 2005. Para determinar la calidad de la información, se realizó un análisis exploratorio gráfico, así como pruebas de homogeneidad de varianzas. Finalmente, se seleccionaron 17 estaciones climatológicas que cumplieron con los criterios de selección (Tabla 1).

Tabla 1. Estaciones climatológicas analizadas.

Núm.	Estación	Altitud (msnm)	Precipitación media anual (mm)	Latitud	Longitud	Periodo disponible de información
1	Santiago Papasquiaro	1 716	553	-105.433	25.033	1922-2016
2	Guanaceví	2 300	629	-105.952	25.933	1922-2016
3	El Palmito	1 600	370	-105.004	25.614	1941-2016
4	Cendradillas	2 500	617	-106.017	26.300	1961-2014
5	Chinacates	2 040	427	-105.067	25.017	1963-2014
6	Otinapa	2 400	669	-105.017	24.083	1963-2013
7	Rosario	1 790	457	-105.650	26.600	1963-2008
8	El Tarahumar	2 435	926	-106.324	25.617	1964-2009
9	Navíos Viejos	2 492	786	-105.05	23.833	1964-2014
10	Ciénega de Escobar	2 144	559	-105.746	25.601	1965-2008
11	Santa María del Oro	1 700	564	-105.367	25.953	1967-2016
12	Tejamen	1 980	691	-105.133	24.800	1969-2014
13	Sardinas	1 639	503	-105.566	26.084	1970-2016
14	Los Altares	2 490	827	-105.867	25.000	1973-2016
15	San Bernardo	1 700	575	-105.527	26.004	1976-2008

16	General Escobedo	1 580	476	-105.250	25.500	1979-2016
17	Inde	1 900	357	-105.220	25.576	1979-2009

Los datos mensuales de precipitación para cada estación se obtuvieron de la red de estaciones climatológicas del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2017) e información actualizada proporcionada por el organismo de cuenca Cuencas Centrales del Norte de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Las series de datos que presentaron ausencia de registros mensuales de precipitación durante el periodo de estudio fueron calculadas por el método del *US National Weather Service* (MWS), el cual ha sido utilizado de forma satisfactoria en este tipo de estimaciones (Toro, Arteaga, Vázquez, & Ibáñez, 2015).

Índice estandarizado de precipitación

Para el cálculo del SPI se consideró la metodología descrita por McKee *et al.* (1993) y se utilizó el *software SPI SL 6.exe* de distribución gratuita (NDMC, 2017). Con este *software* se calculó el SPI para las 17 estaciones de la cuenca a una escala temporal de 12 meses. Acorde con la Organización Meteorológica Mundial (OMM), el SPI de 12 y 24 meses refleja los patrones de precipitación a largo plazo y permite identificar con claridad los periodos de sequía. Así, por ejemplo, la escala temporal de 12 meses representa el comportamiento de la precipitación acumulada en el mes de interés y durante los 11 meses anteriores a éste (Ortega, 2012). Dado que estas escalas temporales son el resultado acumulado de periodos más cortos que pueden estar por encima o por debajo de lo normal, el SPI a más largo plazo tiende a situarse en torno a cero, a menos que se esté produciendo una tendencia húmeda o seca característica. Un SPI de tres meses se relaciona con las condiciones de humedad del suelo, y los de 6, 12 y 24 meses con cauces fluviales, niveles de reservorios e incluso niveles de aguas subterráneas a escalas temporales más largas (OMM, 2012). La categorización del SPI se realizó de acuerdo con la clasificación de la OMM (2012) (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de los valores del SPI.

Valor del SPI	Categoría
2.0 o más	Extremadamente húmedo
1.50 a 1.99	Muy húmedo
1.0 a 1.49	Moderadamente húmedo
-0.99 a 0.99	Normal o aproximadamente normal
-1.0 a -1.49	Moderadamente seco
-1.5 a -1.99	Severamente seco
-2-0 o menos	Extremadamente seco

Variabilidad de las series del SPI

Para determinar la co-variabilidad de los patrones húmedos y secos en la cuenca, se realizó un análisis de correlación ($p < 0.01$) y se corrió un análisis de componentes principales (ACP) para las 17 series de SPI de 12 meses; se consideró el periodo común entre estaciones, que corresponde de 1980 a 2008 (29 años). Este análisis permitió determinar el porcentaje de variabilidad común entre las estaciones e integrar un SPI regional, el cual se obtuvo al promediar los valores del SPI de las estaciones analizadas en orden cronológico.

Influencia del ENSO en la variabilidad del SPI

Para analizar el impacto del fenómeno atmosférico circulatorio ENSO en la variabilidad climática de la cuenca alta del río Nazas, se relacionó el SPI regional (1922-2016) con el índice Niño 3.4 reconstruido a partir de 2 222 cronologías de anillos de árboles generadas en el orbe (Li *et al.*, 2013). Para tal efecto se emplearon gráficos de resolución anual y sus

espectros potenciales de ondeleta mediante el *software MATLAB 6.5* (MathWorks, 2002).

Resultados y discusión

Variabilidad de la precipitación en la cuenca

Los valores medios de precipitación total anual en la cuenca alta del río Nazas oscilan entre 350 y 900 mm/año (Figura 2). Las estaciones con los regímenes pluviales más altos corresponden a la estación El Tarahumar (8), que se ubica a 2 435 msnm; Navíos Viejos (9), ubicada a 2 492 msnm, y Los Altares (14), las cuales corresponden a la vertiente oeste de la cuenca, en el área de influencia adicional considerado. De forma general, los valores de precipitación media anual en las estaciones decrecen conforme se alejan del océano Pacífico y se adentran en el altiplano mexicano, esto se puede denotar en las estaciones El Palmito (3), General Escobedo (16) e Indé (17), que se localizan en las áreas más bajas del área de estudio y registran los valores más bajos de precipitación en la cuenca (Figura 2).

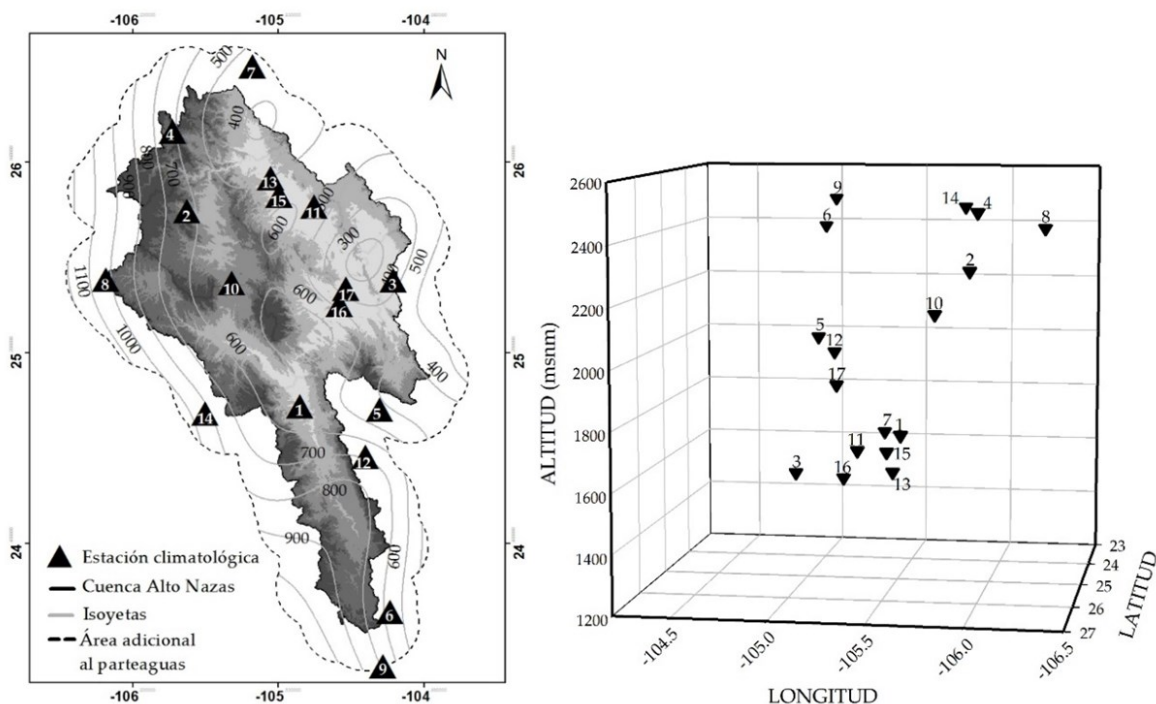


Figura 2. Precipitación media anual de la cuenca alta del río Nazas (izquierda), y esquematización de la distribución espacial de las estaciones y su gradiente altitudinal (derecha).

Estos resultados denotan una disminución regular de las precipitaciones desde el parteaguas hacia las partes bajas de la cuenca, y coinciden con Descroix, González y Estrada (2004), los cuales mencionan que existe una clara oposición respecto a la variabilidad de la precipitación entre las vertientes este (mayoría de las estaciones) y oeste (estaciones 8, 9 y 14) de la SMO; la vertiente oeste se beneficia claramente de una mayor precipitación, aunque también presenta mayor variabilidad espacial; esto se puede observar en la estación El Tarahumar (8), la cual de las 17 estaciones analizadas es la que presenta valores extremos (Figura 3) marcados como consecuencias de un relieve extremadamente escarpado.

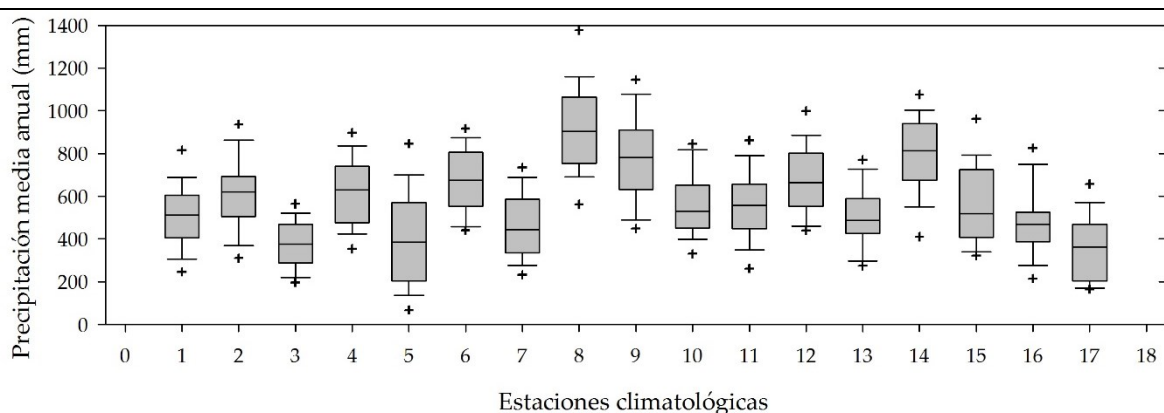


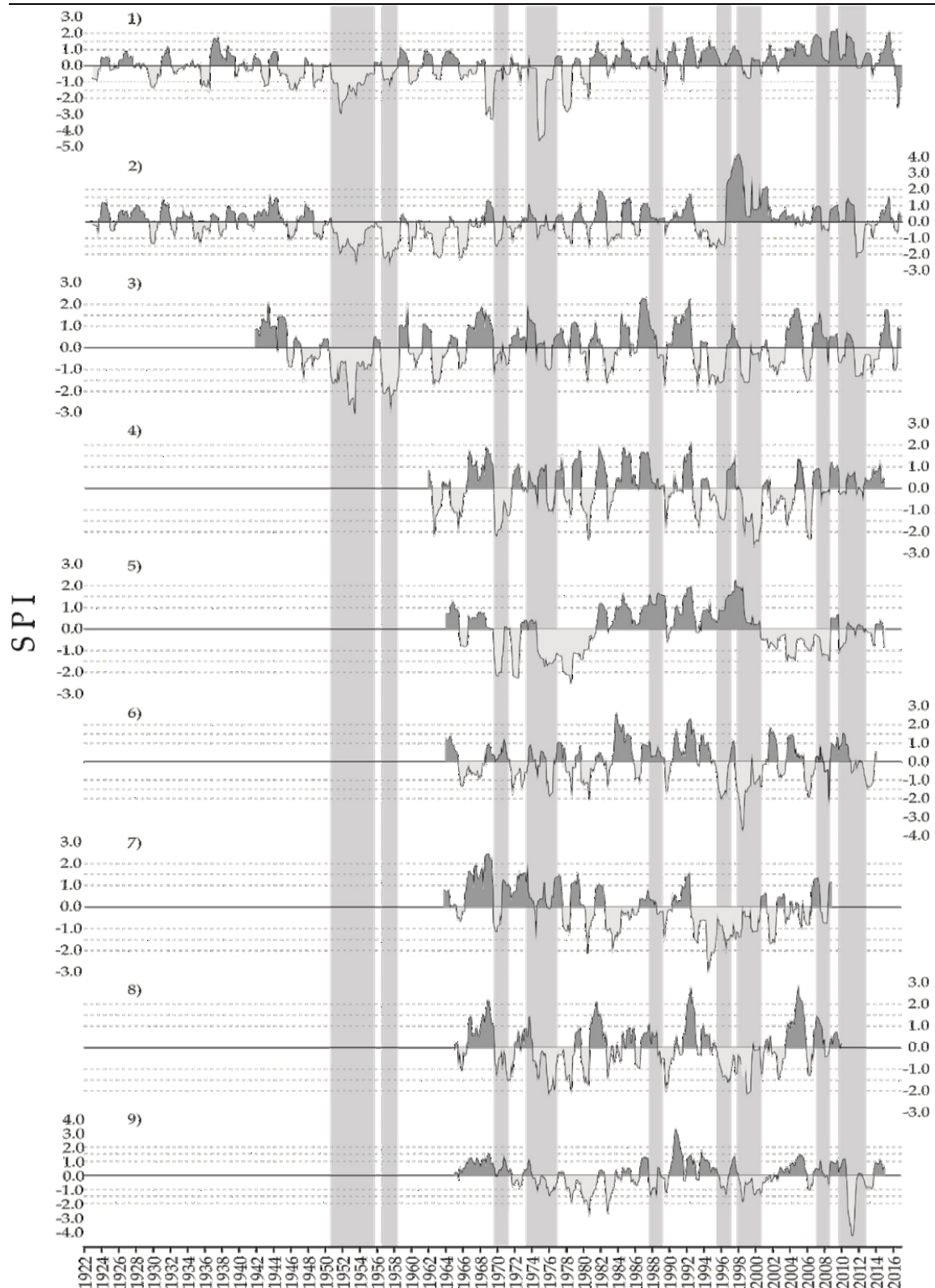
Figura 3. Diagrama de cajas de la precipitación media anual para cada estación climatológica. Se señalan los valores correspondientes a la mediana con una línea horizontal en color negro al centro; las desviaciones estándar con líneas horizontales a los extremos y las cruces indican valores extremos o anómalos.

Siempre es confuso tratar de buscar factores locales que expliquen la repartición espacial de las precipitaciones. Sin embargo, la primera apreciación con respecto a las isoyetas que muestra la Figura 2 permite comprender el rol primordial de la altitud y de la distancia al océano en la distribución de la cantidad de lluvia, como lo señalan Descroix *et al.* (2004) y Velásquez *et al.* (2013). De hecho, de manera paradójica, este rol es más evidente para la vertiente interior (oriental) de la SMO; mientras que para la vertiente del Pacífico, la evolución es inevitablemente más compleja por la simple razón de que la altitud aumenta con el distanciamiento de la costa, haciendo que ambos factores se contrapongan (Descroix *et al.*, 2004).

Índice estandarizado de precipitación

Se generó el SPI a escala temporal de 12 meses para las 17 estaciones climatológicas (Figura 4). Las estaciones Santiago Papasquiaro (1) y Guanaceví (2) representan el registro de datos más extenso, que corresponde al periodo de 1922 a 2016. Ambas estaciones presentan la

misma tendencia de eventos moderados de sequía para las décadas de 1920 a 1940. La estación El Palmito (3), que inicia su operación a inicios del año 1942, representa la tercera serie, con registros más extensos (1941-2016). La primera sequía severa acorde con el índice SPI (Tabla 2) se registra en la década de 1950 y se observa en las tres estaciones (Figura 4). La estación 2 se localiza en la parte alta de la cuenca (2 181 msnm); la estación 1 en la parte media (1 822 msnm), y la estación 3 en la parte baja (1 545 msnm), por lo que se infiere que el impacto de esta sequía afectó toda la cuenca de estudio. La estación 3 en la parte baja registró el valor más bajo de SPI (-3.21) para el año de 1953 (Figura 4).



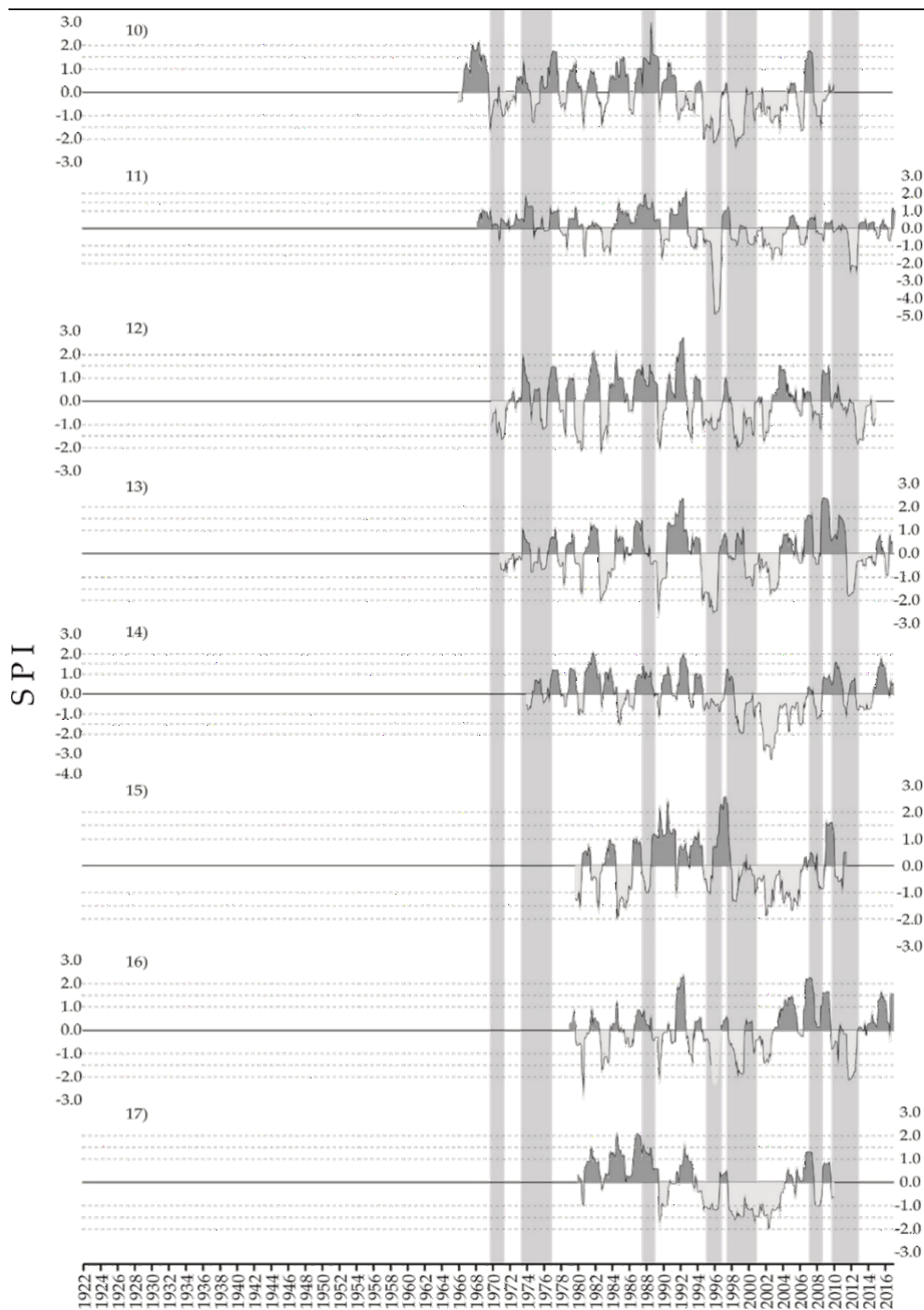


Figura 4. Serie del SPI a escala de 12 meses que indican las sequías registradas en las estaciones climáticas de la cuenca alta del Río Nazas. El área sombreada en gris claro denota sequías y en color gris oscuro periodos húmedos. Las barras verticales en color gris muestran la sincronía de eventos de sequía.

El segundo acontecimiento de sequía considerado desde moderado a extremadamente seco corresponde al periodo 1974-1976, el cual se presenta en 14 de las 17 estaciones analizadas; las tres estaciones restantes aún no operaban, por lo cual no se tiene el registro (Figura 4). La estación Santiago Papasquiaro (1) es la que registra el valor más bajo de SPI en el año 1974 de -4.62. Asimismo, otro acontecimiento severo se identificó en el periodo 1988-1991, el cual se registró en 16 de las 17 estaciones analizadas (Figura 4).

Escobar *et al.* (2012) generaron la estimación del SPI a una escala temporal de tres meses para la estación Sardinias (13), considerada en este análisis; realizaron una clasificación de las sequías por periodos de cinco años; sus resultados indican que la mayor frecuencia de sequías moderadas fue en el periodo 1996-2000; sequías severas en el lapso de 1976 a 1980, y sequías extremas en el periodo de 1991-1995. Los resultados obtenidos a escala anual en este trabajo indican la primera sequía a inicios de 1970 y severa para los periodos 1988-1991 y 1994-1996. Cabe mencionar que a una escala de tres meses, los valores de SPI fluctúan con rapidez entre valores negativos y positivos debido a que el periodo en que las variables son tomadas en cuenta es muy corto, por lo tanto los cambios son asimilados a mayor velocidad, por ende, escalas más largas reflejan un patrón de precipitación más extenso (Castillo *et al.*, 2017). Esto se verifica al comparar los eventos obtenidos por Escobar *et al.* (2012) para la categoría de sequías extremas, la cual arrojó una frecuencia de 10 eventos, mientras que a una escala anual se redujo a tres eventos.

Estudios paleoclimáticos basados en los anillos de crecimiento de coníferas en la parte alta de la cuenca del Nazas lograron reconstruir la variabilidad de la precipitación para el periodo 1599-2008 (Cerano *et al.*, 2012). La reconstrucción para estos cuatro siglos determinó la presencia de sequías severas, de las cuales la sequía de la década de 1950 representa una de las más severas, con impactos importantes desde el punto de vista hidrológico y social. De igual forma, Sthale *et al.* (2009) señalan que la amplia y persistente sequía sobre el noroeste de México

comenzó en la década de 1990 y se mantuvo hasta 2009, la cual fue generalizada en la mayor parte del país; ello se replica en las estaciones meteorológicas con la serie de datos más reciente.

Recientemente Hace poco se han analizado sequías considerando el SPI en otras cuencas. Por ejemplo, Castillo *et al.* (2017) calcularon el SPI a diferentes escalas temporales para la cuenca del río Fuerte al noroeste de México para el periodo de 1961-2012. Para esta cuenca, los valores del SPI oscilaron entre -2.0 y 2.5, y los periodos de sequía moderada son más frecuentes al final de la serie. Las escalas de 3 y 6 meses presentaron eventos de sequía de moderada a extrema, de corta y mediana duración; en cambio, a escala de 12 y 24 meses, presentaron sequías moderadas y severas, con una duración de hasta 61 meses. Para una cuenca en el Pacífico norte de México, para el periodo 1961-2010, se estimó el SPI y el SPEI, encontrando que los principales episodios de sequía se registraron en la década de 1980 y 2000; en el año de 1982 se registra el episodio de mayor intensidad, aunque el episodio de 2003 presentó una duración y magnitud superior (Serrano *et al.*, 2016). Esta variabilidad en el SPI y sincronía de las sequías en diferentes cuencas del país muestra una variabilidad climática similar a escalas geográficas extensas, eventos extremos que pueden estar modulados por fenómenos climáticos de circulación general.

Variabilidad de las series del SPI

El ACP determinó que de 17 estaciones analizadas, 15 estaciones se agrupan en el PC1 (Figura 5), el PC1 explica 49.60% de la variabilidad. Se determinó una correlación significativa ($p < 0.01$) entre las 15 estaciones, por lo que existe una variación común de la precipitación para 88.2% de las estaciones. Al encontrar una variabilidad común entre estaciones, se promediaron los valores del SPI de las estaciones analizadas en orden cronológico y se generó una serie de SPI regional (1922-2016) para la cuenca alta del río Nazas (Figura 6).

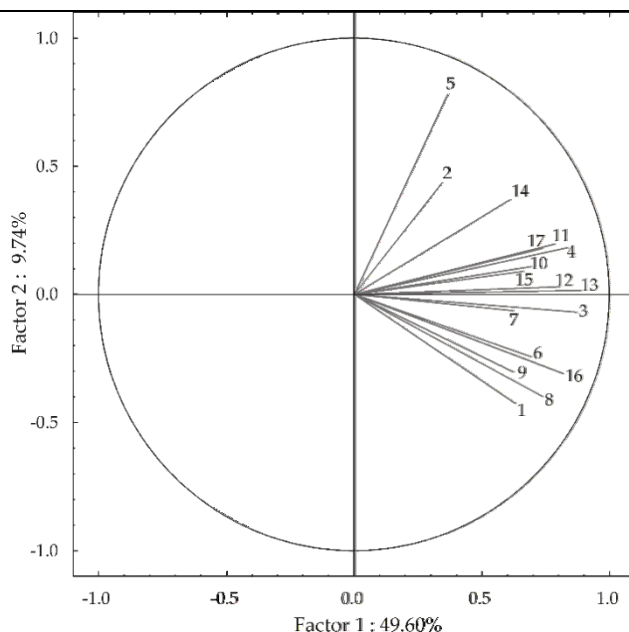


Figura 5. Análisis de componentes principales (APC), que indica una variabilidad común para la mayoría de las estaciones analizadas (15 de 17 estaciones). Los números corresponden a la estación climatológica presentadas en la Tabla 2.

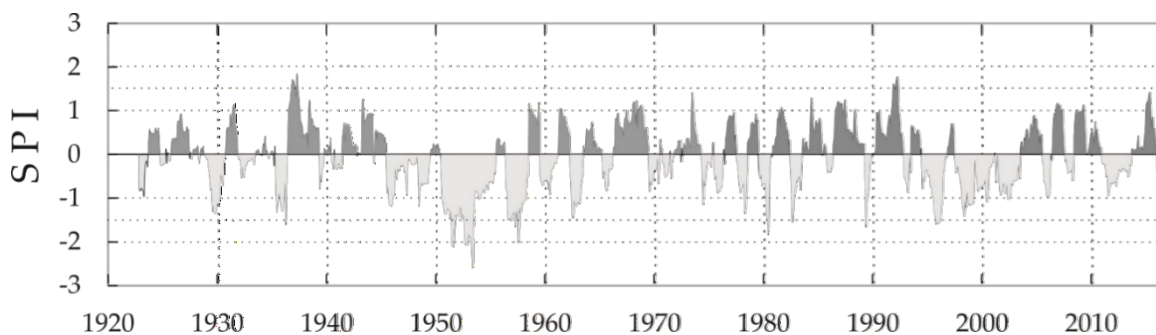


Figura 6. Índice Estandarizado de Precipitación regional (1922-2016) para la cuenca alta del río Nazas.

El SPI regional muestra los principales eventos secos y húmedos que se han presentado en la cuenca alta del río Nazas en las últimas nueve décadas. Las sequías en la categoría de moderadas a severas se presentan a partir de la década de 1950 (Figura 7). Sin embargo, este evento no puede ser comparado con los resultados obtenidos por Castillo *et al.* (2017) y Serrano *et al.* (2016), pues su análisis inicia en la

década de 1960. Los lapsos con mayor duración de sequías para la cuenca se registraron en agosto de 1945, extendiéndose hasta agosto de 1949 (49 meses), retornando una extensa sequía que inicia en agosto de 1950 y se prolonga progresivamente hasta agosto de 1955 (61 meses); por último, en septiembre de 1956 se presenta una disminución de la precipitación que se extiende hasta agosto de 1958.

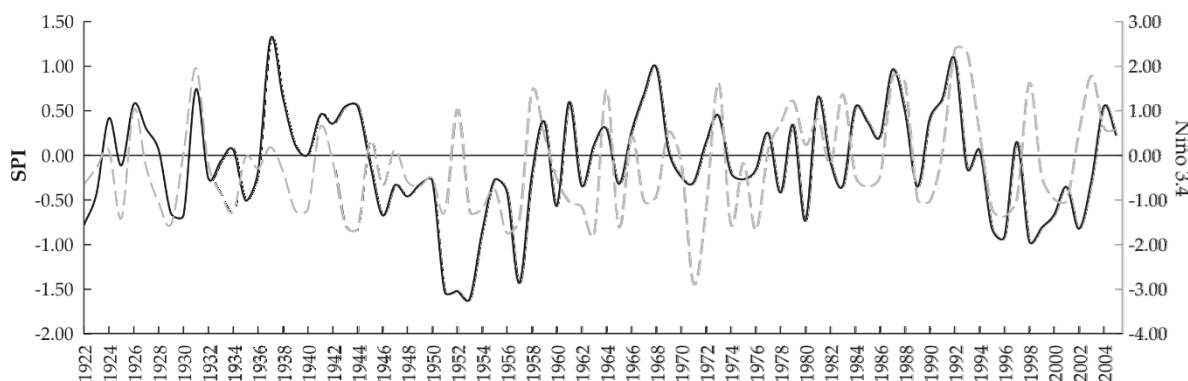


Figura 7. Relación entre el SPI regional (línea continua) y eventos extremos del índice Niño 3.4 (línea discontinua).

Los resultados obtenidos por Cerano *et al.* (2012) en una reconstrucción de la precipitación para la parte alta del Nazas documentan los mismos eventos de disminución de la lluvia en la década de 1950. El segundo periodo de sequía con mayor extensión fue a finales de 1990, específicamente en el año 1997, sequía que se extendió por 43 meses, finalizando en el primer trimestre del año 2001. Trabajos dendroclimáticos para esta región del estado de Durango han reportado este intervalo de fuerte disminución en la precipitación (Cerano, Villanueva, Valdez, Arreola, & Constante, 2011; Chávez *et al.*, 2017). El evento de sequía más reciente se registra en el periodo 2011-2013, con una duración de 33 meses; estos resultados sincronizan fielmente con lo reportado por Chávez *et al.* (2017), quienes documentan una fuerte disminución de la precipitación para el periodo 2011-2017.

Influencia del ENSO en la variabilidad del SPI

La relación entre el SPI regional anual y el índice Niño 3.4 presenta un coeficiente de correlación de $r = 0.27$ ($p < 0.05$). Para periodos específicos como 1922 y hasta finales de la década de 1940, de 1953 a 1960, y de 1980 al 2004 se observa una tendencia similar. Entre los años que no muestran sincronía sobresalen 1952, 1967 y 1983 (Figura 7). Los registros de ENSO de 1950-2016 reportan eventos La Niña y El Niño de diferente intensidad (NOAA, 2016). Los índices positivos y negativos para los periodos de 1953-1960, década de 1970, y de 1980-2004 sincronizan con eventos ENSO en su fase El Niño y La Niña, respectivamente.

Un análisis espectral del SPI anual y los índices del Niño 3.4 determinó que el espectro de ondeleta para el SPI mostrara áreas significativas ($p < 0.05$), que corresponden a 1 y 2 años para los periodos 1932-1935, 1957-1962, 1979-1983, y de 25 a 30 años para 1938-1988 (Figura 8a). El espectro del Niño 3.4 registra una frecuencia irregular de 1 a 7 años para los periodos de 1930-1935, 1964-1967, 1969-1973 y 1983-2005 (Figura 8b). El análisis de coherencia de ondeletas determinó una relación en fase significativa ($p < 0.05$) entre el SPI y el Niño 3.4 durante el periodo 1922-1928, a frecuencias de 2 y 3 años; de 1922-1935 a 6 y 7 años; de 1956-1962 a 2 y 3 años; de 1980-200 a 4 y 7 años, y de 1991 a la fecha en frecuencias de 10 y 14 años (Figura 8c). Existe una relación de fase entre ambos índices; los intervalos secos y lluviosos registrados en 1920-1930, 1950, 1970 y de 1980 a 2005 han sido influenciados de manera significativa por la ocurrencia de ENSO en periodos de 2 a 7 años, 2 a 3 años, 4 a 5 años y de 10 a 14 años, respectivamente.

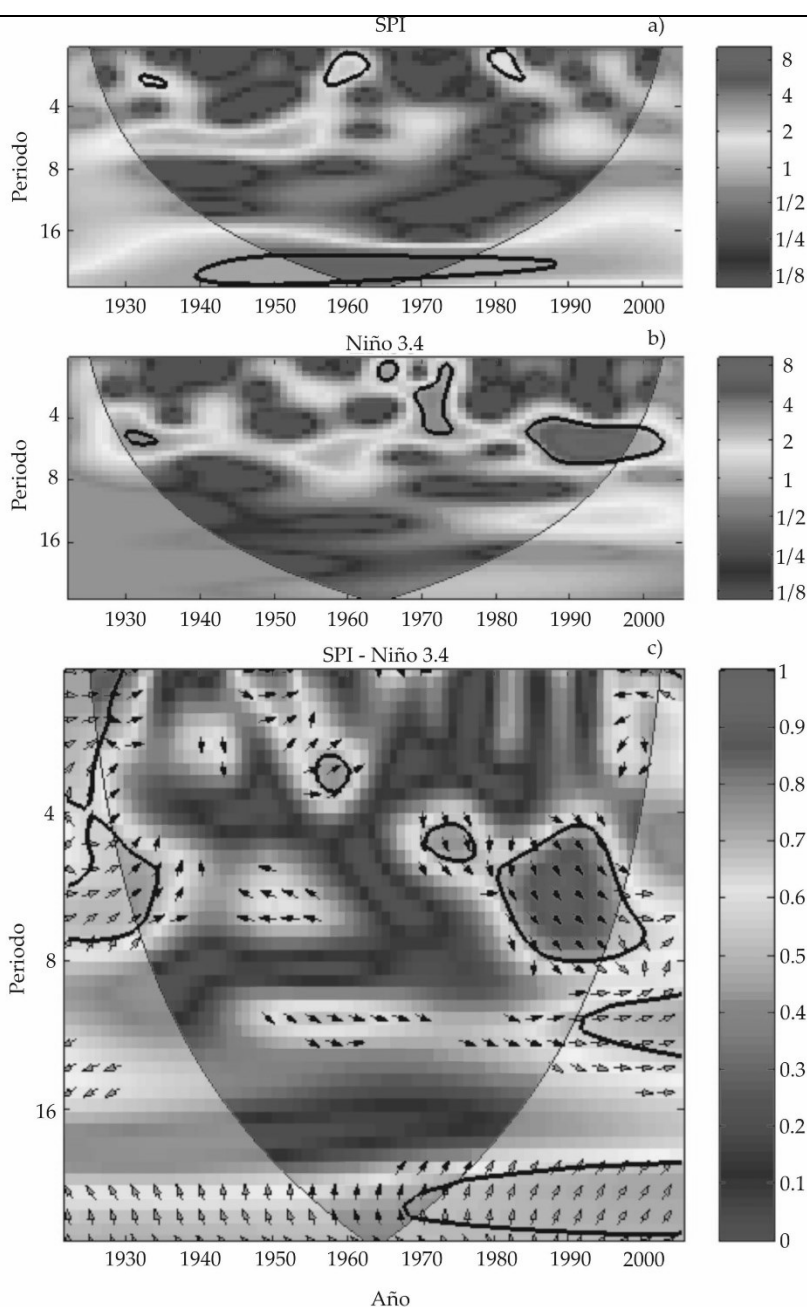


Figura 8. Análisis de coherencia de ondeletas entre SPI y ENSO. Las manchas más intensas (gris a negro) delimitadas por una línea continua indican la presencia de una relación significativa ($p < 0.05$) entre ambas variables. Las flechas horizontales hacia la derecha señalan que ambos fenómenos están en fase o que presentan una relación positiva; por el contrario, las flechas hacia la izquierda denotan antifase o relación

negativa, y las flechas en orientación vertical muestran que las variables están desfasadas.

La variabilidad del clima en el norte de México es modulada en gran medida por la señal de ENSO tanto en su fase La Niña como El Niño (Sthale & Cleaveland, 1993; Magaña, Pérez, Vázquez, Carrizosa, & Pérez, 2009). La reconstrucción de la variabilidad de la precipitación para los últimos 400 años en la parte alta de la cuenca del Nazas con base en series dendroclimáticas documentó una influencia significativa del ENSO en la modulación de la variabilidad de la precipitación, incrementos de la precipitación en la fase El Niño y fuertes sequías en la fase La Niña (Cerano *et al.*, 2011).

Otros estudios a nivel global analizan la influencia de ENSO en la precipitación mediante el uso del SPI, por ejemplo, Sigdel e Ikeda (2010) caracterizaron las sequías usando el SPI para Nepal a escalas temporales de 3 y 12 meses, analizando la conexión entre el SPI y los índices climáticos *Southern Oscillation Index* (SOI) e *Indian Ocean Dipole Mode Index* (DMI), y concluyen que una de las causas de las sequías de verano es El Niño, mientras que las sequías invernales podrían ser relacionadas positivamente con DMI. Por su parte, Lovino, García y Baethgenc (2014) relacionaron los valores de SPI obtenidos para la región noreste de Argentina, encontrando sincronía con los eventos La Niña. Sarricolea y Meseguer (2015) efectuaron la caracterización de las sequías en Chile central y las asociaron con el índice El Niño 3.4; los resultados fueron significativos ($p < 0.05$), mostrando una relación directa entre la presencia de El Niño con lluvias abundantes y sequías con La Niña.

La parte alta de la cuenca del río Nazas provee los escurrimientos que son almacenados en la presa Lázaro Cárdenas y la derivación aguas abajo a la presa Francisco Zarco; este complejo de presas da vida a la parte baja de la cuenca denominada Comarca Lagunera. El conocimiento de la influencia de fenómenos climáticos de circulación general como ENSO en la modulación de la variabilidad climática a escala regional representa información esencial para implementar mejores estrategias de manejo de los recursos hídricos y prevenir a corto plazo riesgos en las actividades agrícolas.

Conclusiones

Se logró generar una serie regional de SPI para el periodo 1922-2016 para la parte alta de la cuenca del río Nazas a una escala temporal de 12 meses. Los eventos de sequías más severas y de mayor magnitud se registraron en las décadas de 1950, 2000 y 2010; y sequías moderadas en las décadas de 1970 y 1980. Un análisis espectral de coherencia de ondeletas determinó una relación significativa entre la variabilidad del SPI y el ENSO, años con índices negativos extremos relacionados con La Niña e índices con valores positivos más altos relacionados con El Niño. En las últimas nueve décadas se observa una modulación importante del SPI por ENSO. Se recomienda en futuros trabajos analizar la influencia del PDO y el monzón en la parte alta de la cuenca del Nazas, fenómenos que pudieran estar influyendo en la variabilidad de los recursos hídricos de esta importante región, que permitan dilucidar cuál sería el patrón óptimo de cultivos que maximice la productividad del agua utilizada para riego en estas áreas en el país.

Agradecimientos

Un reconocimiento al organismo de cuenca Cuencas Centrales del Norte de la Comisión Nacional del Agua por las facilidades otorgadas en la actualización de los datos climáticos de las estaciones climatológicas consideradas en este estudio.

Referencias

- Biabanaki, M., Eslamian S. S., Koupai, J. A., Cañón, J., Boni, G., & Gheysari, M. (2014). A principal components/singular spectrum analysis approach to ENSO and PDO influences on rainfall in western Iran. *Hydrology Research*, 45(2), 250-262. DOI: 10.2166/nh.2013.166
- Bonaccorso, B., Peres, D. L., Cancelliere, A., & Rossi, G. (2013). Large-scale probabilistic drought characterization over Europe. *Water Resources Management*, 27, 1675-1692.

-
- Bordi, I., Fraedrich, F., & Sutera, A. (2009). Observed drought and wetness trends in Europe: An update. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13, 1519-1530.
- Campos, D. F. (2014). Comparación de tres métodos estadísticos para detección y monitoreo de sequías meteorológicas. *Agrociencia*, 48, 463-476.
- Castillo, C. M., Ibañez, C. L. A., Valdés J. B., Arteaga R. R., & Vázquez, P. M. A. (2017). Análisis de sequías meteorológicas en la cuenca del Río Fuerte, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 35-52.
- Cerano, P. J., Villanueva, D. J., Valdez, C. R. D., Arreola, A. J. G., & Constante, G. V. (2011). El Niño Oscilación del Sur y sus efectos en la precipitación en la parte alta de la cuenca del río Nazas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18, 207-215. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2010.09.076.
- Cerano, P. J., Villanueva, D. J., Valdez, C. R. D., Constante, G. V., González, B. J. L., & Estrada, A. J. (2012). Precipitación reconstruida para la parte alta de la cuenca del río Nazas, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(10), 7-23.
- Chávez, G. M. P., Cerano, P. J., Nájera, L. J. A., Pereda, B. V., Esquivel, A. G., Cervantes, M. R., Cambrón, S. V. H., Cruz, C. F., & Corral, R. S. (2017). Reconstrucción de la precipitación invierno-primavera con base en anillos de crecimiento de árboles para la región de San Dimas, Durango, México. *Bosque*, 38(2), 387-399, DOI: 10.4067/S0717-92002017000200016
- Descroix, L., González, B. J. L., & Estrada, A. J. (eds.). (2004). *La Sierra Madre Occidental una fuente de agua amenazada*. Gómez Palacio, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias- 'Institut de Recherche pour le Développement.
- Escobar, P. J. J., González, B. J. L., Sánchez, C. I., Muñoz, V. A., & Villa, C. M. (2012). Análisis de la lluvia y su relación con fenómenos del cambio climático; estudio de caso en estación meteorológica Sardinias (San Bernardo, Durango). *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 11(2), 75-84.
- Estrada, A. J., Delgado, R. G., Palomo, R. M., Rivera, G. M., Jacobo, S. M. R., & Villanueva, D. J. (2014). La cuenca del río Nazas en el norte de México: condición e iniciativas en la conservación de sus recursos naturales. *Agrofaz*, 14(2), 123-135.

- Fischer, T., Gemmer, M., Su, B., & Scholten, T. (2013). Hydrological long-term dry and wet periods in the Xijiang River basin, South China. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 135-148.
- Heim, R. R. Jr. (2002). A review of twentieth-century drought indices used in the United States. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83, 1149-1165.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas (SIATL) V. 3.2* recuperado de http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/#
- Li, J., Shang-Ping, X., Cook, E. R., Morales, M. S., Christie, D. A., Johnson, N. C., Chen, F., D'Arrigo, R., Fowler, A. M., Gou, X., & Fang, K. (2013). El Niño modulations over the past seven centuries. *Nature Climate Change*, 3, 822-825. DOI: 10.1038/NCLIMATE1936
- Lovino, M., García, N. O., & Baethgenc, B. (2014). Spatiotemporal analysis of extreme precipitation events in the Northeast region of Argentina (NEA). *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2, 140-158. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.09.001>
- Magaña, V., Pérez, J. L., Vázquez, J. L., Carrizosa, E., & Pérez, J. (1999). *Los impactos de El Niño en México*. México, DF, México: Secretaría de Educación Pública, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.
- MathWorks. (2002). *Software matemático*. MATLAB Versión 6.5.
- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scale. In: *Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology* (pp. 179-184), Anaheim, California, American Meteorological Society, Boston.
- NDMC, National Drought Mitigation Center. (2017). *SPI SL 6.exe Program to Calculate Standardized Precipitation Index*. National Drought Mitigation Center. Recuperado de <https://drought.unl.edu/droughtmonitoring/SPI/SPIProgram.aspx>
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration – National Weather Service, Climate Prediction Center. (2016). Historical El Niño/ La Nina episodes (1950-present). Recuperado de https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/en_sostuff/ONI_v5.php

-
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2012). *Índice normalizado de precipitación. Guía del usuario*. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial. Recuperado de http://www.droughtmanagement.info/literature/WMO_standardized_precipitation_index_user_guide_es_2012.pdf.
- Ortega, G. D. (2012). *Sequía en Nuevo León: vulnerabilidad, impactos y estrategias de mitigación*. Apodaca, México: Instituto del Agua del Estado de Nuevo León.
- Paredes, F. J., Barbosa, A. H., & Guevara, E. (2015). Análisis espacial y temporal de las sequías en el nordeste de Brasil. *Agriscientia*, 32 (1), 1-14.
- Pereira, L. S., Cordery, I., & Iacovides, I. (2009). *Coping with water scarcity: Addressing the challenges*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Raziei, T., Martins, D. S., Bordi, I., Santos, J. F., Portela, M. M., Pereira, L. S., & Sutera, A. (2014). SPI Modes of drought spatial and temporal variability in Portugal: Comparing observations, PT02 and GPCC gridded datasets. *Water Resources Management*, 29(2), 487-504. DOI 10.1007/s11269-014-0690-3
- Raziei, T., Bordi, I., Pereira, L., & Sutera, A. (2010). Space-time variability of hydrological drought and wetness in Iran using NCEP/NCAR and GPCC datasets. *Hydrology Earth System Sciences*, 14, 1919-1930.
- Santos, J., Pulido-Calvo, I., & Portela, M. (2010). Spatial and temporal variability of droughts in Portugal. *Water Resources Research*, 46 (3), W03503, 1-13. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1029/2009WR008071>
- Sarricolea, P., & Meseguer, R. O. (2015). Sequías en Chile central a partir de diferentes índices en el periodo 1981-2010. *Investigaciones Geográficas Chile*, 50, 19-32.
- Serrano, B. L., Vicente, S. S. M., Flores, M. H., Tijerina, C. L., & Vázquez, S. D. (2016). Variabilidad espacio-temporal de las sequías en la cuenca pacífico norte de México (1961-2010). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 42(1), 185-204. DOI: 10.18172/cig.2857
- Sigdel, M., & Ikeda, M. (2010). Spatial and temporal analysis of drought in Nepal using Standardized precipitation index and its relationship

-
- with climate indices. *Journal of Hydrology and Meteorology*, 7(1), 59-74.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2017). *Normales climatológicas del estado de Durango*. Recuperado de <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=dgo>
- Sönmez, F., Kömüscü, A., Erkan, A., & Turgu, E. (2005). An analysis of spatial and temporal dimension of drought vulnerability in Turkey using the standardized precipitation index. *Natural Hazards*, 35(2), 243-264.
- Sthale, D. W., Cook, E. R., Villanueva, D. J., Fye, F. K., Burnette, R. D., Griffin, R. D., Acuña, S. R., Seager, R., & Heim, Jr. (2009). Early 21st-Century Drought in México. *EOS, Transactions, American Geophysical Union*, 90(11), 89-100.
- Sthale, D. W., & Cleaveland, M. K. (1993). Southern Oscillation extremes reconstructed from tree-rings of the Sierra Madre Occidental and Southern Great Plains. *Journal of Climate*, 6, 129-140.
- Telesca, L., Vicente-Serrano, S., & López, M. J. (2013). Power spectral characteristics of drought indices in the Ebro river basin at different temporal scales. *Stochastic Environmental Research Risk Assessment*, 27, 1155-1170.
- Toro, T. A. M., Arteaga, R. R., Vázquez, P. M. A., & Ibañez, C. L. A. (2015). Relleno de series diarias de precipitación, temperatura mínima, máxima de la región norte del Urabá Antioqueño. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 6(2), 577-588.
- Trenberth, K. E. (2013). El Niño Southern Oscillation (ENSO). *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, 1, 1-12. Recuperado de [http://www.cgd.ucar.edu/cas/Trenberth/website-archive/trenberth.papers-moved/2013ElNinoSouthernOscillation\(ENSO\)-Elsevier.pdf](http://www.cgd.ucar.edu/cas/Trenberth/website-archive/trenberth.papers-moved/2013ElNinoSouthernOscillation(ENSO)-Elsevier.pdf)
- Velásquez, V. M. A., Medina, G. G., Sánchez, C. I., Oleschko, L. K., Ruíz C. J. A., & Korvin, G. (2013). Spatial variability of the Hurst exponent for the daily scale rainfall series in the state of Zacatecas, Mexico. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 52, 2771-2780. Recuperado de <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-13-0136.1>

-
- Vicente-Serrano, S. (2006). Spatial and temporal analysis of droughts in the Iberian Peninsula (1910-2000). *Hydrological Sciences Journal*, 51(1), 83-97.
- Zhai, J., Su, B., Krysanova, V., Vetter, T., Gao, C., & Jiang, T. (2010). Spatial variation and trends in PDSI and SPI indices and their relation to streamflow in 10 large regions of China. *Journal of Climate*, 23, 649-663.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-05-06

Artículos

Método para estimar las constantes de la ley logarítmica

Method to estimate the constants of the logarithmic law

Ángel Mendoza-González¹

Ariosto Aguilar-Chávez²

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México,
angelmg@comunidad.unam.mx, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2883-2330>

²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México,
aaguilar@tlaloc.imta.mx, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2884-5908>

Autor para correspondencia: Ángel Mendoza-González,
mendoza.gonzalez.angel@gmail.com

Resumen

En este documento se presenta un procedimiento para determinar las constantes empíricas de von Kármán κ y de adición A de la ley de distribución de velocidad logarítmica, y se fundamenta en una estimación global de los valores mínimos de error entre el modelo de la ley logarítmica y los datos de una medición. Para verificar la bondad del método propuesto, se realizó una comparación con otros métodos presentados en la literatura, utilizando los datos de un perfil de velocidad obtenidos en un canal de pendiente variable de sección rectangular, con un velocímetro acústico de efecto Doppler (ADV, *Acoustic Doppler Velocimeter*). La prueba experimental fue en flujo uniforme con fondo de rugosidad $k_s = 0.000535$ m y un número de Reynolds $Re > 36\,000$. El método propuesto permite estimar de forma simultánea las constantes κ y A , localizando un valor óptimo denominado $E_{\min}$ en un plano bidimensional de estimación de error de

las constantes. Los resultados del método propuesto en comparación con otros reportados en la literatura indican una mejora o al menos una estimación similar. Además, se comprobó el ajuste de la ley logarítmica con los valores obtenidos de la prueba experimental en el rango establecido $30 < y^+ < 0.3\delta^+$, utilizando los valores calculados de κ y A con el método propuesto.

Palabras clave: ley logarítmica, constante de von Kármán, constante de adición, velocimetría acústica Doppler.

Abstract

This paper presents a procedure to determine the empirical constants of von Kármán κ and additive A of the law of logarithmic velocity distribution, is based on a global estimation of the minimum values of error between the logarithmic law model and the data of a measurement. To verify the goodness of the proposed method, a comparison was made with other methods presented in the literature, using the data of a velocity profile obtained in a variable slope channel of rectangular section, with an Acoustic Doppler Velocimeter (ADV). The experimental test was in uniform flow with bed roughness $k_s = 0.000535$ m and Reynolds number $Re > 36\,000$. The proposed method allows to simultaneously estimate the empirical constants κ and A , locating an optimal value called $E_{\min}$ in a two-dimensional plane of error estimation of the constants. The results of the proposed method compared to others reported in the literature indicate an improvement or at least a similar estimate. In addition, the adjustment of the logarithmic law with the values obtained from the experimental test in the established range $30 < y^+ < 0.3\delta^+$ was verified, using the calculated values of κ and A with the proposed method.

Keywords: Logarithmic law, von Kármán constant, additive constant, acoustic Doppler velocimetry.

Recibido: 21/08/2018

Aceptado: 19/03/2019

Introducción

La distribución de velocidades medias en un cauce natural o artificial se considera por simplicidad como un proceso bidimensional que tiene regiones con diferentes características de velocidad en función del tirante (Nezu & Nakagawa, 1993). Estas regiones se evalúan por la relación y/h , donde y es la coordenada vertical y h es la profundidad o tirante del flujo. En la región cercana al fondo $0 \leq y/h \leq 0.2$, la velocidad principal es descrita por la clásica "ley de pared" (Coles, 1956), que se compone de tres zonas: subcapa viscosa, amortiguamiento y logarítmica (Petrie & Diplas, 2016; Spalding, 1961). La existencia de la subcapa viscosa y la zona de amortiguamiento está en función de la rugosidad del fondo, por ejemplo, si el valor de escala de rugosidad adimensional $k_s^+ < 5$ ($k_s^+ = k_s u_* / \nu$, donde k_s es la rugosidad absoluta, u_* es la velocidad de corte y ν es la viscosidad cinemática), el flujo se considera con fondo hidráulicamente liso y están presentes las tres zonas. Si $5 \leq k_s^+ \leq 70$, el flujo penetra la zona de amortiguamiento y la subcapa viscosa desaparece, considerándose como flujo con fondo incompletamente rugoso. Finalmente, si $k_s^+ > 70$, se considera como flujo con fondo completamente rugoso y las dos primeras zonas desaparecen, permaneciendo sólo la zona logarítmica. En el rango $0.2 < y/h \leq 1.0$ el perfil de velocidad no sigue una tendencia logarítmica, ya que se tienen dos comportamientos: el denominado fenómeno de *inmersión* (Bonakdari, Larrarte, Lassabatere, & Joannis, 2008; Yang, 2005) o de *estela* (Yang, 2009), donde los valores de una medición difieren respecto a los estimados con la "ley logarítmica", ecuación (1).

$$u^+ = \frac{1}{\kappa} \ln y^+ + A \quad (1)$$

Donde $u^+ = \bar{u}/u_*$ es la escala de velocidad adimensional; $y^+ = y u_* / \nu$, la escala de longitud adimensional; $\bar{u}$, la velocidad media en dirección principal del flujo; κ , la constante de von Kármán, y A es la constante de adición. Este modelo logarítmico se ha utilizado para caracterizar el campo de velocidad de flujos turbulentos en ríos (Ferro & Baïamonte, 1994; Petrie & Diplas, 2016), canales (Auel, Albayrak, & Boes, 2014;

Tominaga & Nezu, 1992) y tuberías (Bailey, Vallikivi, Hultmark, & Smits, 2014; Perry, Hafez, & Chong, 2001).

De acuerdo con Segalini, Örlü y Alfredsson (2013), en los trabajos experimentales que se exponen en la literatura, el rango donde la ley logarítmica reproduce de modo correcto el perfil de velocidad no está completamente definido. Según Segalini *et al.* (2013), el límite inferior oscila entre $30 \leq y^+ \leq 300$ e incluso hay publicaciones que indican un límite hasta 600 (McKeon, Li, Jiang, Morrison, & Smits, 2004; Zagarola & Smits, 1998); para el límite superior se encuentra alrededor de $0.1 \leq y^+/\delta^+ \leq 0.3$ ($\delta^+ = \delta u_*/\nu$, donde δ denota el espesor de la capa límite); también hay publicaciones que muestran valores hasta 0.75 (Zanoun, Durst, & Nagib, 2003).

Para el uso de la ley logarítmica es necesario estimar los valores de las constantes empíricas κ y A , y existen diferentes métodos para determinarlas en diversas condiciones de flujo, a partir de datos de una medición (Monkewitz, 2017; Segalini *et al.*, 2013; Zanoun *et al.*, 2003). Los parámetros básicos que deben tomarse en cuenta para estimar las constantes son número de Reynolds y Froude (Bailey *et al.*, 2014; Monkewitz, 2017); rugosidad del fondo (Auel *et al.*, 2014), y la relación de aspecto del cauce b/h (en el caso de una sección rectangular, donde b es el ancho del fondo del canal) (Bonakdari *et al.*, 2008).

En este documento se presenta un procedimiento para determinar las constantes empíricas κ y A de la ley logarítmica, y se fundamenta en una estimación global de los valores mínimos de error entre el modelo de la ley logarítmica y los datos de una medición. Además, con el fin de conocer los alcances de este método, se realizó una comparación con otros métodos descritos por Segalini *et al.* (2013), que son mínimos cuadrados, función de indicador y dispersión $\kappa - A$. En el apartado siguiente se describen tales métodos, junto con el propuesto en este trabajo, denominado topología.

La determinación de las constantes empíricas ante diferentes valores de número de Reynolds y Froude, rugosidad del fondo y relación de aspecto permite conocer sus variaciones y, por tanto, es posible utilizar con mayor precisión metodologías para determinar la velocidad de corte mediante el uso de la ley logarítmica, como la expuesta por Mendoza-González y Aguilar-Chávez (2018), donde se asumen valores fijos para κ y A .

Métodos de estimación de las constantes κ y A

Mínimos cuadrados

En el método de mínimos cuadrados se estima la constante de von Kármán con la ecuación (2) (Segalini *et al.*, 2013).

$$\kappa = \frac{N \sum_i \ln^2 y_i^+ - (\sum_i \ln y_i^+)^2}{N \sum_i u_i^+ \ln y_i^+ - \sum_i u_i^+ \sum_i \ln y_i^+} \quad ; \quad i \in \{1, \dots, N\} \quad (2)$$

Donde N es el número de valores de una medición que se consideran dentro del rango de la ley logarítmica e i denota el contador de cada valor. Una vez calculado κ , se procede con la estimación de A mediante la ecuación (3).

$$A = \frac{1}{N} \sum_i \left(u_i^+ - \frac{1}{\kappa} \ln y_i^+ \right) \quad (3)$$

Función de indicador

Este método tiene su origen en aplicar la derivada a la escala de velocidad u^+ respecto a la escala de longitud y^+ de la ley logarítmica. Entonces, se tiene la siguiente relación, ecuación (4).

$$\frac{du^+}{dy^+} = \frac{d}{dy^+} \left(\frac{1}{\kappa} \ln y^+ + A \right) \quad (4)$$

Desarrollando la derivada se tiene la ecuación (5).

$$\frac{du^+}{dy^+} \approx \frac{1}{\kappa} \frac{1}{y^+} \quad (5)$$

Finalmente, despejando la inversa de κ , se obtiene la función de indicador, ecuación (6).

$$\frac{1}{\kappa} \approx y^+ \frac{du^+}{dy^+} \quad (6)$$

Para aplicar la ecuación anterior a valores discretos de una medición se utiliza la ecuación (7).

$$\frac{1}{\kappa} \approx \frac{1}{N} \sum_i y_i^+ \frac{du^+}{dy^+} \Big|_i \quad (7)$$

Mediante la ecuación (7) se calcula κ , mientras que A se determina con la ecuación (3). Este método también ha sido utilizado para discernir el rango de la región logarítmica. Este procedimiento es expuesto por Zanoun *et al.* (2003). La dificultad de tal método es determinar la derivada del perfil de velocidad du^+/dy^+ , que tiene una gran dispersión debido a la incertidumbre inherente de los datos de una medición, siendo mayor en la cercanía de la pared (Segalini *et al.*, 2013). Por lo tanto, para aplicarlo método se recomienda tomar las muestras de velocidad a una distancia constante (Österlund, 1999) y emplear un esquema de diferenciación central de orden superior (Buschmann & Gad-El-Hak, 2003).

Dispersión $\kappa - A$

Este método fue propuesto por Alfredsson, Imayama, Lingwood, Örlü y Segalini (2013), y consiste en un reordenamiento de la ley logarítmica, tal como lo indica la ecuación (8).

$$\kappa A = \kappa u^+ - \ln y^+ \quad (8)$$

Para emplear la ecuación (8) se propone un rango de M valores de κ , y este rango se divide en $j \in \{1, \dots, M\}$ valores de evaluación, para los N valores de la región logarítmica. Con ello se obtiene una distancia de error $(\Delta \kappa A_i)_j$ para cada valor de κ propuesto, tal distancia se define por la diferencia entre el $\max(\kappa A_i)$ y el $\min(\kappa A_i)$. El valor óptimo de ajuste para κ , es aquel donde se tiene el $\min(\Delta \kappa A_i)_j$. Por último, A se calcula con la ecuación (3), o bien, a partir de los valores κA_i , con la ecuación (9).

$$A = \frac{1}{\kappa N} \sum_i \kappa A_i \quad (9)$$

Topología (propuesta)

El método propuesto consiste en un reordenamiento de la ley logarítmica, como se muestra en la ecuación (10).

$$u^+ - \frac{1}{\kappa} \ln y^+ - A = 0 \quad (10)$$

En la expresión anterior, los valores de una medición u^+ y y^+ deben guiar el resultado a cero; en un caso ideal se podría tener un solo valor de κ y A , para indicar el valor exacto del perfil de velocidades de una

medición. En este caso, se propone que existe una pequeña diferencia entre los valores de una medición y el valor de estimación de la ecuación (10), y se define como error de estimación E_i . La forma funcional del error se aplica sobre un espacio paramétrico de los valores de κ y A , por lo que $E_i: \Omega(\kappa, A) = [\kappa_{min}, \kappa_{max}] \times [A_{min}, A_{max}]$, donde $\Omega(\kappa, A)$ es un espacio métrico para determinar los valores de las constantes del modelo logarítmico. Entonces, por cada valor de una medición se obtiene un valor de error sobre el espacio Ω , tal como se indica en la ecuación (11).

$$E_i(\kappa, A) = u_i^+ - \frac{1}{\kappa} \ln y_i^+ - A \quad (11)$$

Con los valores de $E_i(\kappa, A)$ se obtiene el plano métrico del error, que en teoría se considera continuo; sin embargo, la forma funcional de κ y A no son conocidas, por lo que se considera una evaluación discreta por valores conocidos de éstas. Para obtener una medida escalar de la magnitud del vector de error de estimación E_i se aplica alguna norma de Hölder, ecuación (12). La selección de una norma se discute después.

$$E = \|E_i(\kappa, A)\|_p = \begin{cases} (\sum_i |E_i(\kappa, A)|^p)^{\frac{1}{p}} & , \quad 1 \leq p < \infty \\ \max |E_i(\kappa, A)| & , \quad p = \infty \end{cases} \quad (12)$$

Donde $\|\cdot\|$ es el operador norma y $p \in [1, \infty]$ indica el número de norma. De acuerdo con la definición formal de norma vectorial, la ecuación (12) puede ser cero, si y sólo si $E_i(\kappa, A) = 0$ (Bernstein, 2009); esto indicaría un ajuste exacto de la ley logarítmica con los valores u_i^+ de una medición. En la práctica no es posible tal condición y, por tanto, ninguna combinación de valores κ y A permite igualar con cero la ecuación (12), sin embargo, existe una combinación que minimiza el error de estimación E y genera un ajuste adecuado de la ley logarítmica con un perfil de velocidad medido; entonces se dice que $E_i(\kappa, A) \rightarrow 0$ para una combinación de valores de κ y A , en el dominio $\Omega(\kappa, A)$.

En forma práctica, para estimar los valores de κ y A que minimizan E , se propone una discretización del espacio del dominio, de modo que se tienen los siguientes vectores: $\kappa_j = \{\kappa_1, \dots, \kappa_M\}$ y $A_l = \{A_1, \dots, A_Q\}$, de

dimensión M y Q , respectivamente, además $M, Q > 0$ y $M, Q \in \mathbb{Z}$. El espaciamiento $\Delta\kappa = (\kappa_{max} - \kappa_{min})/M$ y $\Delta A = (A_{max} - A_{min})/Q$ pueden ser establecidos en función de la precisión que se requiera en la estimación de κ y A . Para establecer el rango de $[\kappa_{min}, \kappa_{max}]$ y $[A_{min}, A_{max}]$ se utilizan los valores reportados para estas constantes por otros autores, como los mostrados en la Figura 1.

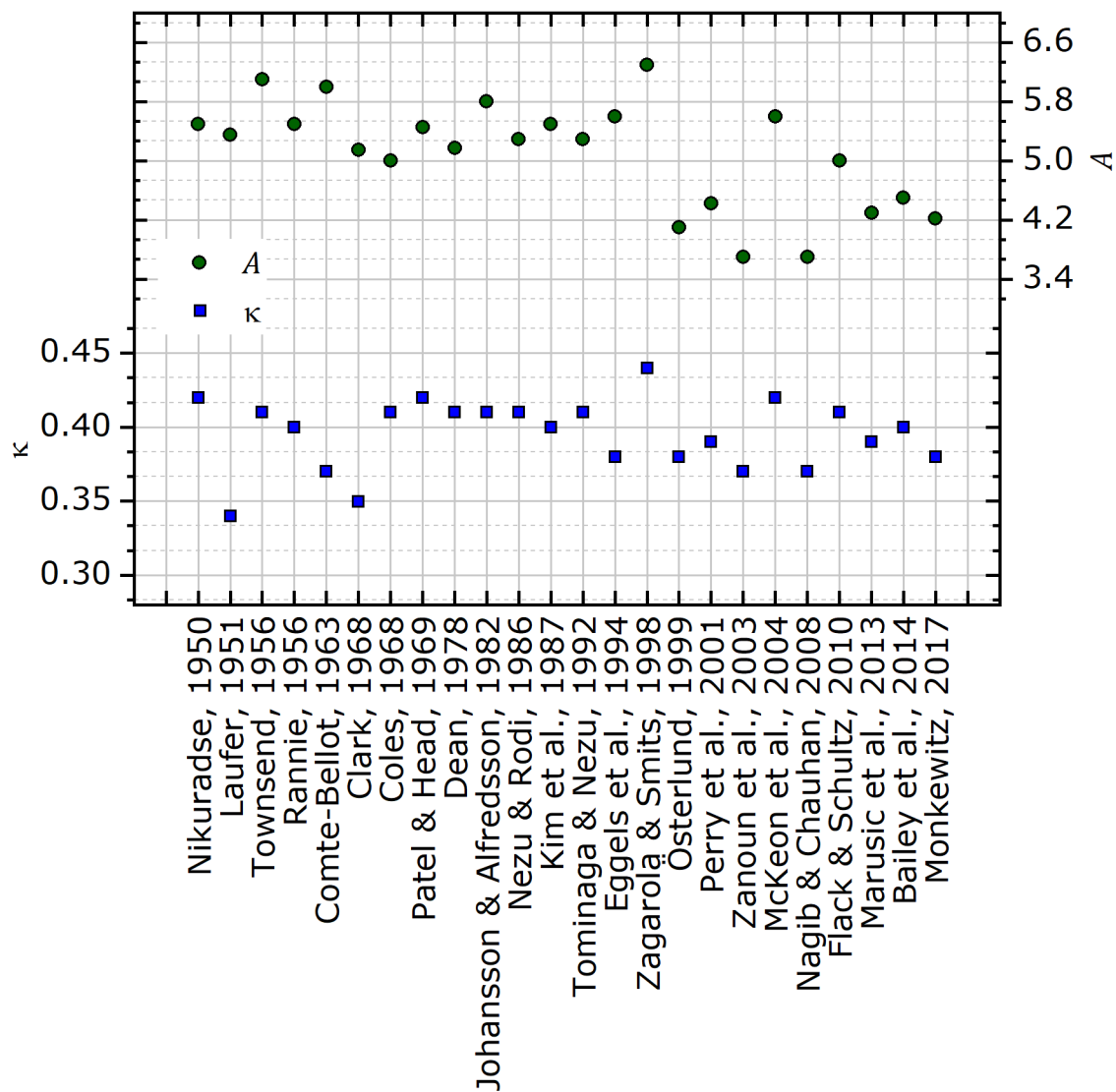


Figura 1. Valores de las constantes de la ley logarítmica obtenidas de varias investigaciones.

Una vez conocido el rango de combinación de los valores κ_j y A_l , se obtiene una matriz de error $E(\kappa_j, A_l)$, donde el valor óptimo de κ_j y A_l es aquel que $\min \|E_i(\kappa_j, A_l)\|_p$.

Prueba experimental

A fin de comparar los métodos de estimación de κ y A , se llevó a cabo una prueba experimental en el canal de agua de pendiente variable del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), que tiene geometría rectangular de ancho $b = 0.245$ m y una longitud $L = 5$ m (ver Figura 2). La estación experimental cuenta con una bomba de 10 hp que abastece el caudal; un vertedor de aforo calibrado con la norma ISO 1438:2008, y una válvula para la regulación del caudal, entre otras componentes particulares, que permiten condiciones estables para los experimentos.



Figura 2. Estación experimental.

Se implementó la técnica de velocimetría acústica de efecto doppler (ADV, *Acoustic Doppler Velocimetry*) para la medición de la velocidad del flujo, utilizando un equipo Vectrino Profiler™ de Nortek® (ver Figura

3). El equipo se posicionó a 3.5 m de distancia de la entrada del flujo para evitar defectos en el perfil de velocidad causados por la entrada del flujo o por la salida de éste en caída libre al tanque de recirculación. La frecuencia de muestreo fue de 100 Hz, con un tiempo de almacenamiento $t = 60$ s. Como parte del experimento se instaló un tapete de lija en el fondo del canal, con rugosidad absoluta $k_s = 0.000535$ m (ver Figura 3). Las características del flujo y el valor de k_s dieron como resultado la condición de flujo con fondo incompletamente rugoso (ver Tabla 1).

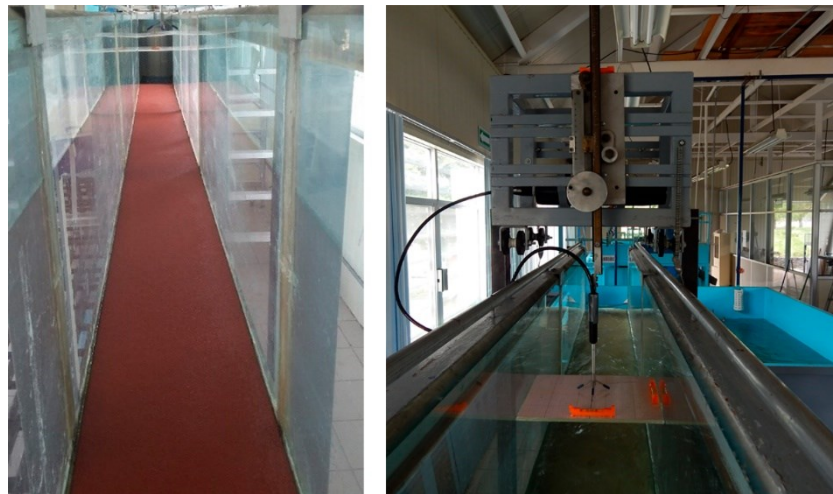


Figura 3. Fondo de lija y equipo ADV Vectrino Profiler™.

Tabla 1. Condiciones experimentales.

Descripción	Unidades	Valor
Pendiente S	m/m	$6.380 (10^{-4})$
Ancho de base del canal b	m	0.245
Tirante h	m	0.156
Relación de aspecto b/h	m/m	1.571
Velocidad de corte u_*	m/s	$2.062 (10^{-2})$
Temperatura T	°C	30.000
Viscosidad cinemática ν	m ² /s	$8.007 (10^{-7})$

Caudal Q	m^3/s	$1.631 (10^{-2})$
Velocidad media $\bar{U} = Q/A$	m/s	0.427
Número de Froude $F_r = \bar{U}/\sqrt{gh}$	(-)	0.345
Número de Reynolds $R_e = \bar{U}R_h/\nu$ $R_h = bh/(b + 2h)$, radio hidráulico	(-)	$36.593 (10^3)$
Rugosidad adimensional k_s^+	(-)	13.777

En el experimento se estableció la condición de flujo uniforme con una pendiente del canal $S = 0.000638$ (ver Figura 4).

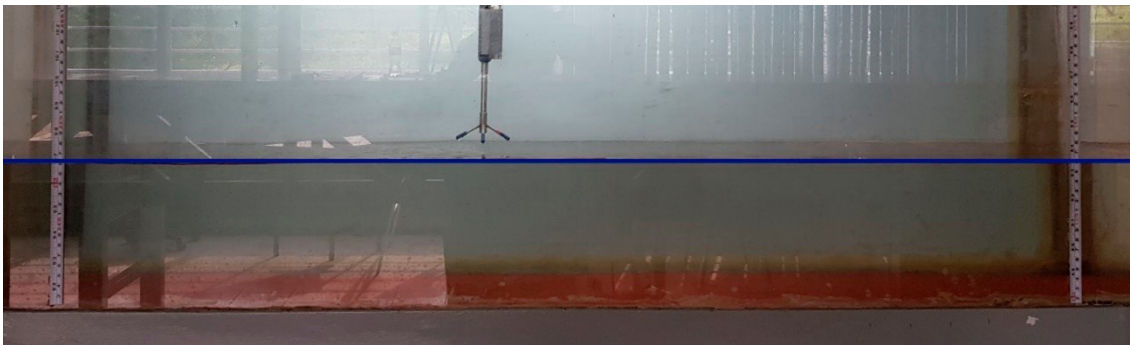


Figura 4. Condición de flujo uniforme en prueba experimental.

La velocidad de corte se calculó con el modelo de Guo y Julien (2005), ecuación (13).

$$u_* = \left[\left(\frac{4}{\pi} \tan^{-1} \exp \left(-\frac{\pi h}{b} \right) + \frac{\pi h}{4b} \exp \left(-\frac{h}{b} \right) \right) ghS \right]^{0.5} \quad (13)$$

Donde g es la aceleración de la gravedad; S , la pendiente del fondo (considerando flujo uniforme), y b es el ancho de base del canal. Este modelo contiene un factor de corrección que disminuye el error de estimar directamente la velocidad de corte con el modelo clásico $u_* = \sqrt{ghS}$, sobre todo en bajas relaciones de aspecto $b/h < 10$.

La posición y de los puntos de medición se obtuvo de forma directa con el equipo ADV, que permite medir la distancia al fondo y ubicar la

posición de las celdas de medición. Además, el ADV cuenta con un termistor para medir la temperatura del agua, a partir de la cual se asignó un valor de viscosidad cinemática, considerando las tablas de Wagner y Kretzschmar (2008), que están basadas en la formulación industrial IAPWS-IF97. A manera de resumen, se presenta la Tabla 1 con las condiciones experimentales de la prueba.

Resultados

Los métodos de estimación se aplicaron en el rango $30 < y^+ < 0.3\delta^+$ de los valores experimentales, donde $\delta^+ \approx 1558$ (considerando un valor de espesor de capa límite $\delta = 6.05$ cm, que se estimó en función del máximo valor de velocidad del perfil de velocidad). Este rango se plantea de acuerdo con los límites descritos por Segalini *et al.* (2013), mismos que se mencionan en la introducción de este documento.

En la metodología de análisis topológico se requieren establecer inicialmente los vectores κ_j y A_l ; en este caso se propone que $\kappa \in [0.30, 0.45]$ y $A \in [3.40, 6.60]$, de acuerdo con los rangos de la Figura 1. El espaciamiento $\Delta\kappa$ y ΔA de los valores de cada vector κ_j y A_l está en función de la precisión que se quiera obtener, como ya se indicó.

En la Figura 5 se muestra la topología de errores obtenida al evaluar la ecuación (12) con los valores de la prueba experimental, utilizando la norma $p = 1$ y un espaciamiento $\Delta\kappa = \Delta A = 0.001$; los valores de κ y A que mejor ajustan el modelo teórico con los datos experimentales fueron 0.418 y 5.067, respectivamente.

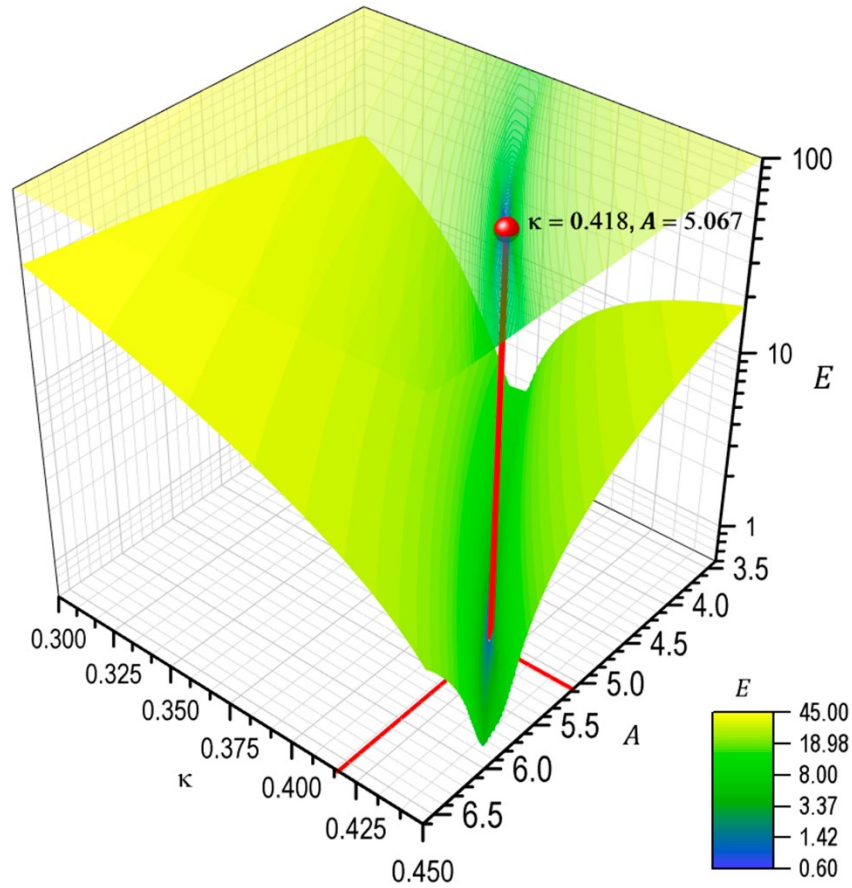


Figura 5. Topología de errores E , para $p = 1$ y $\Delta\kappa = \Delta A = 0.001$.

En la Figura 6 se presentan los valores de $\min \|E_i(\kappa_j, A_l)\|_p$ para diferentes valores de norma p y de aproximación $\Delta\kappa, \Delta A$.

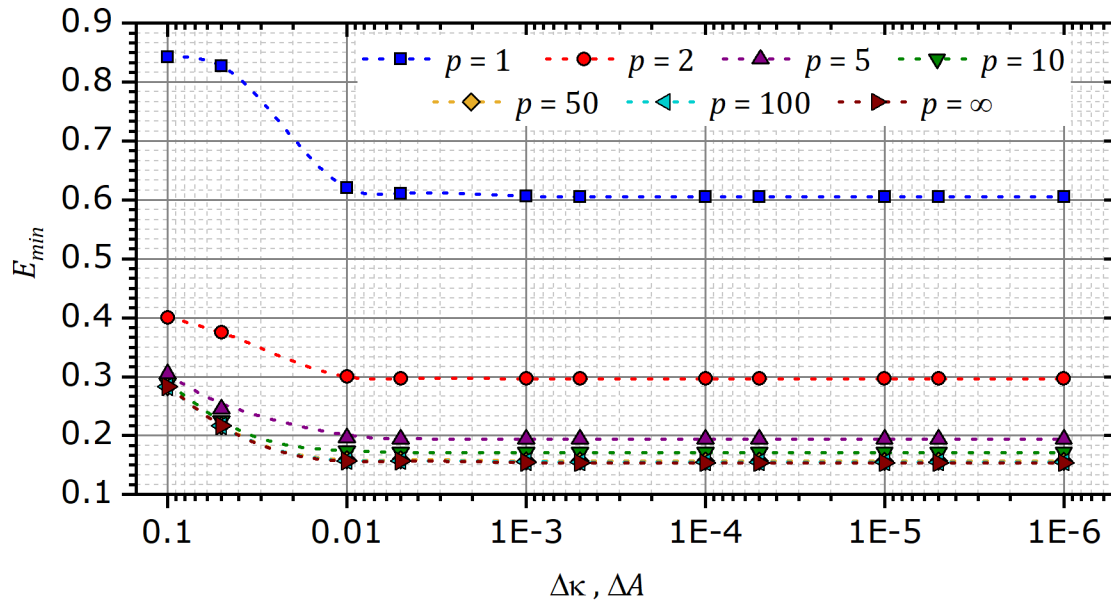


Figura 6. Valores de $E_{min} \equiv \min \|E_i(\kappa_j, A_l)\|_p$ en función de $\Delta\kappa$ y ΔA para diferentes valores de p .

De acuerdo con el resultado presentado en la Figura 6, a partir de un espaciamiento $\Delta\kappa = \Delta A = 0.001$, el E_{min} se mantiene aproximadamente constante para cualquier valor de norma; esto indica que el aumento en la resolución de los vectores ($\Delta\kappa, \Delta A < 0.001$) no produce una disminución del error.

Para la prueba experimental se determinaron los valores de κ y A por los métodos de mínimos cuadrados, función de indicador, dispersión $\kappa - A$ y topología. Los resultados se muestran en la Tabla 2. Para el método de topología se utilizó un espaciamiento $\Delta\kappa = \Delta A = 0.001$; en el caso del método de dispersión $\kappa - A$, se utilizó la misma resolución para el vector de κ_j .

Tabla 2. Valores de κ y A obtenidos de cada método.

Método	κ	A
Mínimos cuadrados	0.425	5.308
Función de indicador	0.385	4.114
Dispersión $\kappa - A$	0.431	5.469

Topología	$p = 1$	0.418	5.067
	$p = 2$	0.425	5.308
	$p = 5$	0.434	5.557
	$p = 10$	0.434	5.565
	$p = 50$	0.431	5.503
	$p = 100$	0.431	5.503
	$p = \infty$	0.431	5.504

Con el fin de hacer una comparación entre los diferentes métodos se proponen los siguientes criterios de estimación del error: a) error absoluto acumulado (E_{aa}) ecuación (14), y b) error cuadrático acumulado (E_{ca}), ecuación (15), (Wackerly, Mendenhall, & Scheaffer, 2007).

$$E_{aa} = \sum_i \left| u_{i \text{ experimental}}^+ - u_{i \text{ teórico}}^+ \right| \quad (14)$$

$$E_{ca} = \sum_i \left| u_{i \text{ experimental}}^+ - u_{i \text{ teórico}}^+ \right|^2 \quad (15)$$

En la Figura 7 se presenta la comparación del E_{aa} y E_{ca} en la estimación de las constantes κ y A por los diferentes métodos expuestos en este documento.

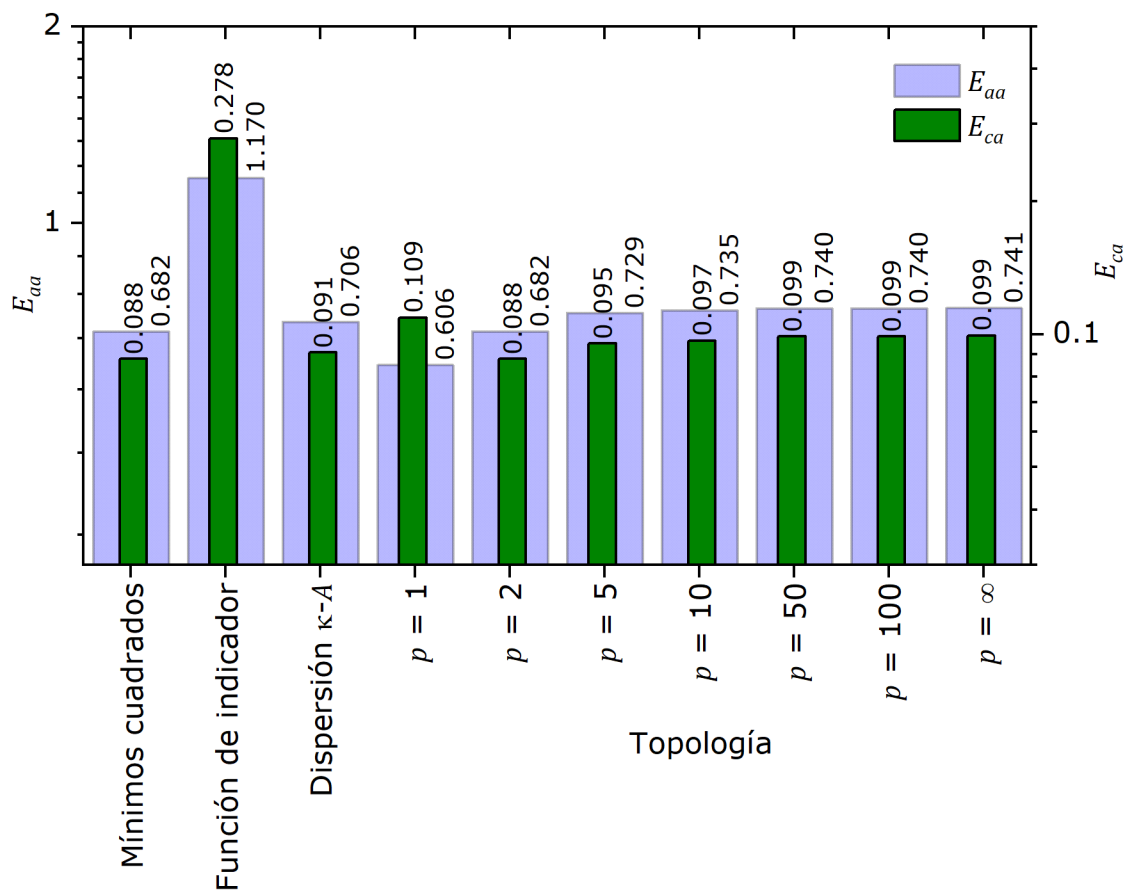


Figura 7. Valores de E_{aa} y E_{ca} para cada método de estimación.

De acuerdo con la Figura 7, el método con menor valor de E_{aa} es el de topología con $p = 1$, mientras que el menor valor de E_{ca} se obtuvo con el método de mínimos cuadrados y con el de topología con $p = 2$. El método de función de indicador contiene los más altos valores de error, esto es generado por el término diferencial de la ecuación (7), a pesar de que se aplicó una discretización centrada de segundo orden. En el caso del método de dispersión $\kappa - A$, sus valores de error no difieren de forma significativa de los valores obtenidos con el método de mínimos cuadrados, sin embargo, en ningún caso de forma de evaluación del error optimiza el ajuste. En el método de topología, si se consideran valores de $p > 2$ no se optimiza el ajuste en ninguno de los dos casos de evaluación del error.

El perfil adimensional de velocidades medias con los valores de las constantes κ y A obtenidas por el método de topología con la norma $p = 1$ se presenta en la Figura 8. En este perfil se observa el fenómeno de estela e inmersión para $y^+ > 400$, donde los valores experimentales están por encima y debajo de la ley logarítmica estimada; en esta zona no se aplicaron los criterios de estimación de error.

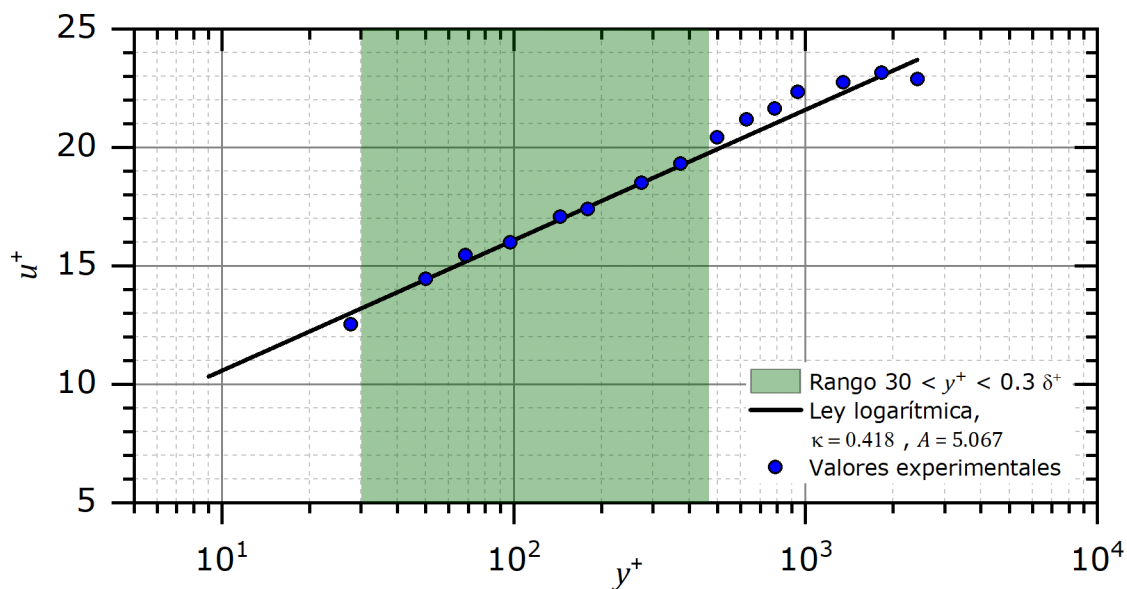


Figura 8. Perfil adimensional de velocidades medias.

En este trabajo no se analiza la incertidumbre que se puede generar en la estimación de κ y A a causa de la medición de las variables que contiene el modelo logarítmico, como la velocidad media $\bar{u}$, la coordenada vertical y , la viscosidad cinemática ν y la velocidad de corte u_* . Parte de este análisis fue desarrollado por Segalini *et al.* (2013).

Conclusión

El objetivo de este documento fue estimar los valores κ y A del modelo logarítmico a partir de datos experimentales medidos en un canal por los métodos de mínimos cuadrados, función de indicador, dispersión $\kappa - A$ y topología.

El método propuesto de topología permite estimar de forma simultánea κ y A , ubicando el valor óptimo de E_{min} en un plano de estimación de error. De acuerdo con los valores obtenidos de κ y A , y con la evaluación de los errores E_{aa} y E_{ca} , con el método de topología se logran mejores resultados, en comparación con los métodos de función de indicador y dispersión $\kappa - A$, y con tendencia similar comparando con el método de mínimos cuadrados utilizando un valor de norma $p = 2$. Para el caso de norma $p = 1$ se tiene una mejor estimación en el método de topología en comparación con mínimos cuadrados, utilizando como criterio E_{aa} .

Además, se comprobó el ajuste de la ley logarítmica con los valores obtenidos de la prueba experimental en el rango $30 < y^+ < 0.3\delta^+$, utilizando los valores calculados de κ y A con el método de topología.

Agradecimientos

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) por permitir llevar a cabo la presente investigación dentro de sus instalaciones, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por los fondos proporcionados para el desarrollo de este trabajo.

Referencias

- Alfredsson, P. H., Imayama, S., Lingwood, R. J., Örlü, R., & Segalini, A. (2013). Turbulent boundary layers over flat plates and rotating disks - The legacy of von Kármán: A Stockholm perspective. *European Journal of Mechanics, B/Fluids*, 40, 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.euromechflu.2013.01.001>
- Auel, C., Albayrak, I., & Boes, R. M. (2014). Turbulence characteristics in supercritical open channel flows: Effects of Froude number and aspect ratio. *Journal of Hydraulic Engineering*, 140(4). Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000841](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000841)
- Bailey, S. C. C., Vallikivi, M., Hultmark, M., & Smits, A. J. (2014). Estimating the value of von Kármán's constant in turbulent pipe flow.

Journal of Fluid Mechanics, 749, 79-98. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/jfm.2014.208>

Bernstein, D. S. (2009). *Matrix mathematics: Theory, facts, and formulas* (2nd ed.). Princeton, USA: Princeton University Press.

Bonakdari, H., Larrarte, F., Lassabatere, L., & Joannis, C. (2008). Turbulent velocity profile in fully-developed open channel flows. *Environmental Fluid Mechanics*, 8(1), 1-17. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10652-007-9051-6>

Buschmann, M. H., & Gad-El-Hak, M. (2003). Debate concerning the mean-velocity profile of a turbulent boundary layer. *AIAA Journal*, 41(4), 565-572. Recuperado de <https://doi.org/10.2514/2.1994>

Clark, J. A. (1968). A study of incompressible turbulent boundary layers in channel flow. *Journal of Basic Engineering*, 90(4), 455-467. Recuperado de <https://doi.org/10.1115/1.3605163>

Coles, D. E. (1956). The law of the wake in the turbulent boundary layer. *Journal of Fluid Mechanics*, 1(02), 191-226. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0022112056000135>

Coles, D. E. (1968). Turbulent boundary layers in pressure gradients. In: *Computation of turbulent boundary layers* (pp. 1-45). Santa Monica, USA: United States Air Force Project Rand.

Comte-Bellot, G. (1963). *Turbulent flow between two parallel walls*. Grenoble, France: University of Grenoble.

Dean, R. B. (1978). Reynolds Number dependence of skin friction and other bulk flow variables in two-dimensional rectangular duct flow. *Journal of Fluids Engineering*, 100(2), 215-223. Recuperado de <https://doi.org/10.1115/1.3448633>

Eggels, J. G. M., Unger, F., Weiss, M. H., Westerweel, J., Adrian, R. J., Friedrich, R., & Nieuwstadt, F. T. M. (1994). Fully developed turbulent pipe flow: A comparison between direct numerical simulation and experiment. *Journal of Fluid Mechanics*, 268, 175-210. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S002211209400131X>

Ferro, V., & Baiamonte, G. (1994). Flow velocity profiles in gravel-bed rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 120(1), 60-80. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1994\)120:1\(60\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1994)120:1(60))

Flack, K. A., & Schultz, M. P. (2010). Review of Hydraulic roughness scales in the fully rough regime. *Journal of Fluids Engineering*, 132(4). Recuperado de <https://doi.org/10.1115/1.4001492>

Guo, J., & Julien, P. Y. (2005). Shear stress in smooth rectangular open-channel flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131(1), 30-37. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2005\)131:1\(30\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2005)131:1(30))

Johansson, A. V., & Alfredsson, P. H. (1982). On the structure of turbulent channel flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 122, 295-314. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0022112082002225>

Kim, J., Moin, P., & Moser, R. (1987). Turbulence statistics in fully developed channel flow at low Reynolds number. *Journal of Fluid Mechanics*, 177, 133-166. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0022112087000892>

Laufer, J. (1951). *Investigation of turbulent flow in a two-dimensional channel*. Washington, DC, USA: National Advisory Committee for Aeronautics.

Marusic, I., Monty, J. P., Hultmark, M., & Smits, A. J. (2013). On the logarithmic region in wall turbulence. *Journal of Fluid Mechanics*, 716. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/jfm.2012.511>

McKeon, B. J., Li, J., Jiang, W., Morrison, J. F., & Smits, A. J. (2004). Further observations on the mean velocity distribution in fully developed pipe flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 501, 135-147. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0022112003007304>

Mendoza-González, Á., & Aguilar-Chávez, A. (2018). Determinación de la velocidad de corte en un flujo de canal abierto de baja pendiente. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 10(1), 3-12. Recuperado de <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2017.01.002>

Monkewitz, P. A. (2017). Revisiting the quest for a universal log-law and the role of pressure gradient in "canonical" wall-bounded turbulent flows. *Physical Review Fluids*, 2(9). Recuperado de <https://doi.org/10.1103/PhysRevFluids.2.094602>

Nagib, H. M., & Chauhan, K. A. (2008). Variations of von Kármán coefficient in canonical flows. In: *Physics of fluids* (Vol. 20). Recuperado de <https://doi.org/10.1063/1.3006423>

- Nezu, I., & Nakagawa, H. (1993). *Turbulence in open channel flows. International Association for Hydraulic Research*. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1994\)120:10\(1235\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1994)120:10(1235))
- Nezu, I., & Rodi, W. (1986). Open-channel flow measurements with a laser doppler anemometer. *Journal of Hydraulic Engineering*, 112(5), 335-355. Recuperado de [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1986\)112:5\(335\)](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1986)112:5(335))
- Nikuradse, J. (1950). *Laws of flow in rough pipes*. Washington, DC, USA: National Advisory Committee for Aeronautics.
- Österlund, J. M. (1999). *Experimental studies of zero pressure-gradient turbulent boundary layer flow*. Kungl Tekniska Högskolan. Stockholm, Switzerland: Royal Institute of Technology.
- Patel, V. C., & Head, M. R. (1969). Some observations on skin friction and velocity profiles in fully developed pipe and channel flows. *Journal of Fluid Mechanics*, 38(1), 181-201. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0022112069000115>
- Perry, A. E., Hafez, S., & Chong, M. S. (2001). A possible reinterpretation of the Princeton superpipe data. *Journal of Fluid Mechanics*, 439, 395-401. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0022112001004840>
- Petrie, J., & Diplas, P. (2016). Evaluation of the logarithmic law of the wall for river flows. *River Research and Applications*, 32(5), 1082-1093. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/rra.2920>
- Rannie, W. D. (1956). Heat transfer in turbulent shear flow. *Journal of the Aeronautical Sciences*, 23(5), 485-489. Recuperado de <https://doi.org/10.2514/8.3587>
- Segalini, A., Örlü, R., & Alfredsson, P. H. (2013). Uncertainty analysis of the von Kármán constant. *Experiments in Fluids*, 54(2). Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00348-013-1460-3>
- Spalding, D. B. (1961). A Single formula for the "Law of the Wall." *Journal of Applied Mechanics*, 28(3), 455-458. Recuperado de <https://doi.org/10.1115/1.3641728>
- Tominaga, A., & Nezu, I. (1992). Velocity profiles in steep open-channel flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 118(1), 73-90. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1992\)118:1\(73\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1992)118:1(73))

- Townsend, A. A. (1956). *The structure of turbulent shear flow*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Wackerly, D., Mendenhall, W., & L. Scheaffer, R. (2007). *Mathematical Statistics with Applications* (7th ed.). Belmont, USA: Cengage Learning.
- Wagner, W., & Kretzschmar, H.-J. (2008). *International Steam Tables - Properties of water and steam based on the industrial formulation IAPWS-IF97* (2nd ed.). Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74234-0>
- Yang, S.-Q. (2005). Interactions of boundary shear stress, secondary currents and velocity. *Fluid Dynamics Research*, 36(3), 121-136. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.fluidyn.2005.01.002>
- Yang, S.-Q. (2009). Velocity distribution and wake-law in gradually decelerating flows. *Journal of Hydraulic Research*, 47(2), 177-184. Recuperado de <https://doi.org/10.3826/jhr.2009.3254>
- Zagarola, M. V., & Smits, A. J. (1998). Mean-flow scaling of turbulent pipe flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 373, 33-79. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0022112098002419>
- Zanoun, E. S., Durst, F., & Nagib, H. (2003). Evaluating the law of the wall in two-dimensional fully developed turbulent channel flows. *Physics of Fluids*, 15(10), 3079-3089. Recuperado de <https://doi.org/10.1063/1.1608010>

**Factores que inciden en el agotamiento y la
contaminación por intrusión marina en el acuífero
costero de La Yarada, Tacna, Perú**

**Factors affecting depletion and pollution by marine
intrusion in the La Yarada's coastal aquifer, Tacna,
Peru**

Edwin Pino¹

Lía Ramos²

Oscar Avalos³

Príncipe Tacora⁴

Eduardo Chávarri⁵

Oscar Angulo⁶

David Ascensios⁷

Jesús Mejía⁸

¹Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú, epino68@hotmail.com, epinov@unjbg.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0003-3946-7188>

²Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, liarf@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0003-3946-7188>

³Autoridad Nacional del Agua, Lima, Perú, oavalos@ana.gob.pe

⁴Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú, num_principe@hotmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-1919-8200>

⁵Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, echavarri@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0002-8445-8996>

⁶Universidad Privada de Tacna, Tacna, Perú, oangulo@upt.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0003-2282-9170>

⁷Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú,
dascensos@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0001-6161-5162>

⁸Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú,
jabel@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0002-9070-3898>

Autor para correspondencia: Edwin Pino, epino68@hotmail.com

Resumen

El acuífero de La Yarada, emplazado en la zona más árida de la costa peruana, se caracteriza por la escasez de recursos hídricos. Por tanto, desde hace varias décadas se utilizan aguas subterráneas para el desarrollo de la agricultura. Debido a la falta de un programa de explotación, el acuífero se ha venido sobreexplotando, generando un permanente descenso del nivel freático, comprometiendo sus reservas no renovables; esto ha causado el fenómeno de la intrusión marina debido a la alta concentración de pozos de explotación en la zona próxima a la línea del mar. En tal sentido, se pretende determinar los factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina, caracterizando hidrogeológicamente el acuífero, y explicando la asociación entre geología, hidroquímica, geofísica y otras herramientas utilizadas para caracterizar acuíferos. Se determinó un área crítica de degradación de la calidad del agua subterránea de unos 131 km² (60 km² por intrusión marina), con valores muy altos de sodio, lo que indica un aumento paulatino de este ion, en respuesta a la mayor penetración de la cuña salina en las zonas más cercanas a la costa y por otros factores en otras áreas. Existe coincidencia entre la dirección del flujo subterráneo y el aumento en el contenido de cloruros, aunque localmente se aprecian algunas desviaciones. Las secciones geoelectricas permiten identificar una capa inferior con resistividades bajas y muy bajas, lo que expresa un acuífero altamente mineralizado en el litoral, lo cual denota procesos de intrusión marina.

Palabras clave: agotamiento de acuíferos, acuífero La Yarada, hidrogeología, intrusión marina.

Abstract

The La Yarada aquifer, located in the Tacna region, is the most arid zone of the Peruvian coast, characterized by the scarcity of water resources. For several decades this situation resulted to the use of groundwater for the development of agriculture and other economic activities. However, due to the lack of a program for operating the aquifer it is being overexploited generating a permanent lowering of water tables, compromising their non-renewable reserves, which has caused the phenomenon of seawater intrusion due to the high concentration of groundwater wells operating in the zone next to the coastline. In this common sense, it is intended to determine the factors that affecting the depletion and contamination by seawater intrusion, characterizing the aquifer's hydrogeology and explaining the correlation between geology, hydrochemistry, geophysics and other tools used to characterize aquifers. A critical area of groundwater quality degradation in the aquifer was determined, comprising an approximate 131 km² (60 km² by marine intrusion) with very high values of sodium, indicating a gradual increase of this ion in response to the greater penetration of the saline wedge in areas closer to the coast and by other factors in other areas. There is also overlap between the direction of groundwater flow and the increase in chloride content, although some deviations are locally appearing. According to the geoelectric sections, there is a lower layer with low and very low resistivity's, which indicates that the aquifer is highly mineralized in the littoral zone, a situation that denotes to the seawater intrusion processes.

Keywords: Groundwater depletion, La Yarada aquifer, hydrogeology, seawater intrusion.

Recibido: 07/07/2017

Aceptado: 20/03/2019

Introducción

La rápida expansión económica genera serios problemas al empleo de aguas subterráneas en zonas áridas que por lo normal tienen altas tasas de agotamiento. La integración de las investigaciones hidroquímicas que implican análisis químicos y estadísticos se llevan a cabo para evaluar los factores que controlan la hidroquímica y contaminación potencial en una región árida. La distribución espacial de nitrato muestra que la contaminación por nitratos es un problema persistente que afecta una amplia zona del acuífero (El Alfy, Aref, Fathy, & Abdulaziz, 2017).

La necesidad de satisfacer la creciente demanda de agua es la principal impulsora de la recarga gestionada de los acuíferos; es una técnica estándar para reponer y/o mejorar la disponibilidad de los recursos hídricos subterráneos. Uno de los objetivos de la recarga del acuífero es proporcionar acuíferos con buena calidad de agua, incluso cuando se utiliza agua de menor calidad para recargar el acuífero, como efluentes de plantas de tratamiento o agua de escorrentía (Valhondo *et al.*, 2016).

Los principales acuíferos del mundo de los que dependen cientos de millones de personas se agotan a un ritmo alarmante, según datos obtenidos a través de los satélites *Grace* y hechos públicos por la NASA. De los 37 acuíferos más grandes repartidos por todo el mundo, desde la India y China hasta EUA o Francia, 21 de ellos han superado su punto de sostenibilidad, lo cual significa que de ellos se ha extraído ya más agua de la que se ha incorporado a lo largo de los diez años de observación. El estudio de la NASA confirma las sospechas que tenían numerosos investigadores, especialmente en los casos de acuíferos que no son recargables por la lluvia (Todd, 2015).

El cambio climático está afectando la producción y rentabilidad de los sistemas agrícolas, y se teme que continúe en el futuro. Las proyecciones muestran aumento de la temperatura; cambios en los ciclos de precipitación; mayor frecuencia de eventos meteorológicos extremos, como huracanes y sequías; disminución de la humedad superficial del suelo, y desplazamiento de las poblaciones de plagas (Vergara, Ríos, Trapido, & Malarín, 2014).

La región Tacna está ubicada en la zona más árida de la costa peruana, y corresponde a la cabecera del desierto de Atacama, caracterizándose por la escasez de recursos hídricos, lo cual dio lugar a que desde hace varias décadas se utilicen las aguas subterráneas existentes en el subsuelo del valle de Caplina, y en especial de las pampas de La Yarada para el desarrollo de la agricultura y otras actividades económicas. Sin

embargo, el acuífero, debido a la falta de un programa de explotación, se ha sobreexplotado (Pino, Chávarri, & Ramos, 2018), lo que ha traído como consecuencia un gradual y permanente descenso del nivel freático, comprometiendo sus reservas no renovables; ello ha causado el fenómeno de intrusión marina debido a la alta concentración de pozos de explotación de aguas subterráneas en la zona próxima a la línea del mar. Según estudios realizados por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) (2010), se determinó un área crítica de degradación de la calidad del agua subterránea en el acuífero, que comprende unos 131 km² (60 km² correspondientes a intrusión marina), donde se ubican los valores más altos de sodio; ello indica un aumento paulatino de este ion en respuesta a la mayor penetración de la cuña salina en las zonas más cercanas a la costa y por otros factores diferentes en otras áreas.

En tal sentido, se pretende determinar los factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina en el acuífero costero de La Yarada, Perú, caracterizando hidrogeológicamente el acuífero, y explicando la asociación entre geología, hidroquímica, geofísica y otras herramientas utilizadas para caracterizar acuíferos.

Materiales y métodos

Se procedió a recopilar información histórica de estudios, reportes e informes técnicos; se participó en las campañas de monitoreo y muestreo; y se procedió a efectuar el análisis de las interrelaciones entre clima, geología, hidroquímica, geofísica y calidad de agua existente en el sistema acuífero. Con este enfoque integrado se buscaron las interacciones entre los elementos mencionados para explicar la respuesta (interacciones externas e internas para explicar la calidad de agua en el acuífero); por tanto, en tal enfoque se enmarca este trabajo. Así, la caracterización hidrogeológica, los elementos ambientales, geológicos y antrópicos permitirían explicar la calidad de agua resultante en el acuífero de La Yarada, su agotamiento y relación con la intrusión marina.

Recopilación de información y fuente de datos

El acuífero de La Yarada se ha estudiado desde hace muchos años por diferentes instituciones públicas y privadas, como el Instituto Geológico Minero Metalúrgico (INGEMMET); la Autoridad Nacional del Agua (ANA); el Gobierno Regional Tacna (GORE), y el Proyecto Especial Tacna (PET), entre otros. Asimismo, se tomó referencia de entidades normativas, como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento de Perú (Sunass).

Los autores del artículo participaron en varias campañas de monitoreo y en equipos encargados de los estudios del acuífero; y llevaron a cabo trabajos de campo para verificar la información geológica, hidrológica, geofísica y de calidad de agua, contrastando con mediciones *in situ* realizadas en los puntos de mayor interés.

Descripción del área de estudio

El acuífero costero de La Yarada se ubica en la región Tacna, al sur de Perú, límite con Chile y Bolivia (Figura 1), región caracterizada por escasez de agua superficial, condición que se ha visto agudizada en las últimas décadas debido a la frecuente ocurrencia de sequías; la ampliación de la frontera agrícola, con la consecuente incorporación de nuevos pozos de explotación de aguas subterráneas, y el acelerado crecimiento poblacional de la ciudad de Tacna.

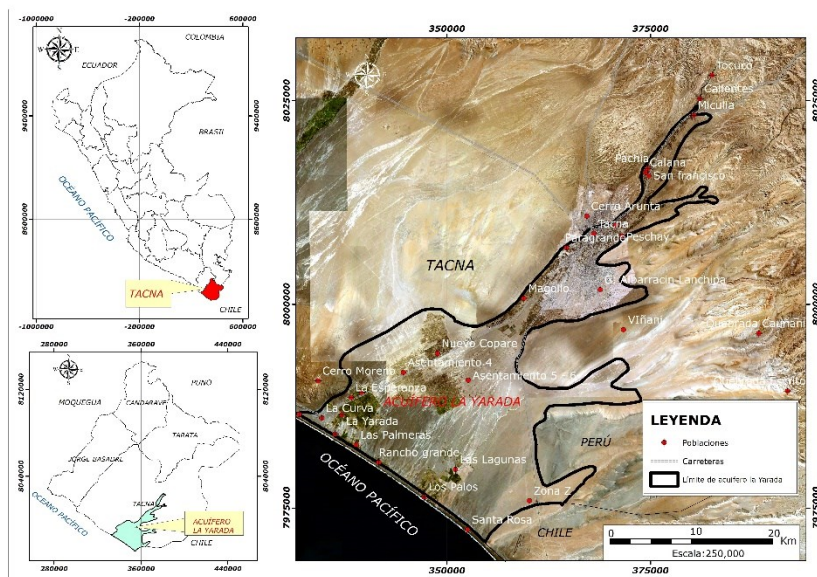


Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio.

El acuífero de La Yarada, ubicado en la cuenca Caplina de la región Tacna, se localiza en la cabecera del desierto de Atacama. Presenta un clima desértico. Las precipitaciones anuales son escasas y pueden llegar a ser nulas. Las precipitaciones más altas registradas en las estaciones Palca y Toquela en los últimos 20 años alcanzaron los 129 mm por año. La precipitación que genera escorrentía se da en la unidad geomorfológica Cordillera, la cual presenta minerales de origen volcánico, ricos en arsénico, boro, hierro, aluminio y manganeso; a esto se suma la condicionante climática, que alcanza temperaturas mínimas de -15°C en invierno y a los efectos de la radiación solar de día, que hace que la roca se altere y sea más susceptible a la meteorización y erosión fluvial. Por esta razón, el agua que precipita se combina con los sedimentos producto de la erosión, con alto contenido de azufre, cobre y otros metales, que constituyen una fuente natural de contaminación del río Caplina. Además de presentar metales sulfurados, disminuye el pH del agua, y provoca que el agua tenga mayor poder de disolución. La temperatura presenta poca variabilidad interanual, la media anual es de 12°C a 3 000 msnm, con máximas de 22°C en verano y mínimas de 4°C en invierno; para altitudes mayores de 4 000 msnm, la media

alcanza 3 °C, máximas de 20 °C en verano y mínimas de -15 °C en invierno.

La región Tacna, geográficamente, al encontrarse ubicada en la cabecera de desierto de Atacama, es deficitaria en disponibilidades hídricas. Esta situación se evidencia al hacer una comparación con las descargas medias mensuales de los ríos de la costa peruana (Figura 2) de acuerdo con reportes efectuados para la zona de estudio.

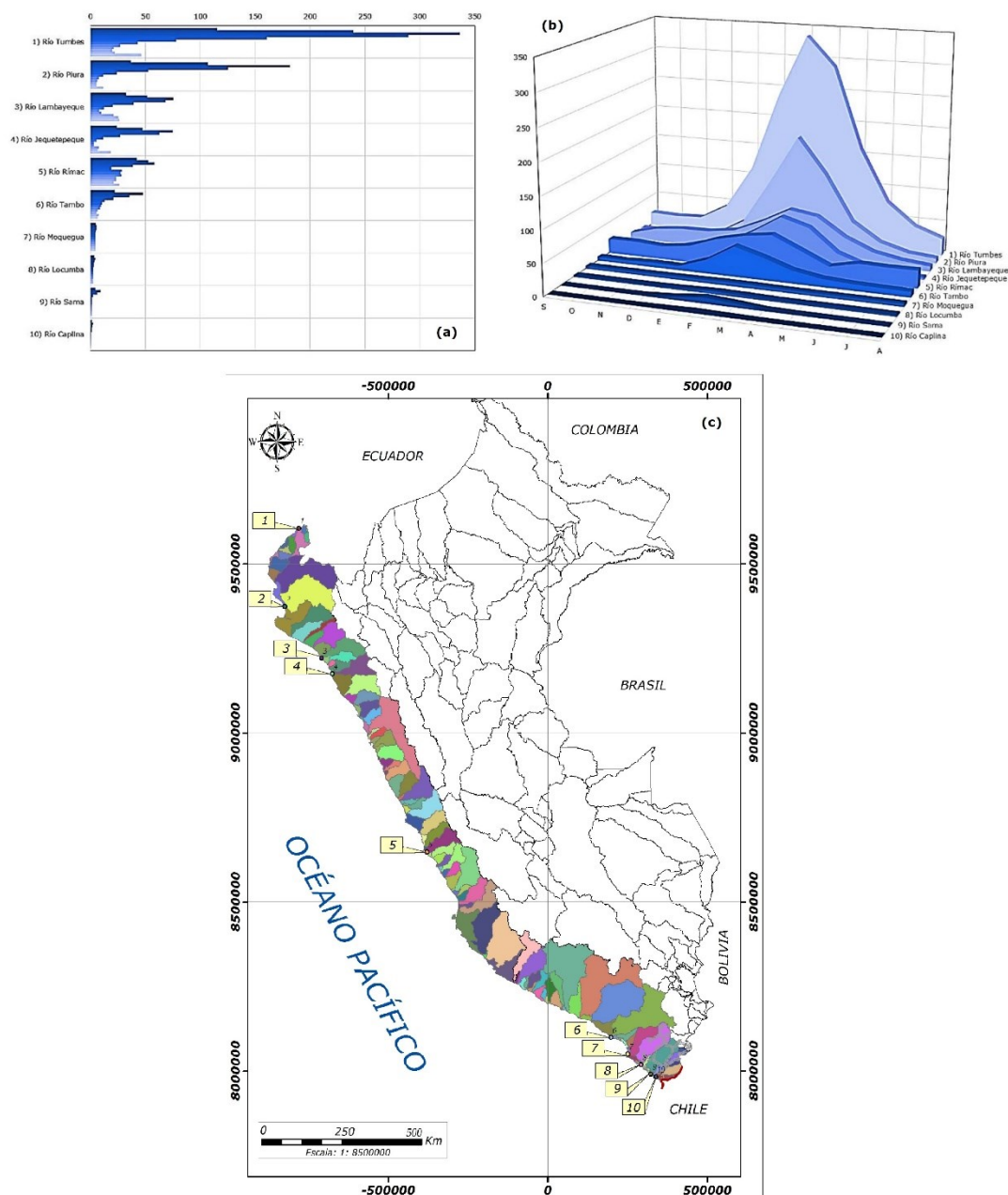


Figura 2. Descargas medias mensuales, representación 2D (a); representación 3D (b); mapa de ubicación (c), de los ríos de la costa peruana.

Frente a esta situación de baja disponibilidad de agua para las actividades económicas en la zona de estudio, el número de pozos se fue incrementando. Así, a inicios de la explotación del acuífero, en 1967, se registraron 31 pozos que explotaron 13 Hm³.

Posteriormente, con el funcionamiento de la hidroeléctrica de Aricota, se inició la electrificación de los equipos de bombeo de los pozos existentes y se realizó la perforación de pozos a mayor profundidad; en 1971 se registraron 55 pozos que explotaron 27 Hm³.

En 1976 se registran 70 pozos que explotaron 30 Hm³ y los años subsiguientes. Con inversiones del Estado se pusieron en operación los asentamientos 3, 4, 5 y 6 de La Yarada Media, así como otros efectuados con capitales privados, incrementándose el número de pozos operativos a 127 en el año 2003, explotándose un volumen de 63 Hm³.

En 2009 se inventariaron 251 pozos en explotación, que registraron un volumen explotado de 111 Hm³. En 2013 se reportan 502 pozos con un volumen de explotación de 116 Hm³; este volumen corresponde únicamente a los pozos con licencia de uso (PET, 2013). Del total de los 502 pozos inventariados en explotación, 105 tienen licencia de uso y 397 no la tienen, configurándose como pozos no autorizados.

La explotación creciente obedece a una relación directa del incremento en la superficie irrigada en la zona de estudio (Figura 3). En el perfil longitudinal de la cuenca Caplina se observa el desarrollo altitudinal desde los 5 000 hasta los 0 msnm en la línea de playa. Es notoria la alta pendiente de la cuenca alta y media, reduciéndose de forma considerable en la parte baja de la cuenca donde se encuentra emplazado el acuífero La Yarada (Figura 4).

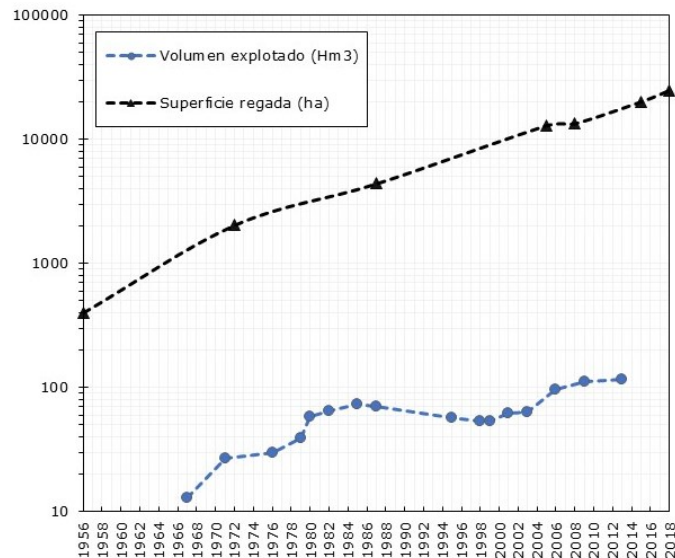


Figura 3. Evolución del volumen explotado y superficie irrigada.

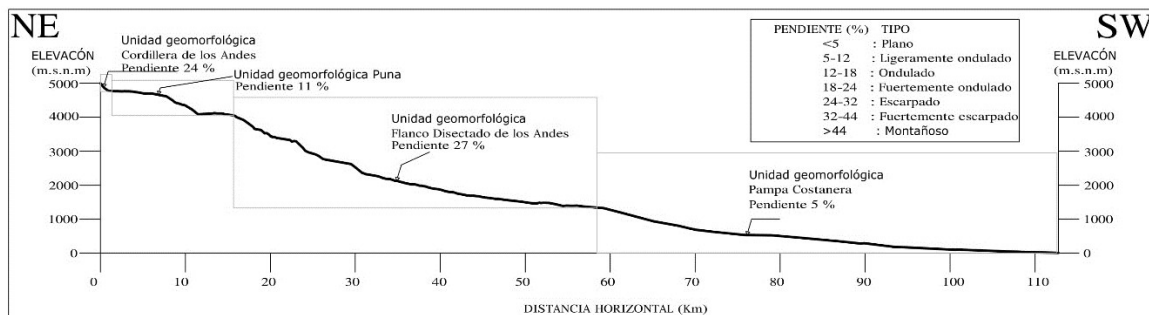
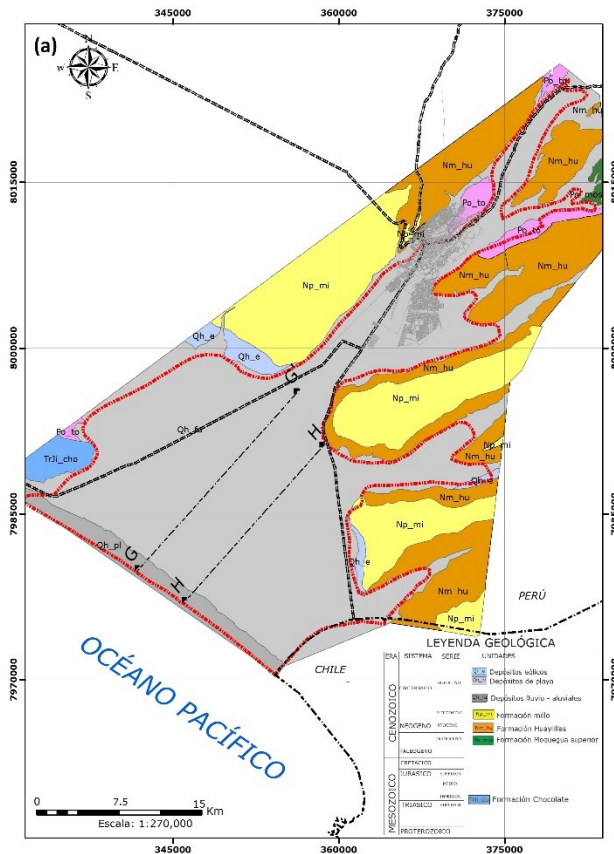


Figura 4. Perfil longitudinal de la cuenca del río Caplina.

Según ANA (2011), el acuífero se encuentra sobreexplotado: la descarga es mayor a la recarga; esto se manifiesta por el constante descenso del nivel freático. El progresivo avance de la intrusión marina alcanza 60 km² en superficie y la degradación de la calidad del agua en un área de 127 km², que comprende los sectores Los Palos, El Chasqui y Los Olivos, incluyendo La Esperanza, Las Palmeras y Rancho Grande; el volumen de la reserva renovable se encuentra en el orden de los 54 Hm³/año y la explotación es de 111 Hm³/año; por tanto, la sobre explotación llega a los 57 Hm³/año.

Geología y estratigrafía

El levantamiento geológico de los cuadrángulos de La Yarada y Tacna, ubicados en el departamento de Tacna, comprende una extensión de 2 320 km² (Figura 5a). En la Figura 5b se muestra la columna estratigráfica de la cuenca del río Caplina. A continuación se describen las unidades geológicas: Volcánico Chocolate (Ji-ch), Formación Moquegua (Po_mos), Formación Huaylillas (Nm_hu), Formación Millo (Np_mi), Depósitos fluvio-aluviales (Qh_fa), Depósitos de playa (Qh_pl) y Depósitos eólicos (Qh_e).



(b)

ERA	SISTEMA	SERIE EPOCA	PISO	UNIDADES LITOESTRATIGRAFICAS	LITOLOGIA	DESCRIPCION
CENOZOICO	NEOGENO	Pleistoceno	Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios
				Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios
				Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios
				Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios	Depositos Cuaternarios
		Plioceno	Volcanico Baraco	Volcanico Baraco	Volcanico Baraco	Volcanico Baraco
				Volcanico Baraco	Volcanico Baraco	Volcanico Baraco
		Mioceno	Formacion Moquegua	Formacion Moquegua	Formacion Moquegua	Formacion Moquegua
				Formacion Moquegua	Formacion Moquegua	Formacion Moquegua
		Oligoceno	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
				Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
MESOZOICO	PALEOGENO	Eoceno	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
				Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
		Oligoceno	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
				Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
		Mioceno	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
				Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
		Plioceno	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
				Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
		Pleistoceno	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
				Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas	Formacion Huaylillas
MESOZOICO	CRETACEO	Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
MESOZOICO	JURASICO	Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
MESOZOICO	TRIASICO	Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
MESOZOICO	DEVONICO	Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
MESOZOICO	PROTEROZOICO	Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
		Aptiano	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane
				Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane	Formacion Chulluncane

Figura 5. Mapa geológico (a); columna estratigráfica representativa (b), de la cuenca del río Caplina.

- Volcánico Chocolate (Ji-ch): descrito por primera vez por Jaén, Ortiz y Wilson (1963), utilizando la nomenclatura que Jenks (1948) propuso en Yura, Arequipa. Las últimas revisiones por parte del INGEMMET describen los afloramientos de la formación Chocolate como una intercalación de rocas volcánicas y sedimentarias ubicadas en el extremo SO de la Cordillera de la Costa (Acosta, Mamani, Alván, & Rodríguez, 2012).
- Formación Moquegua (Po_mos): conformada por materiales detríticos que disminuyen en tamaño de grano hacia el suroeste. En las zonas proximales de la cuenca, es decir, cercanas a la fuente de aporte entre los cerros Pirámide, Jachacollo, Colorado, Condorire, Piedras Anchas, y en el fondo de las quebradas Viñani y Cauñani al norte y noroeste de los cuadrángulos de Tacna y Huaylillas aparecen sucesiones estratigráficas gruesas (Acosta *et al.*, 2012).
- Formación Huaylillas (Nm_hu): descrita por tres miembros: inferior, medio y superior. El inferior está compuesto por tobas rosáceas con abundantes fragmentos líticos y fragmentos de pómez intercalados con niveles de conglomerados con clasto de roca sedimentaria y volcánica subredondeada. El miembro medio comprende una sucesión de tobas riolíticas y riodacíticas de color rosáceo, con fragmentos de pómez y líticos, intercalados con delgados niveles de areniscas masivas de color verde (Acosta *et al.*, 2012). Según los estudios realizados por Flores y Sempere (2002), y Flores, Sempere y Fornari (2004), los sedimentos del miembro superior constan de conglomerados y areniscas de coloración gris oscura, con clastos mayormente andesíticos y delgados niveles evaporíticos.
- Formación Millo (Np_mi): se encuentra aflorando esencialmente en el fondo de las quebradas a manera de zonas amplias y planas que sirven como base a los ríos Caplina, Sama, Hospicio y Escritos. Su relación de piso está dada por el grado de erosión de la quebrada, observándose que por la zona norte del cuadrángulo de Tacna, por los cerros Perdido y Pirámide, se encuentran

sobreyaciendo en contacto erosivo a la formación Moquegua superior (Acosta *et al.*, 2012). El tamaño de sus clastos disminuye hacia el suroeste, aumentando también el espesor de los estratos. Esta variación se observa en la mayoría de pozos exploratorios perforados en las pampas de La Yarada (Martines, Vargas, Montoya, Chamorro, & Zenteno, 1996; Acosta, Benavente, Cotrina, Peña, & Alván, 2008).

- Depósitos fluvio-aluviales (Qh_fa): constituyen principalmente los horizontes permeables y explotables de agua subterránea, alcanzando espesores hasta de 446 m. Litológicamente están constituidos por conglomerados, arenas y arcillas que se intercalan irregularmente. En el área de estudio estos depósitos constituyen el cono de deyección del río Caplina y sus tributarios.
- Depósitos de playa (Qh_pl): estos depósitos no tienen mayor incidencia en la hidrogeología del área, debido principalmente a su carácter marginal, y por constituir una franja de arenas y cantos muy angosta, la cual se encuentra distribuida a lo largo del litoral, y que está relacionada con escarpas litorales emergidas.
- Depósitos eólicos (Qh_e): acumulaciones de arena de origen eólico que se encuentran en las pampas de La Yarada y Hospicio, formando una delgada cubierta discontinua, que algunas veces constituye dunas y médanos.

El medio acuífero

Se ha podido determinar que el acuífero es principalmente de origen aluvial de edad cuaternaria; tiene la forma de un polígono rectangular de fondo plano, y con flancos escarpados y abruptos. Aguas abajo, el cono deyectivo del río Caplina constituye una unidad fisiográfica que se inicia en la garganta de Magollo, y se ensancha progresivamente hacia abajo en forma de delta hasta alcanzar la línea de playa. El acuífero está delimitado desde Calientes hasta la línea de playa en sentido noreste a suroeste por afloramientos rocosos, con incipiente cobertura eólica,

también por depósitos de cenizas volcánicas (parte superior). Los espesores del acuífero (ANA, 2009) son Calientes-Calana (139 m), Calana-Pocollay (121 m), Tacna-Magollo (86 m), Pampas San Francisco (493 m) y Viñani (316 m).

El acuífero está constituido sobre todo por rellenos aluviales de edad cuaternaria. Litológicamente está conformado por gravas, arenas finas a gruesas; cantos que varían de redondeados a subredondeados; limos y arcillas, todos de carácter típicamente fluvial. Hacia los sectores noroeste y sureste, los sedimentos provienen principalmente de las formaciones Huaylillas y Moquegua; por efecto del viento, las arenas sufren movimientos y llegan a conformar parte del acuífero. Tiene como fuentes principales de alimentación las filtraciones de agua que se producen en el río Caplina, canal Uchusuma, y los aportes de agua según ocurrencia de lluvias de las quebradas de Palca, Vilavilani, Viñani, Cauñani, Espíritus y Quebrada Honda, que discurren e infiltran en el valle y las pampas de La Yarada. Por otro lado, se tiene la infiltración de agua que se produce en la zona húmeda, parte alta de la cuenca; y a través de fracturas o fallas de rocas, pasando después a los materiales clásticos de los depósitos cuaternarios.

Para el análisis de la morfología de la superficie freática, se dividió en cuatro zonas que se muestran en la Figura 6^a; en la Figura 6^b se tienen los parámetros hidrodinámicos promedio para cada zona del acuífero (ANA, 2010). En las zonas I, II, III y IV, el flujo subterráneo mayormente presenta orientación de noreste a suroeste, fluctuando su gradiente hidráulico entre 0.20% (zona IV) y 2.75% (zona I). En ciertos sectores de la zona III (Yarada Antigua), como La Esperanza y San Antonio, el sentido del flujo subterráneo se invierte y tiene una dirección del mar hacia tierra adentro (suroeste a noreste), observándose además cotas del agua negativas, lo cual es producto de la explotación intensa en ese sector, ocasionando el fenómeno de intrusión marina. La Tabla 1 muestra las características de la morfología de la superficie freática.

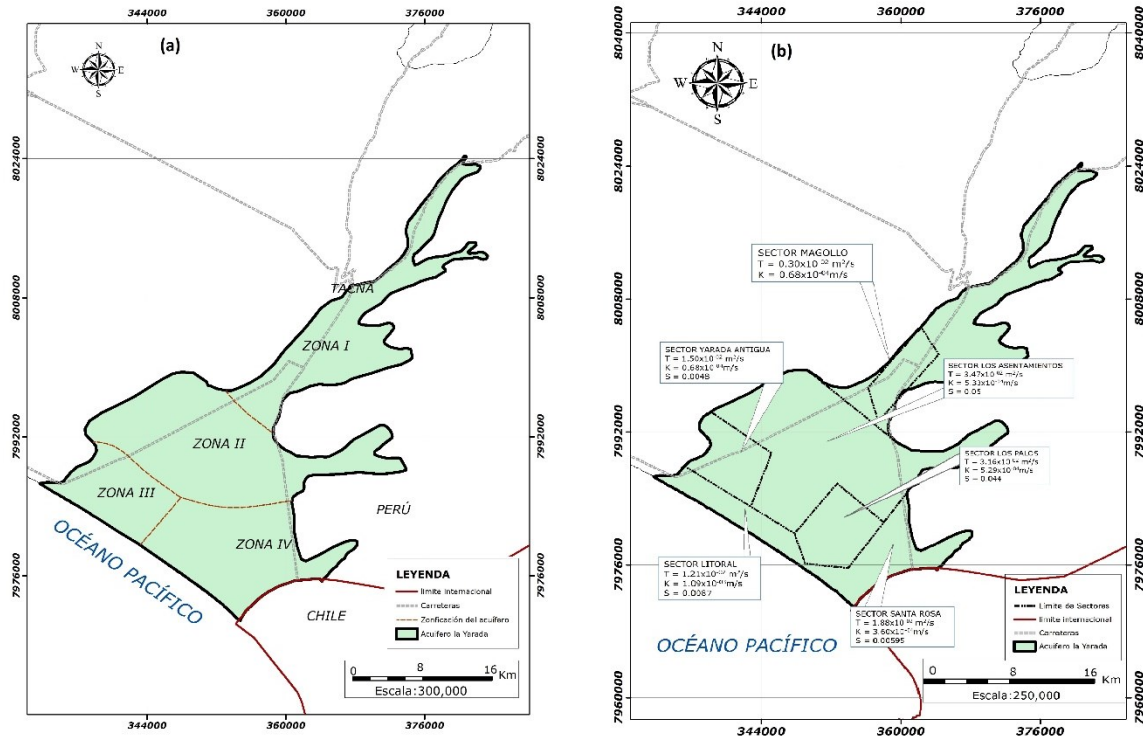


Figura 6. Mapa de zonas del acuífero (a), parámetros hidrodinámicos promedio (b), del acuífero La Yarada.

Tabla 1. Características del acuífero freático.

Zona	Sector	Sentido	Gradiente	Rango Cota
I	Pocollay-Tacna	NE a SO	2.50	300 – 600
	Para-Viñani	NE a SO	1.25	280 – 330
	Magollo	NE a SO	2.75	170 – 280
II	El Hospicio	N a S	1.50	45 – 120
	Yarada Alta	NE a SO	1.40	45 – 145
	Irrigación Copare	NE a SO	1.52	35 – 165
III	La Esperanza-Fdo. Valdivia	NE a SO	0.47	6 – (-10)
	Yarada Antigua-Fdo. Valdivia	SO a NO	-0.22	(-10) – 0.50
	Yarada Media	NE a SO	0.26	8 – 0
	Rancho Grande	NE a SO	0.02	0 – (-0.20)
IV	Los Palos-Asociación San Pedro	NE a SO	0.24	(-0.50) – 20
	Las Salinas-Balneario Santa Rosa	NE a SO	0.20	20 – 0

Las variaciones del nivel de agua por lo general tienen comportamiento estacional; la evaluación se realizó teniendo en cuenta los periodos críticos de estiaje de los ríos y las precipitaciones mínimas ocurridas en

la parte alta de la cuenca del Caplina, que son las principales fuentes de recarga del acuífero. En la zona I se tiene un descenso promedio de 0.40 m/año; en la zona II, descensos entre 0.54 y 1.14 m/año; en la zona III, descensos promedio entre 0.13 y 0.30 m/año; en la zona IV, descensos entre 0.03 y 0.43 m/año.

En la Figura 7 se muestran las variaciones interanuales en las diferentes zonas del acuífero entre los años 1999 y 2015: en la zona I se tiene un descenso medio de 5.2 m; en la zona II, de 7.6 m; en la zona III, de 9.3 m; en la zona IV se tiene un descenso medio de 4.6 m. Las zonas II y III registran los mayores descensos en el periodo analizado.

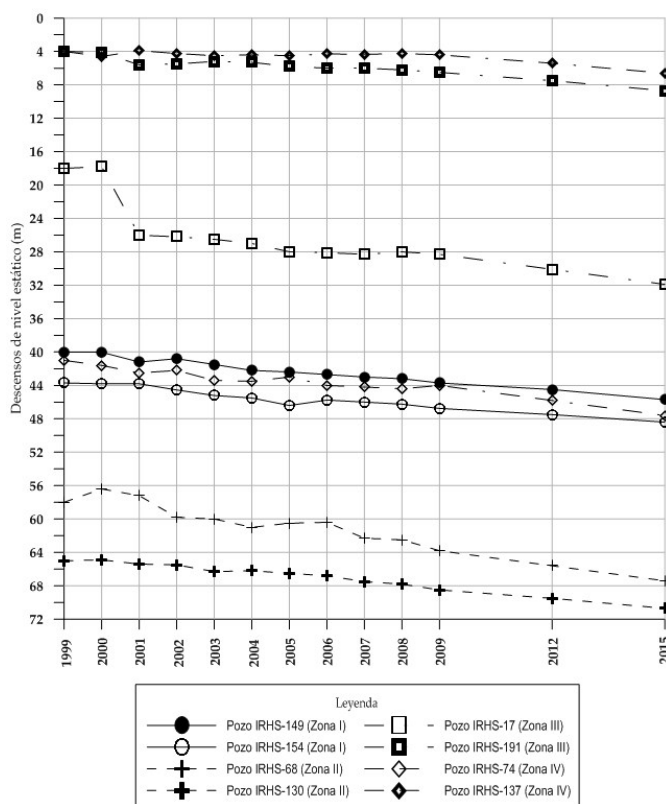


Figura 7. Variación de niveles de la superficie freática.

Hidroquímica

Con base en la hidroquímica se buscaron respuestas acerca del origen y distribución del agua subterránea; los procesos físico-químicos que afectan al agua, y la calidad de la misma; esto es, degradación y presencia de contaminantes. Tal información es esencial para establecer la evolución del acuífero en el tiempo y el espacio; evaluar la vulnerabilidad del acuífero; detectar afecciones, y establecer las medidas correctoras para la contaminación, salinización y pérdida de calidad, y así poder gestionar el recurso hídrico. Se estableció un análisis comparativo espacial y temporal de los principales parámetros entre 2010 y 2016.

En la cuenca Caplina, donde se encuentra emplazado en acuífero de La Yarada, el agua de lluvia que recarga el acuífero tiene escaso contenido iónico; en la escorrentía superficial y a través de la zona no saturada y la zona saturada hay una interacción agua-fase sólida por la que el agua va adquiriendo sustancias químicas como especies disueltas (Pino *et al.*, 2017). Durante el inventario de pozos se realizaron los análisis del agua *in situ* en 261 pozos que se encontraban en funcionamiento en 2016, en las cuales se midieron datos del agua sobre temperatura, conductividad eléctrica y potencial de hidrógeno; se tomaron muestras en 55 de ellos y se analizaron en laboratorio los iones Ca^{++} , Mg^{++} , Na^{+} , K^{+} , Cl^{-} , $\text{SO}_4^{=}$, HCO_3^{-} y $\text{CO}_3^{=}$.

Resultados y discusión

Las variaciones de los niveles freáticos por lo general tienen comportamiento estacional; es decir, varían de acuerdo con la época del año; ascendiendo mayormente en los meses de verano (enero-marzo), lo cual se debe de manera fundamental a las precipitaciones en la zona alta de la cuenca, ocurriendo lo contrario en la época de estiaje: el acuífero va disminuyendo su recarga por efecto de la escasa precipitación y, en consecuencia, los niveles de agua descienden.

La evaluación del acuífero freático se realizó teniendo en consideración los periodos críticos de estiaje de los ríos y las mínimas precipitaciones ocurridas en la parte alta de la cuenca del Caplina, que son las principales fuentes de recarga del acuífero. La Figura 8 muestra la disposición de las isopiezas del acuífero en dos periodos: 2010 y 2016, representándose direcciones de flujo predominantes y las zonas con niveles por debajo del nivel del mar, estrechamente ligadas con procesos de intrusión marina. Los pozos de extracción de agua subterránea en esta zona afectada reportan valores altos de salinidad. Respecto al tiempo, de 2010 a 2016 se observa un incremento significativo de descensos de los niveles freáticos.

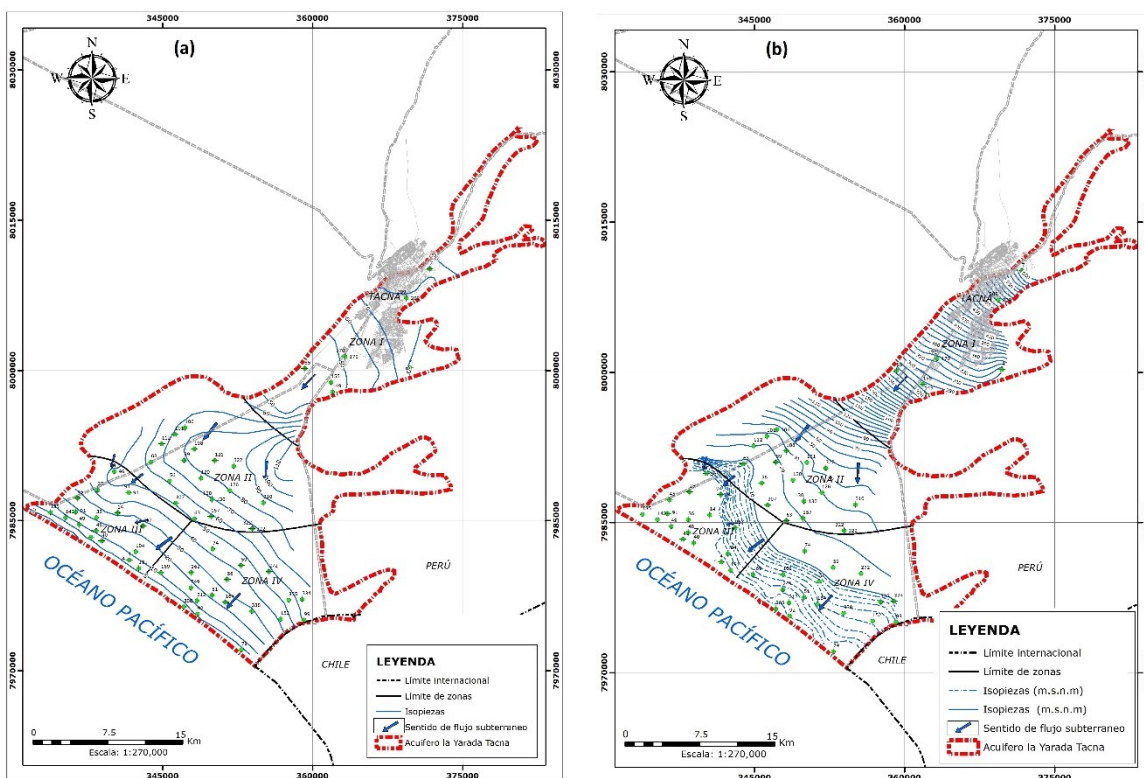


Figura 8. Mapa de isopiezas del acuífero La Yarada: (a) 2010, (b) 2016.

Los resultados de los análisis físico-químicos de las muestras de agua que se recolectaron en el área de estudio se agruparon por zonas (I a IV) y su análisis e interpretación se describe a continuación.

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es una buena medida del riesgo de salinidad para los cultivos. El valor normal oscila entre 0.044 y 0.648 dS/cm (Eyankware, Obasi, & Akakuru, 2016). En la Tabla 2 se muestran los valores obtenidos. En la zona I, entre 0.56 y 2.18 dS/cm, representando aguas de media, alta y muy alta mineralización. En la zona II, de 0.96 y 1.81 dS/cm, que clasifican como aguas de alta mineralización. En la zona III, entre 1.32 y 7.13 dS/cm, aguas de alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas. En la zona IV, de 0.84 a 7.95 dS/cm, clasificándose como aguas de alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas (Figura 9). Los resultados mostrados en los mapas de isoconductividad (2010 y 2016) muestran un incremento de este parámetro en el espacio y tiempo.

Tabla 2. Valores de conductividad eléctrica.

Zona	Sector	Conductividad	Clasificación
I	Hospicio-Irrigación Magollo	0.61-2.18	Media, alta y muy alta mineralización
	Viñani	0.56-0.96	
	Pocollay (Sobraya)-Cercado Tacna	0.62-1.74	
II	Asentamiento núm. 3-Copare	1.00-1.42	Alta mineralización
	Asentamientos núm. 5 y 6-AA HH Pachacútec	1.81-1.58	
	Límite Hospicio-Zona "Z"	1.77-0.96	

III	La Esperanza-Fundos (Valdivia)	1.53-2.61	Alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas
	Yarada Antigua-Las Palmeras	3.30-7.13	
	Los Olivos-El Progreso-La Noria	1.32-1.65	
	Fundo Virgen Chapi-Rancho Grande	1.37-5.32	
IV	Complejo Aduanero-Obelisco Concordia	0.84-2.30	Alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas
	Curva Los Palos y Salinas	0.94-1.19	
	Asociación Perú Posible y Frontera del Sur	1.11-1.45	
	Los Palos (parte baja)-Asociación San Pedro-Macheros	1.37-7.95	
	Cenizales y Balneario Santa Rosa	0.89-3.01	

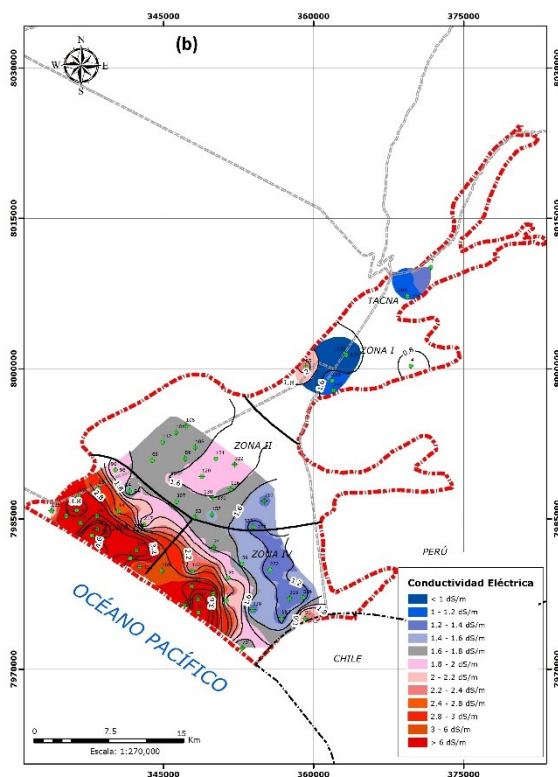
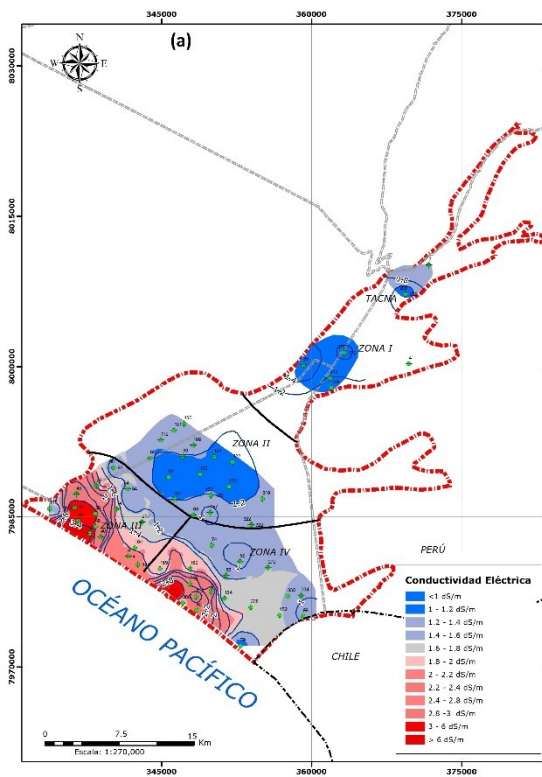


Figura 9. Mapa de isoconductividad del acuífero La Yarada: (a) 2010; (b) 2016.

Potencial de hidrógeno (pH)

El pH fluctúa entre 6.12 y 9.33, valores que representan desde aguas ácidas a altamente alcalinas (OMS, 2006; Sunass, 1995). En la zona I, el agua es ligeramente ácida a ligeramente alcalina, con valores de 6.56 a 7.52. En la zona II, entre 6.73 y 7.83, valores que corresponden a aguas ligeramente ácidas a alcalinas. En la zona III, de 6.12 a 9.33, valores que corresponden a aguas ácidas a altamente alcalinas. En la zona IV, entre 6.25 y 8.22, siendo aguas identificadas como ácidas a alcalinas (Tabla 3).

Tabla 3. Clases de agua según el potencial de hidrógeno (pH).

Zona	pH	Clasificación
I	6.56-7.52	Ligeramente ácidas a ligeramente alcalinas
II	6.73-7.83	Ligeramente ácidas a alcalinas
III	6.12-9.33	Ácidas a altamente alcalinas
IV	6.25-8.22	Ácidas a alcalinas

Dureza

La dureza total de las aguas en el área de estudio varía de 171.5 a 3 021.5 ppm (CaCO_3), valores que representan aguas ligeramente duras a muy duras (OMS, 2006; Sunass, 1995). En la zona I, de 171.5 a 827.5 ppm, valores indicativos de aguas ligeramente duras a muy duras. En la zona II de 295.5 a 776.5 ppm, identificadas como aguas moderadamente duras a muy duras. La zona III, de 210 a 3021 ppm, valores que indican aguas ligeramente duras a muy duras. En la zona IV, de 263 a 2419 ppm, valores que representan aguas moderadamente duras a muy duras (Tabla 4).

Tabla 4. Clases de agua según dureza.

Zona	Dureza	Clasificación
I	171.50-827.00	Agua ligeramente dura a muy dura
II	295.50-776.50	Agua moderadamente dura a muy dura
III	210.00-3021.50	Agua ligeramente dura a muy dura
IV	263.50-2419.00	Agua moderadamente dura a muy dura

Principales cationes y aniones

Los valores encontrados del ion de calcio (Ca^{++}) oscilan entre 58 mg/l (zona I) y 927 mg/l (zona III); para el ion magnesio (Mg^{++}) se encontraron valores que oscilan entre 5.88 mg/l (zona IV) y 168.96 mg/l (zona III); el sodio (Na^+), entre 42.09 mg/l (zona I) y 842.95 mg/l (zona IV); el potasio (K^+) reporta valores que oscilan entre 2.34 mg/l (zona I) y 38.22 mg/l (zona III), este valor sobrepasa los valores esperados en las aguas subterráneas, lo que denota presencia de salmueras.

Los valores encontrados del ion de cloruro oscilan entre 69.23 mg/l y 1846.71 mg/l (zona III) (Figura 10). El sulfato ($\text{SO}_4^{=}$) presenta valores que oscilan entre 119.23 mg/l y 2 557.69 mg/l (entre zonas I y IV). Los valores encontrados del ion de bicarbonato (HCO_3^-) oscilan entre 56.12 mg/l y 184.83 mg/l (entre zona II y I). Los resultados de parámetros

analizados para las 55 muestras de agua subterránea se muestran en la Tabla 5. Los resultados mostrados en los mapas de isocloruros corresponden a los años 2010 y 2016, notándose un incremento de este parámetro en el espacio y tiempo; es posible identificar el efecto de la salinización tomando como base los cloruros en el medio acuífero, al haberse incrementado la superficie afectada entre los años analizados.

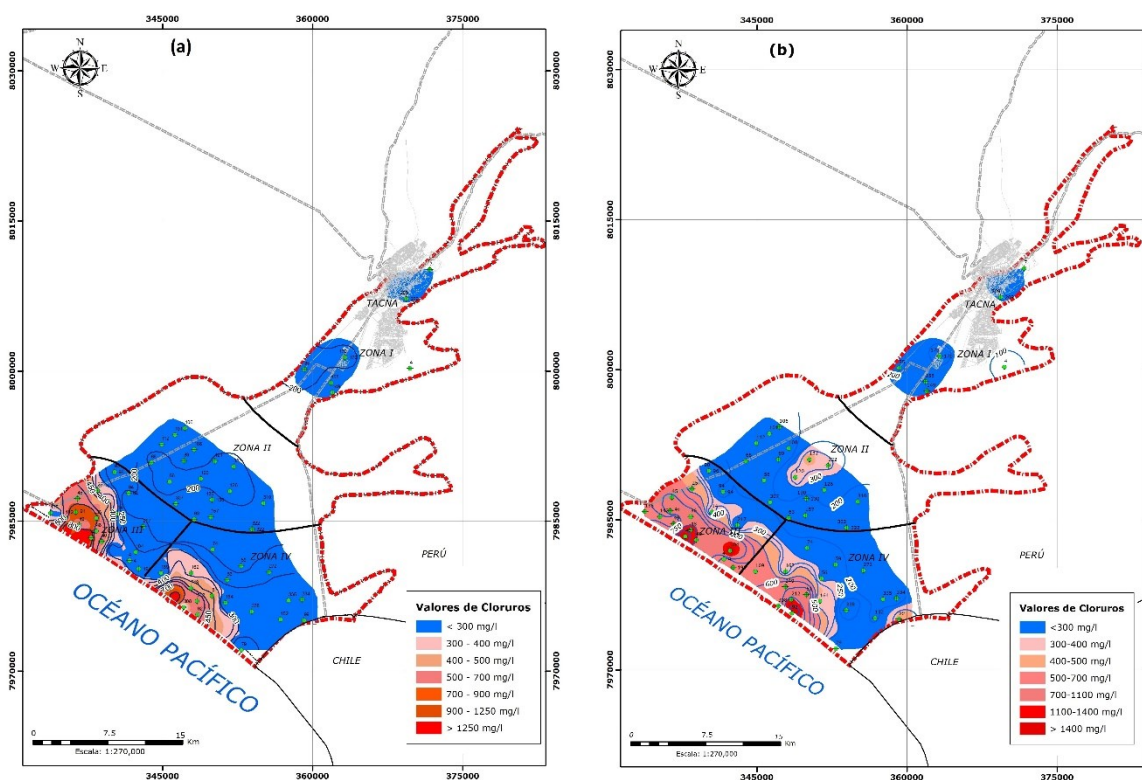


Figura 10. Mapa de isocloruros del acuífero La Yarada: (a) 2010, (b) 2016.

Tabla 5. Resultados de análisis físico-químicos.

Zona	IRHS	Cationes (meq/l)				Aniones (meq/l)				
		Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	CO ₃ ⁼
I	4	2.90	0.53	1.83	0.07	2.57	1.24	1.34	0.01	0.00

	5	11.25	3.17	7.48	0.44	9.51	11.21	2.11	0.04	0.00
	85	12.30	4.25	5.00	0.48	5.65	14.45	1.78	0.07	0.00
	173	10.62	2.50	4.26	0.32	4.60	10.38	2.60	0.18	0.00
	209	8.74	1.52	3.87	0.06	3.66	6.71	3.03	0.04	0.00
	302	12.90	2.75	3.91	0.33	8.57	8.56	2.09	0.08	0.00
II	107	6.35	2.08	3.39	0.26	3.90	9.91	1.21	0.00	0.00
	112	4.85	1.06	6.48	0.31	4.48	8.81	0.92	0.00	0.00
	115	9.80	2.75	3.87	0.32	5.84	10.02	1.69	0.00	0.00
	130	8.95	2.25	3.61	0.32	5.65	9.75	1.59	0.01	0.00
	146	12.20	3.33	3.61	0.42	10.33	7.26	1.54	0.00	0.00
	188	6.79	1.38	2.87	0.10	3.78	6.73	1.74	0.02	0.00
	270	5.53	1.00	2.35	0.19	3.55	3.14	1.86	0.01	0.00
	307	9.32	2.50	3.61	0.38	3.90	10.20	1.44	0.02	0.00
	316	6.44	1.43	2.39	0.17	4.05	3.40	1.71	0.02	0.19
	321	9.64	1.76	3.35	0.17	6.00	5.37	1.59	0.05	0.00
	322	6.24	1.38	2.43	0.19	3.74	3.82	1.69	0.05	0.00
	331	11.00	2.58	3.96	0.34	4.91	10.42	1.98	0.04	0.00
	332	9.80	3.08	4.17	0.43	5.22	10.02	1.74	0.03	0.00
III	7	9.65	2.75	3.74	0.31	6.82	8.53	1.21	0.00	0.00
	16	7.65	2.17	3.30	0.29	5.07	8.09	1.38	0.00	0.00
	25	9.50	2.33	8.74	0.46	13.05	6.99	1.67	0.01	0.00
	36	18.70	6.75	11.43	0.65	27.08	12.45	1.46	0.00	0.00
	45	19.05	3.50	9.78	0.56	24.35	8.59	1.42	0.03	0.00
	94	5.45	2.33	4.13	0.33	3.51	4.38	1.44	0.01	0.00
	96	3.65	0.55	7.04	0.31	9.59	3.84	1.48	0.00	0.00
	142	23.30	4.42	2.26	0.64	18.70	14.81	1.44	0.02	0.13

	191	6.20	4.92	10.65	0.51	10.13	13.17	1.80	0.01	0.13
	214	46.35	14.08	13.17	0.98	52.02	19.95	2.28	0.00	0.00
	217	5.90	2.00	4.04	0.33	1.95	8.84	1.57	0.00	0.00
	304	20.45	7.17	13.43	0.72	30.39	13.75	1.34	0.01	0.00
IV	50	12.90	3.42	6.26	0.38	14.03	10.30	1.98	0.00	0.00
	51	17.00	5.42	10.70	0.48	23.38	12.96	1.86	0.02	0.00
	57	6.75	0.67	5.09	0.07	5.84	6.34	2.38	0.11	0.00
	59	5.55	1.67	4.30	0.25	4.01	4.79	1.84	0.01	0.13
	79	6.53	1.47	3.04	0.23	3.97	4.11	1.84	0.00	0.10
	99	12.75	1.75	7.04	0.20	16.21	5.69	1.21	0.02	0.19
	152	6.12	1.38	2.74	0.12	5.26	4.59	1.48	0.08	0.08
	162	7.10	3.67	6.87	0.35	6.62	9.05	1.40	0.10	0.10
	169	10.55	4.25	8.96	0.48	12.86	10.37	1.38	0.01	0.13
	184	7.60	2.33	4.52	0.27	5.65	6.88	1.63	0.01	0.06
	192	36.30	12.08	36.65	0.97	51.63	26.60	1.69	0.04	0.10
	249	16.80	5.33	10.83	0.56	18.90	15.60	2.15	0.02	0.06
	257	6.50	1.71	2.61	0.29	4.60	4.81	1.29	0.04	0.00
	266	9.19	1.83	3.00	0.37	4.36	6.02	1.50	0.09	0.10
	272	7.10	1.00	2.83	0.19	2.81	6.27	1.61	0.00	0.00
	277	5.69	1.28	2.43	0.14	3.31	4.27	1.40	0.01	0.00
	308	9.60	3.00	5.91	0.41	8.77	9.89	1.42	0.00	0.00
	314	5.94	1.18	2.70	0.09	3.35	5.08	1.60	0.01	0.00
	315	5.41	0.94	2.83	0.11	4.33	3.34	1.66	0.02	0.00
	333	4.78	0.49	3.87	0.13	6.00	2.27	1.36	0.02	0.00
	334	5.60	0.50	4.13	0.12	6.47	2.32	1.39	0.02	0.00
	335	5.39	1.05	2.61	0.14	4.17	3.39	1.79	0.03	0.00

	336	6.27	1.16	2.52	0.17	4.01	5.19	1.64	0.02	0.00
	338	5.70	1.41	2.91	0.23	3.51	5.46	1.54	0.01	0.00

En la zona I, según los resultados de laboratorio y los diagramas triangulares, se muestra que las aguas son sulfatadas y/o cloruradas cálcicas, y/o magnésicas. En la zona II, en general las muestras se agrupan en la región de las aguas sulfatadas y/o cloruradas cálcicas, y/o magnésicas, correspondiendo a aguas de mezcla. En la zona III, las muestras de agua mayormente se agrupan en la región de aguas sulfatadas y/o cloruradas cálcicas, y/o magnésicas, y las muestras de los pozos IRHS-96 y 191 se ubican en el rombo de las tipo clorurada y/o sulfatada sódicas (facies Na-Ca-Cl-SO₄ y Na-Ca-Mg-SO₄-Cl respectivamente), reflejando la zona de mezcla de agua salina y dulce en la zona interfase del fenómeno de intrusión marina que se viene dando en este acuífero. En la zona IV, la muestra del pozo IRHS-192 presenta las facies Na-Ca-Cl-SO₄, indicando agua del tipo clorurada sódica (agua salina), en general en esta zona las muestras de agua corresponden a aguas clorurada y/o sulfatada cálcica, y/o magnésica (agua salina transitoria) (Figura 11).

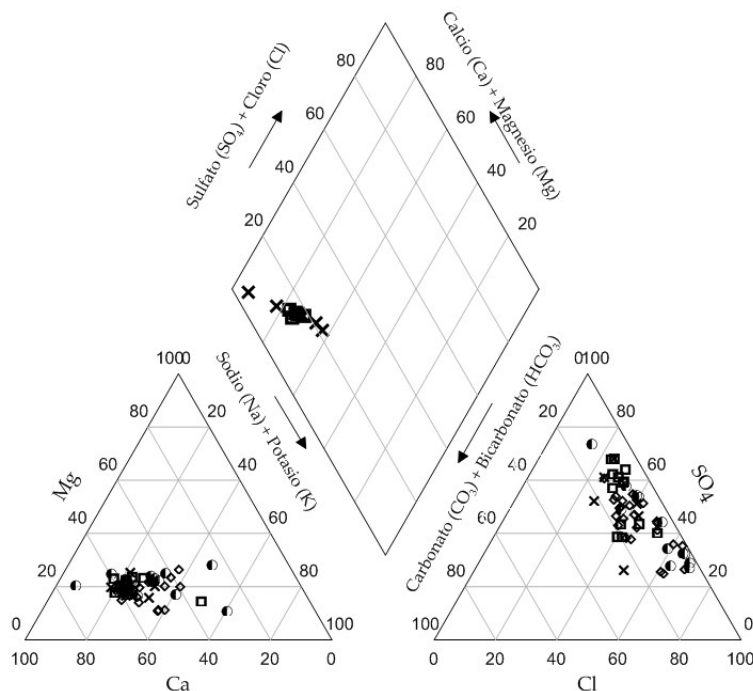


Figura 11. Diagrama de Piper.

Calidad del agua subterránea y familias hidrogeoquímicas

Las facies predominantes en el área de estudio son las sulfatadas cálcicas y cloruradas cálcicas, seguidas en menor proporción por las cloruradas sódicas y sulfatadas sódicas (Tabla 6). La importancia del agua, el saneamiento, la higiene para la salud y el desarrollo han quedado reflejados en los documentos finales de diversos foros internacionales (OMS, 2006). Recientemente, la Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el periodo de 2005 a 2015 como Decenio Internacional para la Acción "El agua, fuente de vida".

Tabla 6. Facies hidrogeoquímicas predominantes.

Clasificación	Muestra	%
Clorurada cálcica	22	40.00
Sulfatada cálcica	30	54.54
Clorurada sódica	02	3.64
Sulfatada sódica	01	1.82
Total	55	100

El estándar de calidad del agua en relación con el boro es de 0.5 mg/l (OMS, 2006). En esta campaña, el valor mínimo presentado fue de 0.01 y el máximo de 3.72 mg/l, por tanto se tienen ciertos sectores que presentan ausencia de este elemento, como es el caso de Viñani, Curva Los Palos, Pampas Santa Rosa y otros que superan los estándares de calidad. De esta forma se tiene que 18 muestras (32.72%) de las 55 muestras de agua subterránea correspondientes a la campaña realizada se encuentran por encima del máximo permisible para agua potable establecido por la normativa vigente, ubicadas principalmente en la zona I (sector Magollo), zona II (sector Cooperativa 60), zona III (sectores La Esperanza, Los Olivos y Las Palmeras) y en la zona IV (sectores Los Palos y Los Macheros).

Con referencia al ion cloruro, se ha encontrado que 18 muestras (32.72%) están por encima del máximo permisible para agua potable establecido por la normativa peruana. Se ubican principalmente en la zona I (sector Magollo), zona II (sector Cooperativa 60), zona III (sectores La Esperanza, Los Olivos y Las Palmeras) y en la zona IV (sectores Los Palos y Los Macheros). En relación con el ion sulfato (SO_4^{2-}), se puede indicar que su contenido en las aguas subterráneas analizadas, en la mayoría de las zonas sobrepasa los límites máximos tolerables de potabilidad, presentándose mayormente en los sectores 28 de Agosto y Asentamiento 5 y 6 de la zona IV; sectores La Esperanza, Los Olivos y Las Palmeras de la zona III, y el sector Los Palos en la zona II. Así, 47 muestras de agua (59%) sobrepasan la normativa vigente peruana (250 mg/l) (Sunass, 1995).

En el caso del sodio, seis muestras (8%) superan el límite máximo tolerable establecido por la OMS, y se ubican en los sectores Las Palmeras, La Esperanza y Los Palos. Con respecto al Ph, las muestras de agua analizadas varían de 6.12 a 8.21, encontrándose en esta última campaña aguas ácidas en los sectores de Los Olivos, Rancho Grande y

Los Macheros, que no se encuentran dentro del rango establecido por la OMS (6.5 a 8.5) (Tabla 7).

Tabla 7. Variación de los valores de parámetros fisicoquímicos.

Parámetro	Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV
Boro (mg/L)	0.39-1.12	0.03-3.72	0.13-1.55	0.01-3.17
Cloruro (mg/L)	91.24-337.61	126.03-366.72	69.23-1 846.71	99.76-1 832.87
Sulfato (mg/L)	119.23-1 389.42	301.92-1 001.92	369.23-1 918.27	218.27-2 557.69
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	280-1 180	490-965	565-3565	450-3 975
Sodio (mg/L)	42.09-172.04	54.05-149.04	51.98-308.89	55.89-842.95
pH	6.56-8.21	6.93-8.14	6.12-7.72	6.25-8.15

Intrusión marina

Se levantaron secciones geoelectricas, siendo una de las principales la sección H-H' (Figura 5a y Figura 12), con una longitud de 19.30 km desde la línea del litoral y pasa por los sectores Los Palos, zona Z, hasta el límite con el distrito Coronel Gregorio Albarracín Lanchipa. Asimismo, se presentan cuatro horizontes geoelectricos principales. El primer horizonte, conformado por una o varias capas geoelectricas, conforma el acuífero no saturado; en conjunto tiene espesores que varían desde 0.0 m en la línea del litoral hasta los 101 m (**OJO AUTOR, COTEJAR SI ESTE CAMBIO DE REDACCIÓN GUARDA LA IDEA ORIGINAL**). El segundo horizonte es el acuífero saturado y está conformado por dos capas geoelectricas; en conjunto sus espesores van decreciendo desde 359 m en el litoral hasta los 161 m; a partir de este punto se incrementan los espesores hasta llegar a 279 m y desde aquí

nuevamente los espesores disminuyen hasta llegar a 87 m; la capa superior, donde predominan las resistividades medias, van desde 11 hasta 20 ohm-m, y los espesores varían de 88 a 279 m, donde se abarca todo el espesor del acuífero saturado; la capa inferior, con resistividades bajas y muy bajas, marca entre 5.2 y 6.6 ohm-m, lo cual expresa que el acuífero se encuentra altamente mineralizado en el litoral; el contenido arcilloso también es el responsable de las bajas resistividades de esta capa; los espesores de la capa inferior disminuyen desde 269 m en el litoral hasta desaparecer con dirección continental. El tercer horizonte, presente en la parte inicial y final de la sección, con resistividades de 2.4 a 9.5 ohm-m, es indicativo de un alto contenido arcilloso que lo hace impermeable. El cuarto horizonte está constituido por el basamento rocoso impermeable.

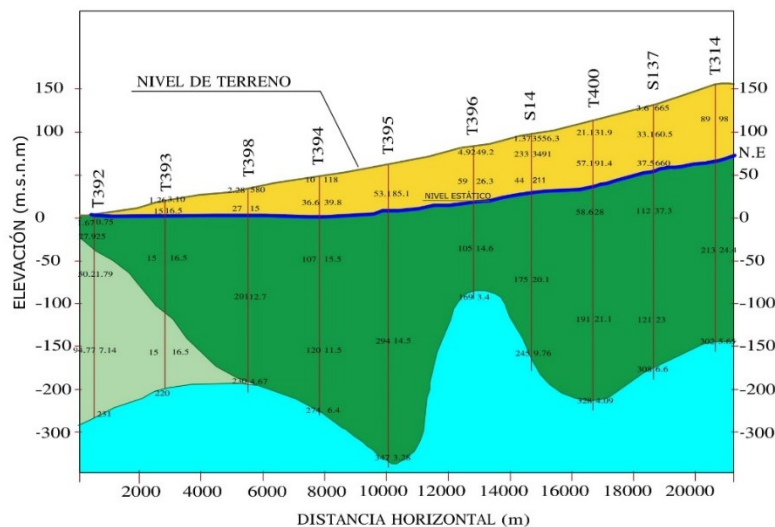


Figura 12. Perfil geoelectrico H-H'.

Por otro lado, se tiene una sección G-G' de 19.25 km, que comprende los sectores Las Palmeras, San Antonio, El Progreso y Asentamiento 03. Presenta tres horizontes geoelectricos (Figura 5a y Figura 13). El primero está conformado por dos a más capas y se encuentra en estado seco; sus espesores varían de 0 m en el litoral hasta 89 m, con resistividades que llegan a 660 ohm-m e inclusive 3 500 ohm-m. El segundo horizonte representa al acuífero saturado, actualmente en explotación, y está constituido por varias capas con espesores que llegan hasta 294 m; presenta resistividades que mayormente varían de

11.5 a 37.3 ohm-m; una característica especial de este horizonte son las bajas resistividades (cerca de la línea de litoral), que fluctúan entre 0.75 y 7.14 ohm-m, lo que indica aguas mineralizadas, producto de la intrusión marina (sector Las Palmeras). El tercer horizonte que subyace al acuífero saturado presenta resistividades muy bajas, que varían de 3.28 a 8.1 ohm-m; representa al basamento impermeable arcilloso; esta sección permite confirmar la no existencia de un horizonte permeable que subyace al acuífero saturado; en consecuencia, se descarta la posibilidad de ubicar un acuífero profundo.

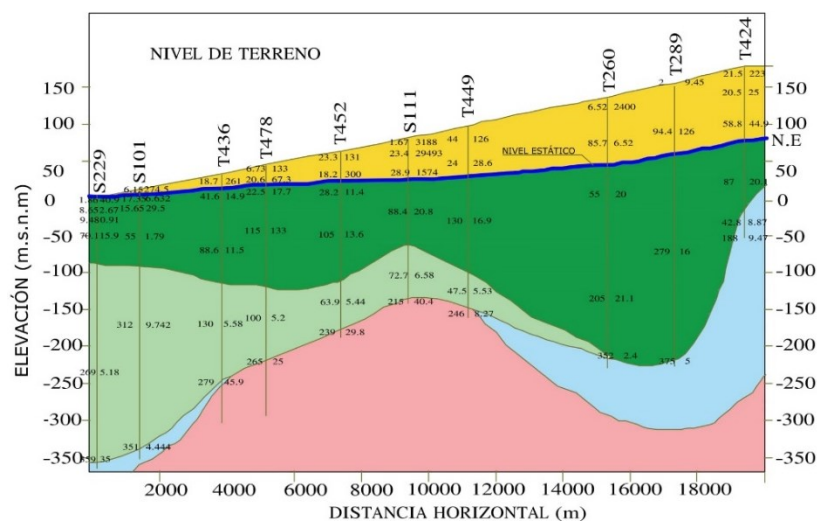


Figura 13. Perfil geoelectrico G-G'.

La salinización de los acuíferos costeros es consecuencia de una gestión deficiente o incontrolada, que genera una sobreexplotación que puede ser prevenida (Cabrera & Custodio, 2004). Una medida de mitigación son las barreras hidráulicas negativas, que bombean cerca de la orilla, interceptando el agua salada; en acuíferos bajo procesos de intrusión marina han sido propuestas como medida correctiva para la intrusión de agua de mar, en casos en los que se deben mantenerse las cargas hidráulicas bajas (Pool & Carrera, 2010). La principal desventaja de estas barreras es que bombean una proporción significativa de agua dulce, que se mezcla con agua salada en el pozo.

Habiéndose identificado que el acuífero de La Yarada se encuentra en proceso por intrusión marina, Pino (2014) propone plantear un proyecto piloto de barrera hidráulica negativa doble, con 10 pozos en doble fila,

alineados en la dirección normal a la dirección predominante del flujo. Al tratarse de una medida de remediación del proceso intrusivo de agua de mar, se considera de aplicabilidad inmediata, lo cual podrá traer consigo resultados rápidos, que permitirán estudiar a mayor detalle su funcionamiento, con lo que se podrán tomar decisiones sobre su incorporación a mayor escala. Se consideró que la zona de ubicación de la barrera piloto debe ser la margen derecha aguas abajo del acuífero, es decir, la zona contigua al denominado Cerro Moreno, asumiendo que dicho cerro funcionaría como una barrera impermeable y evitaría flujos no deseados en el contorno de la batería.

Conclusiones

El acuífero de La Yarada actualmente se encuentra sobreexplotado (volumen de explotación no controlado por pozos no autorizados) con relación a su reserva renovable (PET, 2013). La explotación supera a la recarga; esto se manifiesta por el constante descenso del nivel del acuífero freático y el progresivo avance de la intrusión marina, que actualmente alcanza 60 km²; la degradación de la calidad del agua en un área de 127 km² comprende los sectores Los Palos, El Chasqui y Los Olivos, incluyendo La Esperanza, Las Palmeras y Rancho Grande.

La reserva renovable es del orden de 54 Hm³/año; la explotación es de 111 Hm³/año, por tanto la sobreexplotación llega a los 57 Hm³/año. Por tal situación y ante la escasa recarga del acuífero, se viene extrayendo el agua proveniente de la reserva permanente o no renovable. Si no se toman las medidas del caso en forma oportuna, la situación puede alcanzar niveles de mayor riesgo y el deterioro de la calidad del agua puede acrecentarse debido al progresivo avance de la intrusión marina.

Existe coincidencia entre la dirección del flujo subterráneo y el aumento en el contenido de cloruros, aunque localmente se aprecian algunas desviaciones. La distribución de las isolíneas puede considerarse homogénea desde 200 hasta 250 mg/l; a partir de 300 mg/l se empieza a generar la existencia de dos grandes núcleos (sectores La Esperanza-

Las Palmeras y Los Palos), con contenido anormalmente alto de cloruros, así como el aumento generalizado en la concentración de dicho parámetro a medida que hay proximidad hacia la costa. El brusco aumento que se produce en la Terraza Baja no es producto del incremento de los cloruros en la dirección del flujo sino de la contaminación con agua de mar. Este incremento en las concentraciones de cloruros es atribuible a varios procesos que pueden ser coincidentes o no espacialmente.

Según las secciones geoelectricas, se tiene una capa inferior con resistividades bajas y muy bajas, entre 5.2 y 6.6 Ohm-m, lo cual expresa que el acuífero se encuentra altamente mineralizado en el litoral, es decir, zona cercana al océano Pacífico, situación que denota procesos de intrusión marina.

A futuro se deben buscar las medidas a corto, mediano y largo plazos que comprendan la reducción progresiva de la explotación de las aguas subterráneas o la incorporación artificial de agua al sistema en diferentes etapas, permitiendo de forma secuencial disminuir la velocidad del descenso del nivel freático, estabilizarlo y, finalmente, lograr su recuperación.

Agradecimientos

Un agradecimiento muy especial a los profesionales y funcionarios de la Autoridad Nacional del Agua, Lima, Perú, por brindar la información de base requerida en el presente trabajo.

Referencias

- Acosta , H., Benavente, C., Cotrina, G., Peña, F., & Alván, A. (2008). *Estudio geológico del valle del río Caplina Tacna-Perú, base para el estudio hidrogeológico de compatibilizacion del reservorio acuífero de la Yarada, Tacna, Perú, Convenio PET-INGEMMET* (INGEMMET, 82). Lima. Perú.
- Acosta, H., Mamani, M., Alván, A., & Rodríguez, J. (2012). Geología de los cuadrángulos de la Yarada, Tacna y Huaylillas Hoja 37-u, 37-v y 37-x. *Carta Geológica Nacional*. Boletín 145, Serie A, 87. Recuperado de <http://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/ingemmet/107>

- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2009). *Caracterización hidrogeológica del acuífero del valle del Caplina-La Yarada*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua, Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2010). *Caracterización hidrogeoquímica del acuífero Caplina*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua, Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2011). *Informe técnico 03. Calidad de agua cuenca Caplina Tacna*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua, Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- Cabrera, M., & Custodio, E. (2004). Groundwater flow in a volcanic-sedimentary coastal aquifer: Telde area, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. *Hydrogeology Journal*, 12(3), 305-320. DOI: 10.1007/s10040-003-0316-y
- El Alfy, M., Aref, L., Fathy, A., & Abdulaziz, A.-B. (2017). Assessing the hydrogeochemical processes affecting groundwater pollution in arid areas using an integration of geochemical equilibrium and multivariate statistical techniques. *Environmental Pollution*, 229(2017), 760-770. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.05.052
- Eyankware, M., Obasi, P., & Akakuru, O. (2016). Use of hydrochemical approach in evaluation of water quality around the vicinity of Mkpuma Ekwaoku Mining District, Ebonyi State, SE. Nigeria for Irrigation Purpose. *Indian Journal of Science*, 23(88), 881-895.
- Flores, A., & Sempere, T. (setiembre, 2002). Avances sobre la historia geológica del valle de Tacna. *Congreso Peruano de Geología. Trabajos Científicos-Sociedad Geológica del Perú*. Lima, Perú.
- Flores, A., Sempere, T., & Fornari, M. (octubre, 2004). Síntesis actualizada de la estratigrafía del Cenozoico en el extremo sur del Perú. *Congreso Peruano de Geología. Resúmenes extendidos-Sociedad Geológica del Perú* (pp. 444-447). Lima, Perú.
- Jaén, H., Ortiz, G., & Wilson, J. J. (1963). Geología de los cuadrángulos de la Yarada, Tacna y Huaylillas. *Comisión Carta Geológica Nacional. Boletín* 6, 70. Recuperado de http://repositorio.ingemmet.gob.pe/bitstream/ingemmet/561/1/A006-Boletin_Huaylillas-37x.pdf

- Jenks, W. F. (1948). Geología de la hoja de Arequipa al 200,000. Geology of the Arequipa Quadrangle of the Carta Nacional del Perú. *Instituto Geológico del Perú*. Boletín 9, 204. Recuperado de <http://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/ingemmet/2198>.
- Martines, C., Vargas, R., Montoya, J., Chamorro, C., & Zenteno, E. (1996). Estudio hidrogeológico de las pampas de la Yarada y Hospicio, Tacna. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Recursos Naturales.
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/263887495/Guias-Para-La-Calidad-Del-Agua-Potable-OMS>
- PET, Proyecto Especial Tacna. (2013). *Diagnóstico situacional del acuífero Caplina en el ámbito del sector La Yarada*. Tacna, Perú: Proyecto Especial Tacna.
- Pino, E. (2014). *Diagnóstico para la ubicación preliminar de una barrera hidráulica piloto en el acuífero de La Yarada con fines de contener la intrusión marina*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua.
- Pino, E., Tacora, P., Steenken, A., Valle, A., Chávarri, E., Ascencios, D., & Mejía, J. (2017). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(6), 77-99. DOI: 10.24850/j-tyca-2017-06-06
- Pino, E., Chávarri, E., & Ramos, L. (2018). Crisis de gobernanza y gobernabilidad y sus implicancias en el uso inadecuado del agua subterránea, caso acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú. *Idesia* (Arica), 36(3), 77-85. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292018005001301>
- Pool, M., & Carrera, J. (2010). Dynamics of negative hydraulic barriers to prevent seawater intrusion. *Hydrogeology Journal*, 18(1), 95-105. DOI: 10.1007/s10040-009-0516-1
- Sunass, Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento de Perú. (1995). *Reglamento de calidad de agua para consumo humano, Perú*. Lima, Perú: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento de Perú.

- Todd, F. (2015). New NASA data show how the world is running out of water. *The Washington Post*. Recuperado de <https://www.independent.co.uk/environment/nasa-data-shows-the-world-is-running-out-of-water-10325188.html>
- Valhondo, C., Martínez-Land, L., Carrera, J., Hidalgo, J. J., Tubau, I., De Pourcq, K., Grau-Martínez, A., & Ayora, C. (2016). Tracer test modeling for characterizing heterogeneity and local-scale residence time distribution in an artificial recharge site. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20, 4209-4221. DOI: 10.5194/hess-20-4209-2016
- Vergara, W., Ríos, A., Trapido, P., & Malarín, H. (2014). *Agricultura y clima futuro en América Latina y el Caribe: Informe del Banco Interamericano de Desarrollo*. Washington, DC, USA: Banco Interamericano de Desarrollo. Recuperado de <file:///C:/Users/HP%20ELITEBOOK%20X360/Downloads/Agricultura-y-clima-futuro-en-Am%C3%A9rica-Latina-y-el-Caribe-impactos-sist%C3%A9micos-y-posibles-respuestas.pdf>

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-05-08

Artículos

Incidencia de la presión sobre el coeficiente de rugosidad C de Hazen-Williams

Incidence of the pressure on roughness coefficient C of Hazen-Williams

Freddy Gaviláñez-Luna¹

¹Universidad Agraria del Ecuador, Guayaquil, Ecuador,
fgavilanez@uagraria.edu.ec, ORCID ID: 0000-0002-7861-514X

Autor para correspondencia: Freddy Gaviláñez-Luna,
fgavilanez@uagraria.edu.ec

Resumen

Esta investigación tuvo como objetivo evaluar la incidencia de la presión en el coeficiente C de rozamiento utilizado en la expresión de Hazen-Williams, como argumento para definir los diámetros que permitan reducir los costos en las instalaciones que utilizan tuberías plásticas presurizadas. Para este propósito se evaluaron 10 presiones de prueba, utilizando 88 m de manguera de polietileno, dos manómetros de glicerina, un aspersor de mediano caudal y una bomba con turbina centrífuga de tres pulgadas. Se evaluaron las pérdidas de carga con cada presión por triplicado, con la debida corrección altimétrica de la superficie y los caudales respectivos producidos en el aspersor. Con la información experimental obtenida se calculó el coeficiente C , empleando para ello la expresión de Hazen-Williams despejada para este coeficiente. Con los datos de carga y del valor de C se estableció un modelo de regresión, determinando su bondad a través del respectivo coeficiente de determinación (r^2). Al verificar los resultados se pudo establecer que el coeficiente C se afecta por la presión mediante una relación de tipo cuadrática, incrementándose conforme aumenta la carga y manteniendo más o menos la misma pérdida de energía en cada una de las presiones de ensayo. Este resultado permitió concluir que en tuberías lisas como las plásticas es posible considerar valores del coeficiente C arriba de los 150 indicados para el plástico, lo que en

consecuencia hace posible disminuir los costos de los sistemas de tuberías presurizadas.

Palabras clave: coeficiente de rozamiento, flujo turbulento, Hazen-Williams, número de Reynolds, pérdida de energía.

Abstract

The objective of this research was to evaluate the incidence of pressure in the friction coefficient C used in the Hazen - Williams expression, as an argument to define the diameters to reduce costs in installations using pressurized plastic pipes. For this purpose, 10 test pressures were evaluated, using 88 m polyethylene hose, two glycerin manometers, a medium flow sprinkler and a three-inch centrifugal turbine pump. The load losses were evaluated with each pressure in triplicate, with the appropriate altimetric correction of the surface, and the respective flows produced in the sprinkler. With the experimental information obtained the coefficient C was calculated, using the expression of Hazen - Williams cleared for this coefficient. With the load data and the C value, a regression model was established, determining its goodness through the respective coefficient of determination (r^2). When verifying the results it was possible to establish that the coefficient C is affected by the pressure by means of a quadratic type relation, increasing as the load increases; and maintaining more or less the same loss of energy at each of the test pressures. This result allowed to conclude that for smooth pipes such as plastic, it is possible to consider coefficient C values above 150 indicated for plastic; which consequently reduces the costs of pressurized piping systems.

Keywords: Coefficient of friction, turbulent flow, Hazen - Williams, Reynolds number, energy loss.

Recibido: 08/08/2017

Aceptado: 20/03/2019

Introducción

Para el riego presurizado de cultivos o para las instalaciones de agua potable se utiliza toda una serie de tuberías, que en el contexto completo de la instalación generan los costos más importantes de todo el sistema; la proporción como mínimo debe ser de un 60%. En este sentido, el diseño o dimensionado de diámetros juega un papel importante para que la instalación no se sobredimensione o subdimensione. Cuando el diseño sobredimensiona la instalación ocasiona importantes costos en las tuberías, por el hecho de que se tendrán diámetros más allá de los técnicamente necesarios; no obstante, cuando los diámetros son subdimensionados, los requerimientos en cuanto a equipos de bombeo y costos de operación por los consumos energéticos se incrementan. De allí la necesidad de utilizar las fórmulas de cálculos hidráulicos para el diseño de tuberías, junto con sus parámetros, adecuados para determinada realidad.

Si bien para el diseño de instalaciones de conducción de agua presurizada existe una expresión como la de Darcy-Weisbach, fundamentada en la física clásica, la cual proporciona una base racional para el análisis y el cálculo de las pérdidas de carga en tuberías (Saldarriaga, 2007), su uso en la práctica no es preferencial, debido a lo tedioso que pudiera resultar el cálculo de uno de sus parámetros conocido como coeficiente de fricción f utilizando la fórmula más adecuada, pero de característica implícita; esta situación induce a que se recurra a un proceso de iteraciones matemáticas, como el de Newton-Raphson, lo cual añade cierta complejidad en los cálculos.

Sin embargo, para determinar el coeficiente de fricción f existen varias alternativas propuestas por diversos autores que toman en consideración la rugosidad de la tubería y el tipo de flujo existente. En el caso de flujo laminar, este coeficiente tiene una dependencia exclusiva del valor del número de Reynolds, en donde la predominancia del cortante viscoso es importante según la ley de Hagen-Poiseuille (Luszczewski, 2004); no obstante, la problemática de tener expresiones en los rangos de flujo transicional a turbulento acertadas es lo que ha dado origen para que varios autores hayan hecho diversas propuestas al respecto. De allí que la expresión de Colebrook-White, además de estar en función del número de Reynolds, incluye también las diversas rugosidades de tuberías que la definen como una de las más empleadas y aceptadas para utilizarse en la fórmula de Darcy-Weisbach (Giles, Evett, & Liu, 1994); Anaya,

Cauich, Funabazama, & Gracia, 2014), aunque también es de característica implícita.

En contraposición al proceso tedioso de recurrir a procedimientos matemáticos de las iteraciones sucesivas para la determinación del coeficiente de fricción f de expresiones implícitas, como la de Colebrook-White, y que parcialmente pueden ser solucionados cuando se usan computadoras, en el año 1902 se propuso una de las fórmulas empíricas más difundidas y aceptadas en el cálculo de las pérdidas de carga en tuberías hasta los actuales momentos, debido justamente a la gran cantidad de información existente respecto de su uso, conocida como la ecuación de Hazen-Williams (Méndez, 2007). Dada la característica empírica de esta fórmula, cuyo planteamiento se realizó para apresurar el diseño de tuberías de agua potable en EUA a inicios del año 1900, dejando de lado la expresión de Darcy-Weisbach, su uso tiene restricciones exclusivas en cuanto a su aplicación, debiendo utilizarse sólo para agua a temperatura ambiente, en diámetros arriba de los 50 mm y velocidades de flujo menores a los 3 m/s (Mott, 2006).

A pesar de que la expresión de Hazen-Williams es la que de forma mayoritaria se utiliza en el diseño de tuberías por su facilidad de cálculo y amplia aceptación entre los técnicos, su fundamento empírico hace que uno de sus componentes se defina prácticamente de forma subjetiva, el cual se selecciona con base en la rugosidad de las paredes internas de las tuberías. Este parámetro se conoce como coeficiente C de Hazen-Williams y fue establecido para condiciones extremas de alta y media rugosidad, así como para paredes lisas, adoptando valores de 50, 100 y 150, respectivamente. No obstante, estas condiciones límites no permiten considerar la influencia de la presión y, por consiguiente, la velocidad del flujo sobre el verdadero valor de este coeficiente. En este sentido, la selección de valores del coeficiente de rugosidad C para utilizarse en la fórmula de Hazen-Williams es una decisión de gran incertidumbre, que se adopta de forma consuetudinaria y con una alta probabilidad de tener un sobredimensionamiento del diámetro de las tuberías. Esta decisión, a la postre, se convierte en una limitación de tipo económica cuando se desean implementar, por ejemplo, sistemas de riego como los de aspersión, cuya demanda de presión es relativamente importante.

Ante el dilema de seleccionar coeficientes C económicamente adecuados se suma la poca o nula información que existe al respecto sobre la afectación que tiene este coeficiente por la presión de operación de un sistema de tuberías, adoptándose valores fijos,

publicados en la literatura para cualquier condición de flujo y que sólo son diferentes por los distintos materiales con que se elaboran las tuberías comerciales.

El requerimiento de tuberías plásticas, como las de policloruro de vinilo (PVC) o las de polietileno (PE) para el diseño e instalación de los sistemas de riego presurizados, en los últimos tiempos se han incrementado de modo sustancial al adquirir sistemas de riego mucho más eficientes en el manejo del agua. Sin embargo, esta necesidad se hace cada vez más intensa por los problemas de escasez de agua dulce, pero que en el nivel de pequeños agricultores la implementación de sistemas de riego que permitan un manejo más optimizado del agua queda restringido por cuestiones de tipo económico.

La situación indicada en el párrafo precedente es una realidad para el Ecuador, donde aproximadamente la eficiencia de aplicación de los sistemas de riego llega a un 61%, creando esa necesidad imperiosa de utilizar infraestructuras eficientes en el manejo del agua de riego debido a la escasez de este recurso, y a la demanda globalizada de mejorar la rentabilidad agrícola, cuya única alternativa reside en los sistemas presurizados y en donde las tuberías juegan un papel de enorme importancia. Empero, dada las restricciones económicas, en especial para el pequeño agricultor, esta situación ha incidido para que en el país apenas se haya tenido en el año 2000 un 22.2% de cobertura del total de área cultivada con riego presurizado y que en los últimos años se haya registrado un insignificante incremento medio de un 5.7% en dicha cobertura (MAGAP, 2013).

Ante lo detallado en los párrafos anteriores se desarrolló este estudio, cuyo propósito fue evaluar la incidencia de la presión sobre el coeficiente de rugosidad de Hazen-Williams, contabilizando las pérdidas de carga al aplicar diez presiones de trabajo, y verificando el comportamiento o tendencia de la magnitud del valor de este coeficiente. Estudio que se llevó a cabo para corroborar el criterio de que el coeficiente de rugosidad C , en el caso de tuberías de material plástico como el PVC, puede tener valores arriba de 150, con lo cual es posible abaratar los costos de las instalaciones de riego presurizado al seleccionarse, de acuerdo con el diseño, tuberías de menor diámetro.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en el campus de la Universidad Agraria del Ecuador, ubicada en las coordenadas geográficas de 02° 07' 56" S y 79° 35' 02" O. Se planteó bajo una concepción experimental, evaluando las pérdidas de carga producidas por el efecto de 10 presiones de trabajo iniciales que se encuentran indicadas en la segunda columna de la Tabla 1.

Tabla 1. Presiones de prueba y pérdidas de carga producidas.

Núm.	Presión inicial (kPa)	Presión final (kPa)	Pérdidas de carga (m)	Diferencia de cotas (m)	Pérdidas de carga corregidas (m)
1	137.299	128.117	0.937	0.05	0.887
2	179.088	167.606	1.171	0.05	1.121
3	206.179	193.091	1.335	0.05	1.285
4	245.213	230.059	1.546	0.05	1.496
5	275.747	267.482	0.843	0.05	0.793
6	310.187	298.939	1.147	0.05	1.097
7	345.316	336.596	0.889	0.05	0.839
8	376.085	363.914	1.241	0.05	1.191
9	415.119	409.147	0.609	0.05	0.559
10	443.126	436.699	0.656	0.05	0.606

Para la prueba se utilizó un aspersor de doble boquilla, cuyo diámetro a la salida de la tobera principal fue de 7.94 mm y la secundaria de 3.97 mm, con un caudal de operación, según su catálogo, de 4.44 a 6.29 m³/h, y un diámetro de alcance máximo de 47.3 m. El conducto que se empleó para la medición del efecto de la fricción en la reducción de energía hidráulica fue una manguera de polietileno de alta densidad, con diámetro interno de 54.8 mm y 88.0 m de longitud. Cabe indicar que el propósito de utilizar manguera y no tubería fue para evitar las pérdidas de carga que se producen en las juntas de estas últimas, lo cual complicaría la definición de tener las pérdidas de carga exclusivas de la fricción.

También se utilizaron dos manómetros de glicerina en unidades de lb/pulg², cuyas lecturas fueron transformadas a kPa, utilizando la constante de 6.888. Uno de estos manómetros se instaló al inicio del recorrido y el otro al final de los 88.0 m de longitud de la manguera, con la calibración previa de que estos dos medidores de presión estuvieran funcionando de forma similar. Aunque la superficie sobre la cual se ubicó la manguera era relativamente plana, para tener la debida precisión se realizaron las correcciones respectivas por las diferencias de cotas entre el punto inicial y el final, para lo cual se empleó un nivel. Asimismo, la presión estuvo suministrada por una bomba de combustión interna, con turbina centrífuga de 10 HP de potencia, de tres pulgadas en la succión y en la descarga, y con un caudal máximo aproximado de 20 m³/h. Para el ajuste de las presiones de prueba se utilizó una válvula de bola.

El procedimiento consistió en medir el caudal en cada presión de ensayo y la respectiva pérdida de carga dada por las lecturas en los manómetros, procedimiento que se realizó tres veces por cada una de las presiones de prueba. Por último, el valor del coeficiente de rugosidad C de Hazen-Williams se estableció utilizando la expresión (1), que es la propuesta de estos autores, pero definida en unidades métricas y desde la cual se ha despejado dicho coeficiente. En esta fórmula, Q representa el caudal en m³/h; h_f es la pérdida de carga por fricción en m; L es la longitud de la tubería en m, y d es el diámetro interno de la tubería en mm:

$$C = \left(\frac{1.131 \times 10^9 \times Q^{1.852} \times L}{h_f \times d^{4.87}} \right)^{1/1.852} \quad (1)$$

Con los datos obtenidos se ajustó un modelo de regresión para verificar la tendencia, determinando al mismo tiempo la magnitud del ajuste mediante el coeficiente de determinación respectivo.

Resultados y discusión

Las pérdidas de carga obtenidas en cada presión de ensayo registraron un rango que fue de 0.559 a 1.496 m, según se observa en la Tabla 1, no evidenciándose ningún comportamiento funcional debido a que no se obtuvo un modelo matemático con un ajuste importante entre estas dos variables. Es preciso indicar que dichas pérdidas fueron corregidas por la diferencia de cotas entre el punto inicial y el final, en una altura de 0.05 m, la cual fue sustraída de la pérdida registrada por los manómetros debido a que la cota final fue superior, en dicha magnitud, a la inicial.

Haciendo uso de la expresión (1), para un diámetro y longitud constantes, además de considerar las pérdidas de carga de la Tabla 1, se determinaron los coeficientes de fricción C que se indican en la Tabla 2. Se observa que el valor de este coeficiente se presenta con un rango importante, al variar de 117.5 a 262.4, para caudales que estuvieron entre un mínimo de 4.738 m³/h a un máximo de 8.615 m³/h, respectivamente.

Tabla 2. Valores experimentales del coeficiente de rugosidad C de Hazen-Williams para cada presión de prueba.

Núm.	Caudales medidos (m ³ /h)	Longitud (m)	Diámetro interno (mm)	Pérdida de carga (m)	Coeficiente C de Hazen-Williams	Número de Reynolds R
1	4.738	88.0	54.8	0.887	117.5	30 366
2	5.384	88.0	54.8	1.121	117.6	34 507
3	5.818	88.0	54.8	1.285	118.1	37 288
4	6.562	88.0	54.8	1.496	122.7	42 057
5	6.818	88.0	54.8	0.793	179.5	43 697
6	7.330	88.0	54.8	1.097	162.0	46 979
7	8.000	88.0	54.8	0.839	204.3	51 273
8	8.411	88.0	54.8	1.191	177.8	53 907
9	8.772	88.0	54.8	0.559	279.0	56 221
10	8.615	88.0	54.8	0.606	262.4	55 214

Se debe resaltar, al comparar los caudales con las pérdidas de carga obtenidas experimentalmente, indicadas en la Tabla 2, la no concordancia con lo que se establece matemáticamente en la expresión de Darcy-Weisbach, que en el criterio de Trueba (1965) se dice que: "para un diámetro constante, la pérdida de carga es

proporcional al cuadrado del gasto (o de la velocidad); es decir, si el caudal aumenta al doble, la pérdida de carga por fricción será cuatro veces mayor”, situación que tampoco se ajusta a la concepción de las fórmulas empíricas, como la de Hazen-Williams, donde la pérdida de carga por fricción tiene también una relación de proporcionalidad directa con el caudal a distintos exponentes.

No obstante, considerando la propuesta de Colebrook y White (1937) sobre el coeficiente de fricción f para la expresión de Darcy-Weisbach, concebida para aplicarse desde la zona de transición entre los flujos laminar y turbulento, y en todos los flujos turbulentos hidráulicamente lisos e hidráulicamente rugosos (Saldarriaga, 2007), que utiliza los criterios de Nikuradse de rugosidades artificiales, se definió una función que incluya los efectos de la rugosidad relativa y el número de Reynolds (Streeter, Wylie, & Bedford, 2000). Por lo tanto, dado que en este ensayo se tuvieron en todos los casos de prueba flujos turbulentos ($R > 4\,000$) (Tabla 2), el componente de la rugosidad en la pérdida de carga tiende a una disminución; de hecho, esto es visible al tener un valor de C que disminuye al aumentar la velocidad o el caudal del flujo. Esta baja del coeficiente C a medida que se incrementa la presión en una tubería de diámetro constante no ha permitido que se cumpla el criterio de que la pérdida de carga tenga cierta proporcionalidad con la velocidad del flujo en rangos de potencia de 1.75 a 2.00 (Tarjuelo, 1999); más bien, tal como puede apreciarse en la Tabla 1 y Tabla 2, dicha pérdida experimentó cierta disminución cada vez que la presión se incrementaba.

Al relacionar la carga o presión inicial de prueba con los valores del coeficiente de rugosidad C obtenidos, se puede verificar que estos parámetros se ajustan a una función cuadrática de forma importante, según el coeficiente de determinación establecido ($r^2 = 0.8819$), tal como puede observarse en la Figura 1. De acuerdo con los resultados, el valor del coeficiente C tiene una dependencia con la presión y, por consiguiente, con el tipo de flujo (Saldarriaga, 2007), ya que a valores del número de Reynolds de 30 366, el valor de C fue de 117.5; mientras que a valores de 55 214, el valor de C se incrementó hasta 262.4 (Tabla 2). Esto es, el coeficiente C se incrementa conforme aumenta el número de Reynolds, lo que se contrapone a lo manifestado por Streeter *et al.* (2000), quienes indican que C debe reducirse a medida que el número de Reynolds aumenta para un diámetro dado.

Para un diámetro constante, en tuberías lisas como las de plástico, el coeficiente C de Hazen-Williams indica una menor influencia de la

rugosidad cada vez que la presión (también el caudal o la velocidad) se incrementa; de allí que utilizar valores de 150 para plástico puede resultar en una sobreestimación en el dimensionado de tuberías. De hecho, si se considera que la función indicada en la Figura 1 establecida para un valor y (coeficiente C) de 150, la carga para obtener dicho valor debe ser de 28 m (274.4 kPa), lo que para el caso de sistemas de riego como los de aspersión, cuyos requerimientos de presión van más allá de los 300 kPa, pueden resultar en un encarecimiento de la instalación al tener tuberías sobredimensionadas.

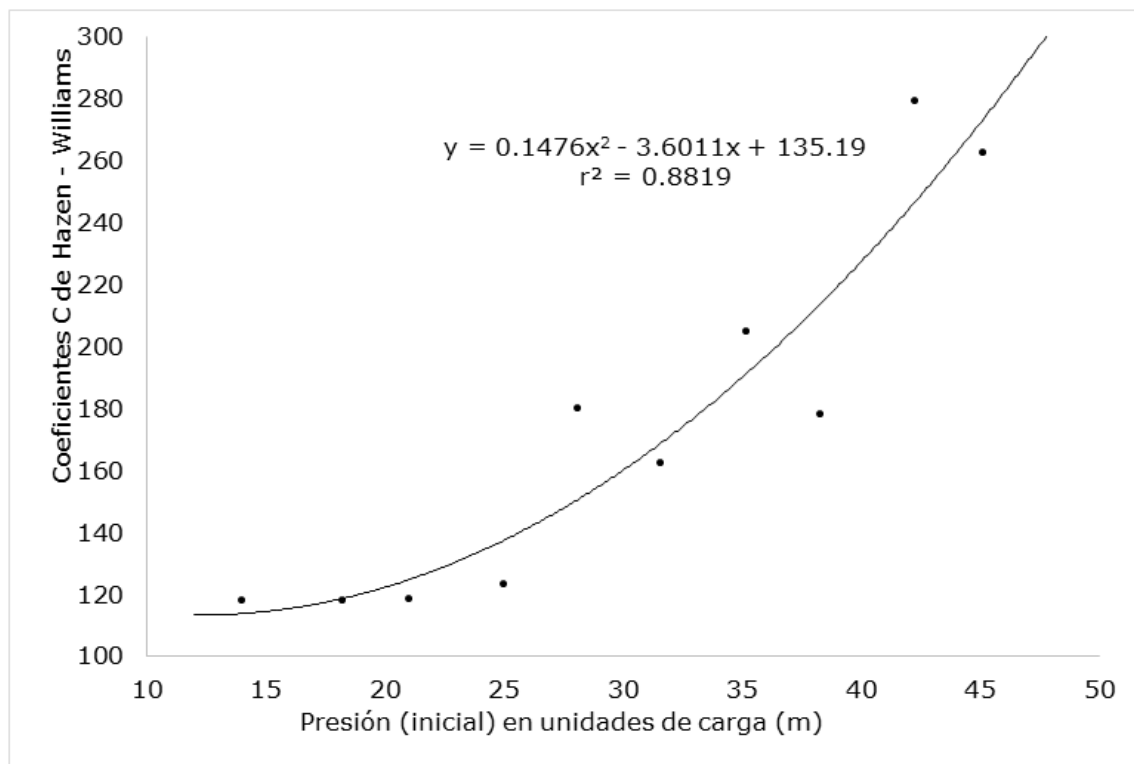


Figura 1. Relación funcional entre la presión y el coeficiente C de fricción de Hazen-Williams.

Conclusiones

Para tuberías de material plástico como el polietileno y en diámetros de unos 50 mm, el coeficiente de rozamiento C de Hazen-Williams se ve afectado por el aumento de la presión con incrementos exponenciales, que junto a la recomendación dada por los autores de esta expresión respecto de utilizarse para diámetros mayores al experimentado y cuando se requiera una carga superior a los 30 m en el diseño de las tuberías que transportan un mismo caudal en toda su longitud (tubería de conducción), bien pueden utilizarse valores del mencionado coeficiente arriba del "constante" 150, establecido en la literatura para las conducciones de materiales plásticos. Para situaciones comunes del riego presurizado y para áreas de riego que vayan más allá de las 10 ha puede adoptarse un valor máximo de 220.

Agradecimientos

Se deja constancia del apoyo brindado por el Ing. Wilson Quishpi, técnico instalador de sistemas de riego, por su aporte en la conducción de este experimento.

Referencias

- Anaya, A., Cauich, G., Funabazama, O., & Gracia, V. (2014). Evaluación de ecuaciones de factor de fricción explícito para tuberías. *Educación Química*, 25(2), 128-134.
- Colebrook, C., & White, C. (1937). Experiments with Fluid friction in roughened pipes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, 161(906), 367-381.
- Giles, R., Evett, J., & Liu, C. (1994). *Fluid mechanics and hydraulics*. New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Luszczewski, A. (2004). *Redes industriales de tubería: bombas para agua, ventiladores y compresores*. Barcelona, España: Editorial Reverté, S. A.
- MAGAP, Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. (2013). *Plan Nacional de Riego y Drenaje 2012-2017*. Quito, Ecuador: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca.
- Méndez, M. (2007). *Tuberías a presión en los sistemas de abastecimiento de agua*. Caracas, Venezuela: Universidad Católica Andrés Bello.

- Mott, R. (2006). *Mecánica de fluidos*. Atlacomulco, México: Pearson Educación.
- Saldarriaga, J. (2007). *Hidráulica de tuberías*. Bogotá, Colombia: Alfaomega- Universidad de los Andes.
- Streeter, V., Wylie, E., & Bedford, K. (2000). *Mecánica de fluidos*. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana, S. A.
- Tarjuelo, J. (1999). *El riego por aspersión y su tecnología*. Madrid, España: Ediciones Mundi Prensa.
- Trueba, S. (1965). *Hidráulica*. Ciudad de México, México: Compañía Editorial Continental S.A.

**Effects of climate change on hydrological planning:
Proposal actions in the Guadalorce River Basin**
**Efectos del cambio climático en la planificación
hidrológica: propuesta de actuación en la cuenca del río
Guadalorce**

Pedro Jiménez-Fernández¹

Alberto Jiménez-Madrid²

German Gemár³

¹Universidad de Málaga/PROAMB Integrada, Málaga, España, tecnico@proamb.es

²PROAMB Integrada, España/Technical University of Civil Engineering of Bucharest, Bucharest, Rumania, gerencia@proamb.es

³Universidad de Málaga, Málaga, España, ggemar@uma.es
<https://orcid.org/0000-0002-2900-3489>

Correspondence author: gerencia@proamb.es, tecnico@proamb.es

Abstract

The Fifth Assessment Report from the Intergovernmental Panel on Climate Change estimates an increase in average temperatures and a 10–20% precipitation decrease for the Mediterranean region, which will likely generate drought events in the Guadalorce River watershed. This study attempts to determinate the potential impacts that climate change may have on water resources. The Guadalorce River basin is the most important in Malaga (southern region of Spain) and supplies water to more than 10 000 ha of crops and Malaga city. The degree to which climate change-driven droughts will alter water resource supplies and demands were evaluated. Resulting social and environmental implications were also determined.

Keywords: Guadalhorce River, hydrological planning, climate change, water resource, governance.

Resumen

El Quinto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático estima un aumento en las temperaturas y una disminución de precipitación entre 10 y 20% para la región mediterránea, que podría generar eventos de sequía en el área de investigación. Este trabajo trata de determinar los impactos potenciales que el cambio climático puede tener en los recursos hídricos. La cuenca del río Guadalhorce es la más importante en Málaga (sur de España) y abastece de agua a más de 10 000 ha de cultivos y a la ciudad de Málaga. Se ha evaluado el grado de los efectos a los recursos hídricos frente a los episodios de sequía, y las implicaciones sociales y ambientales que resultarán.

Palabras clave: río Guadalhorce, planificación hidrológica, cambio climático, recurso hídrico, gobierno.

Received: 31/01/2018

Accepted 18/03/2018

Introduction

Water is the most abundant liquid on Earth. Water represents the most important natural resource and the basis of all life. Given the importance of water for living organisms and due to the increasing pressures of growth on demand for good quality and sufficient quantities of water for all uses, it is necessary to enact measures encouraging water protection in qualitative and quantitative terms to guarantee its sustainability (European Union, 2000). Mediterranean regions are characterized by low and concentrated rainfall in the spring and autumn seasons, and by very

hot temperatures in summer and mild temperatures in winter. Therefore, water is a clear limiting factor for many natural and human activities in Mediterranean habitats.

In 1961, the first Coordinated Plan for Guadalhorce Project was approved to guarantee the water demands of the irrigated area of the lower Guadalhorce River basin and the supply of drinking water to the city of Malaga (n.a., 1961). This project contemplated the irrigation of 19 032 ha, which led to a study of resource exploitation throughout the full Guadalhorce River and its tributaries. This study included a preliminary project for a reservoir on the Guadalhorce River and Guadalteba River complementary to the existing one on the Turon River (reservoir of Conde del Guadalhorce), and which currently make up the system of exploitation of Guadalhorce's Dams, as well as diversion channels, irrigation channels on both banks of the river, hydroelectric jumps, creation of new population centres, drinking water supply to Málaga, works of channelling and defence of margins, and others.

Subsequently, in 1972, the new Coordinated Plan was approved (n.a., 1972). This update contemplated the irrigation of 21 621 ha, although the affected area was situated around 13 000 ha, whereas only about 10 000 ha have been irrigated (Table 1).

Table 1. Modification of land area in the different Coordinated Plans.

Date	Irrigated area (ha)	Surface collection (ha)
1900	≈ 5 000	--
1961	≈ 9 000	19 032
1972	10 135	21 621

Resources from the exploitation of the Guadalhorce River system provide the main source of drinking water for Malaga city, which consisted of almost 570 000 inhabitants in 2015. This system is located about 65 km from the capital in-between the municipalities of Alora, Antequera, Ardales, Campillos, and Teba. Its management is of great importance for Malaga and its conurbation.

The Guadalhorce Valley Irrigation Area is located in the south of the province of Malaga, close to its capital (Figure 1). It coincides geographically with the valley of the same name river and covers lands

belonging to the municipalities of Alhaurin el Grande, Alhaurin de la Torre, Alora, Cartama, Casarabonela, Coin, Malaga, and Pizarra.

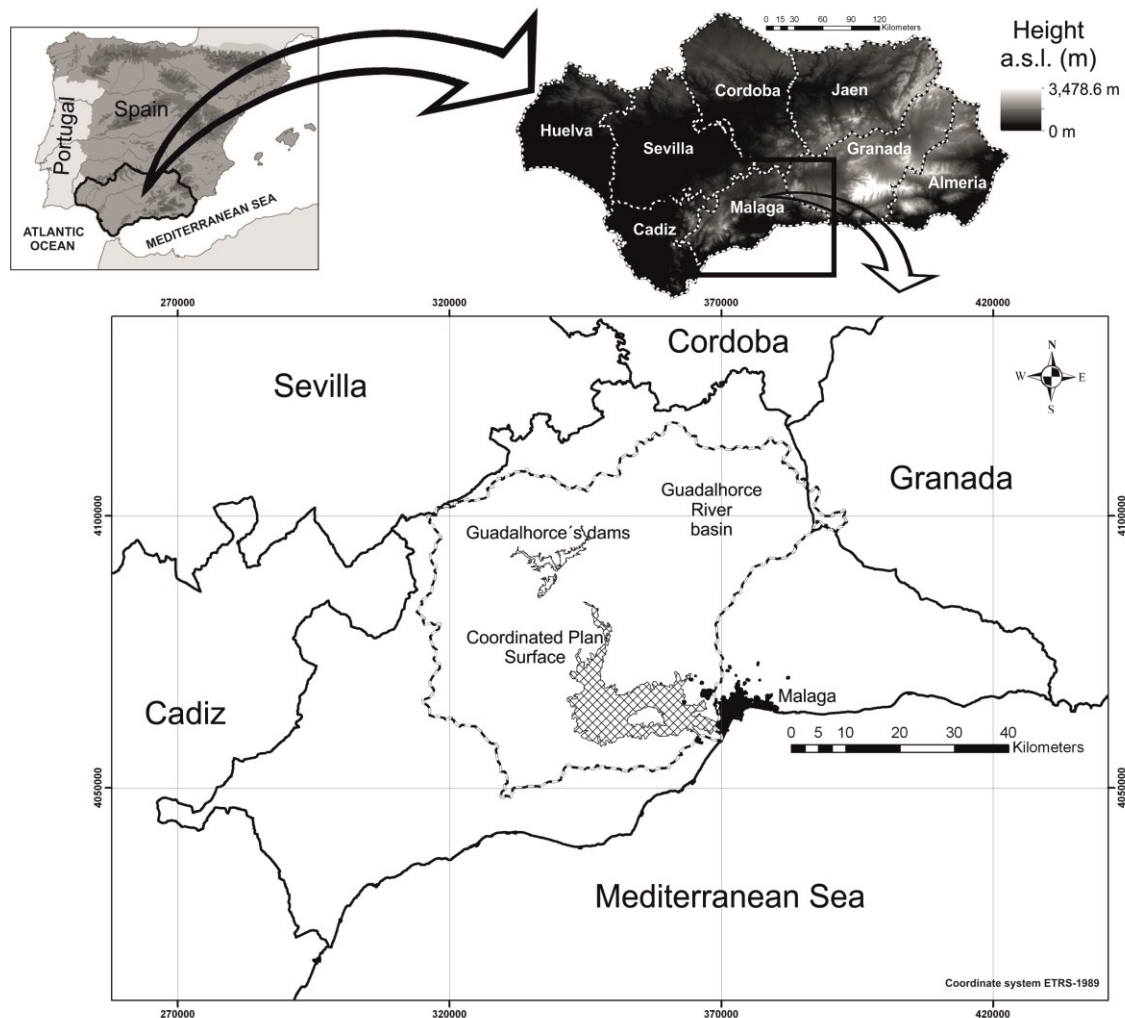


Figure 1. Location of the research area.

Determining the potential impacts of climate change on water resources is complicated because of limited data availability for calibrating models, and because of the high exploitation rate (the relation between the available resource and the degree of artificial use) of the water bodies in the research region. These conditions make modeling under natural system operating conditions almost impossible.

Having models that reflect the actual functioning of a water system becomes essential for the effective management of the water resources in a basin while taking into account the different scenarios of climate change predicted by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) in their AR5 report, which estimates increased average temperatures and an overall 10–30% decrease in rainfall for the Mediterranean region (Jiménez-Gavilán & Jiménez-Fernández, 2015).

The objective of this work was to determine the effects of climate change on water resources and associated hydrological planning needs, as well as to evaluate the social and environmental implications of future drought episodes. Finally, from a hydrological point of view, the research area is included within the Hydrographic Demarcation of the Andalusian Mediterranean Basins (HDAMB), whose Hydrological Plan was approved in January, 2016. It contains forecasts of demands for, and sources of, resources for the next planning horizons to meet the environmental objectives in the area as set out in the Water Framework Directive (2021 and 2027).

Methodology

Bibliographic compilation

All information concerning the characterization of the research area, primarily related to water resources management, was collected and analyzed (Sánchez-García, 2010; Jiménez-Fernández, 2010; Jiménez-Gavilán, Jiménez-Fernández, Morales-Calvo, & Ruiz-Antúnez, 2013). Data for the different scenarios of climate change from the IPCC AR5 for the Mediterranean area were used, with particular emphasis on the scenarios RCP4.5 and RCP8.5 (Table 2).

Table 2. Temperature and precipitation change in Mediterranean region (Stocker *et al.*, 2014).

Period	Temperature change (°C)					
	2016–2035	2046–2065	2081–2100	2016–2035	2046–2065	2081–2100
	RCP4.5	RCP4.5	RCP4.5	RCP8.5	RCP8.5	RCP8.5
Dec–Feb	1	2	2	1	3	4
Mar–May	1.5	2	3	1.5	3	5
Jun–Aug	1.5	3	3	2	4	7
Sep–Nov	1.5	2	3	1.5	3	5
Period	Precipitation change (%)					
	2016–2035	2046–2065	2081–2100	2016–2035	2046–2065	2081–2100
	RCP4.5	RCP4.5	RCP4.5	RCP8.5	RCP8.5	RCP8.5
Oct–Mar	0	-10	-10	0	-10	-20
April–Sep	-10	-10	-10	0	-20	-30

Updating the irrigation area

An inventory and mapping of the whole irrigable area with the subsequent characterization of terrain was performed previously through photointerpretation and cartography in the Inventory and Characterization of the Irrigated Area of Andalusia (ICRA, 2008). This cartography considered both irrigated and non-irrigated areas and the main crop type grown in each plot that makes up the irrigated area (Table 3).

Table 3. Percentage of irrigated area planted in specific crop types.

Crop	Percentage (%)
Citrus crops	60.94
Extensive winter	1.00
Fruit trees	16.30

Vegetable fields	13.90
Olive field	6.10
Other	1.76
Total	100.00

Climate change

The IPCC published their Fifth Assessment Report (AR5) in October 2014 that defines the latest climate change scenarios estimated by this agency. The scenarios used by Working Group I of the IPCC focused on anthropogenic emissions and did not include changes in natural drivers, such as solar or volcanic forcing or natural emissions of, for example, CH₄ and N₂O (Stocker *et al.*, 2014). For AR5, the scientific community defined a set of four new scenarios, called Representative Concentration Pathways (RCP), which are characterized by the approximate calculation that these scenarios make for total radiative forcing in the year 2100 in relation to 1750, that is to say, 2.6 W m⁻² for scenario RCP2.6, 4.5 W m⁻² for scenario RCP4.5, 6.0 W m⁻² for scenario RCP6.0, and 8.5 W m⁻² for scenario RCP8.5 (Stocker *et al.*, 2014). The four RCP scenarios comprise a mitigation scenario leading to a very low level of forcing (RCP2.6), two stabilization scenarios (RCP4.5 and RCP6.0), and a scenario with a very high level of greenhouse gas emissions (RCP8.5). Consequently, RCP scenarios represent a variety of 21st century climate policies, compared to the scenarios of the Special Report on Emission Scenarios (SRES), which did not include climate policies, used in the Third and Fourth Assessment Reports (Candela, Elorza, Jiménez-Martínez, & Von Igel, 2012; Stocker *et al.*, 2014).

In the present study, the horizons 2021 and 2027 were considered in hydrological planning as the closest scenarios for the management of resources. Forecasts for global circulation models (75th percentile) for this research area (Mediterranean region) and the less favorable scenarios, RCP4.5 and RCP8.5 estimated by the IPCC, were considered. Data from research nearby where a modeling of resources for future

horizons were developed (Jiménez-Fernández & Jiménez-Gavilán, 2014; Jiménez-Gavilán *et al.*, 2015) were also considered (Figure 2).

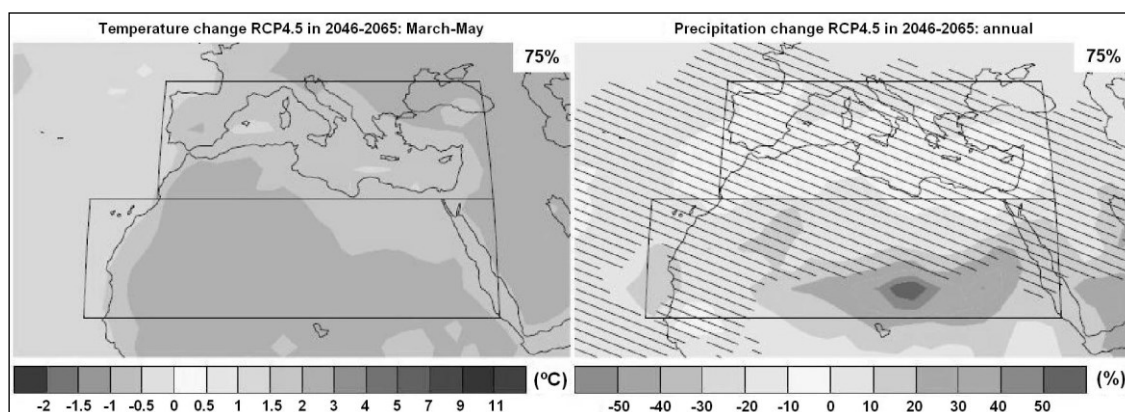


Figure 2. Maps of temperature and precipitation change for the RCP4.5 scenario (Stocker *et al.*, 2014).

Uses and demands

To satisfy demands with resources according to the Coordinated Plan extracted from the Hydrological Plan that concerns the supply of water in Malaga, irrigation of the irrigable surface area, and the environmental requirements for the different planned horizons were determined (Table 4).

Table 4. Resources from different uses (hm³).

Horizon	Use	Regulated	Surface runoff	Underground	Regenerate	Desalinated	Total	Total
Actual	Human supply	34.98	17.24	6.85			59.07	136.31
	Irrigated area	59.52	0.69	6.78			66.99	

	E. Flow						10.25	
2021	Human supply	40.43	16.62	7.09			64.14	135.95
	Irrigate area	46.65	0.69	6.78			54.12	
	E. Flow						17.69	
2027	Human supply	46.97	14.61	6.24			67.82	139.61
	Irrigate area	31.40	0.63	3.39	18.68		54.10	
	E. Flow						17.69	

Economy

It is indisputable that agriculture must become sustainable, that is to say, it must meet the needs of present generations without compromising the needs of future generations (WCED, 1987). Sustainability is a multidisciplinary concept that encompasses environmental, social, and economic dimensions. It is necessary to advance sustainability indicators that help the agricultural sector in decisions surrounding productivity, the adoption of a specific technology, or the change of land use. Although scientific interest related to sustainability indicators in agricultural systems is increasing, it is also necessary to make purely economic calculations and then qualify the data with environmental or social aspects.

Drought cycles affect water availability. If the climate change prediction scenarios foreseen by the IPCC for the Mediterranean region are fulfilled, measures directed at limiting irrigation water quantity or investing to make water distribution more efficient to avoid losses.

The Leontief model was used to calculate total economic impact (Leontief, 1986) using the input-output tables available in Andalusia

(2010; the last year available). The Leontief demand model is described as:

$$Y = [I-A]^{-1} \times D$$

where Y is the total economic impact, $[I-A]^{-1}$ is the inverse square matrix of regional technical coefficients (it is called the inverse matrix of Leontief), and D is the vector of direct income at basic agricultural prices.

Results and discussion

In the Guadalhorce River valley, and given that the productivity of the irrigable area in the valley is high, the first feasible economic approach was to determine the need for works of irrigation water abstraction and distribution in order to quantify the investments necessary to maintain or expand the irrigable area. According to ICRA data, the research area has an average annual income of 7 613 € ha⁻¹. Of the total irrigable area (12 690 ha), 9 248 ha are irrigated, so the total income from this area amounts to 70 405 024 €. This is a direct impact. The total income from the irrigated area was calculated as 70 405 024 € (Table 5) and was necessary to estimate the D vector.

Table 5. Distribution of direct income.

Factor	Income (€)	Percentage (%)
Agriculture, livestock, and fishing	26 385 606.85	37.50
Industry	19 077 085.22	27.10
Construction	9 180 559.89	13.00

Services	15 761 772.03	22.40
Total	70 405 024.00	100.00

The inverse square matrix of regional technical coefficients was applied to the direct income vector. The result provided the distribution of production generated by different economic sectors (Table 6).

Table 6. Distribution of production generated by each economic sector.

Factor	Total production		Indirect production	
	Income (€)	(%)	Income (€)	(%)
Agriculture, livestock and fishing	52 270 184.53	29.00	25 884 577.67	23.50
Industry	50 870 046.32	28.20	31 792 961.09	28.90
Construction	23 417 251.72	13.00	14 236 691.83	12.90
Services	53 973 715.42	29.90	38 211 943.39	34.70
Total	180 531 197.98	100.00	110 126 173.98	100.00

The irrigated area directly accounts for 70 million euros, which translates into 180.5 million of total economic impact. Any land-use change approach should take this economic activity into account since environmental sustainability must go hand in hand with social and economic sustainability. Any change in land use would require calculation and discounting of the impacts of the new use.

The irrigable area consisted of 12 690 ha split between irrigated and non-irrigated areas. Non-irrigated area covered a total of 3 442 ha, while the irrigated area was 9 248 ha (Figure 3).

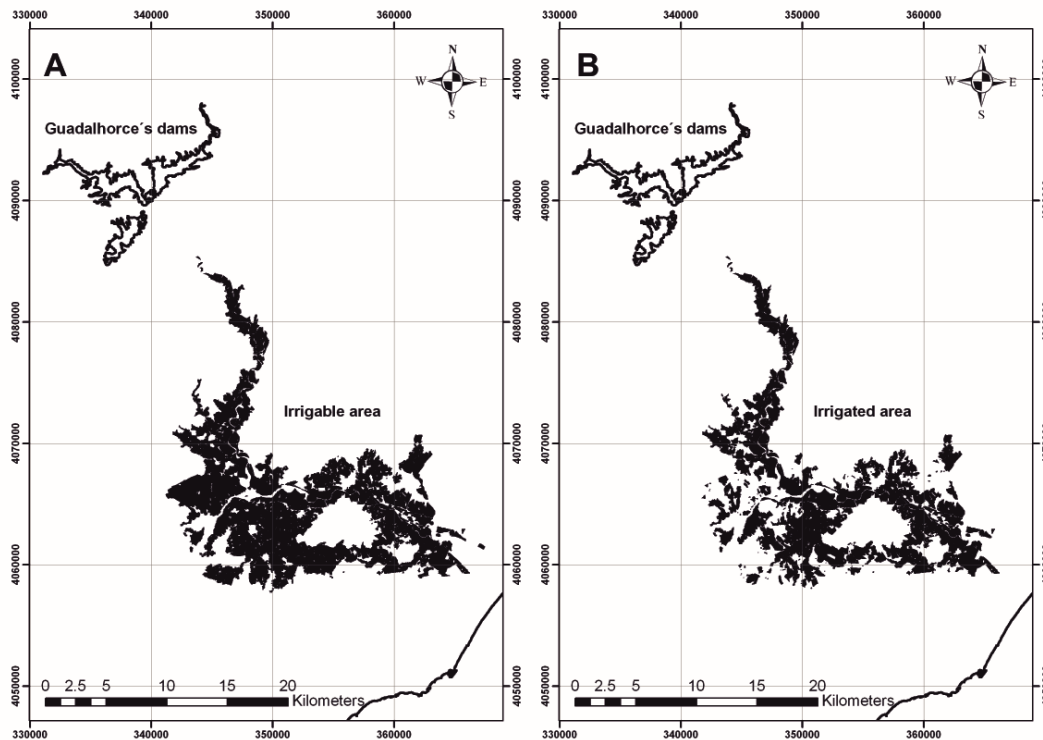


Figure 3. Maps of irrigable (A) and irrigated areas (B).

The hydrological planning estimates for the 2021 and 2027 horizons project a decrease in demand for irrigation and an increase in the supply and environmental requirements to fulfill the environmental objectives of the water bodies in the research area. In the 2021 horizon, reduced irrigation demand resulted from improved irrigation efficiency while supply resources and environmental requirements increased. In the 2027 horizon, increased demand for water supplies was partly offset by resource contributions from regenerated water while resources were released from the system to improve water management and to continue meeting the environmental objectives of water bodies located in the research area (i.e., Water bodies are not sentient and therefore cannot have objectives. Humans have objectives for the management of water bodies).

However, according to climate change scenario predictions, data indicating reduced water contributions to some hydrologic systems in the southern region of the Iberian Peninsula (Jiménez-Fernández &

Jiménez-Gavilán, 2014) and the increased prevalence of torrential rainfalls, it is possible to reduce contributions to the system by 25%. Together with forecasts of increased demand for urban water supply, water deficits will be generated in the area.

Conclusions

Updating of the irrigated area in the Coordinated Plan requires redefinition because of changes in the region during the more than 40 years since its approval and adoption into the new hydrological planning requirements with full entry into the Water Framework Directive. To compensate for the water resources deficits in this area in the future, new resources will require incorporation into the system. Due to the proximity of the research area to the sea, the best option is to construct a desalination plant in the coastal zone to supply the human population, which will guarantee supply under all potential future scenarios.

Deficits in irrigation water generated in less favorable climate change scenarios will be compensated by an increase in the proportion of regenerated resources together with desalination. Simultaneously, less resource-intensive crop varieties should be studied and adopted to reduce irrigation water demand and improve the efficiency of the system.

Classical economic evaluation methods, such as the one presented above, do not consider environmental and social implications. In order to have a true estimation of water resource and land-use planning governance impacts, environmental and social implications require quantification.

References

n.a. (March, 28, 1961). Order of March 14, 1961, which approves the Coordinated Plan of Works of the irrigable area through the channels of both banks of the Guadalhorce River (Malaga). *Official*

- State Gazette*, (74), 4769-4773. Recovered from <https://www.boe.es/boe/dias/1961/03/28/pdfs/A04769-04773.pdf>
- n.a. (November, 7, 1972). Order of October 27, 1972, approving the Coordinated Reformed Works Plan for the irrigated area of the Guadalhorce (Málaga). *Official State Gazette*, (267), 19785-19788. Recovered from <https://www.boe.es/boe/dias/1972/11/07/pdfs/BOE-S-1972-267.pdf>
- Candela, L., Elorza, F. J., Jiménez-Martínez, J., & Von Igel, W. (2012). Global change and agricultural management options for groundwater sustainability. *Computers and Electronics in Agriculture*, 86, 120-130.
- European Union. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy (Water Framework Directive). *Official Journal L*, 327.
- ICRA, Consejería Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía. (2008). *Inventario y caracterización de los regadíos de Andalucía. Distritos Mediterráneos y Atlánticos (ICRA 2008)* (CD-ROM). Andalucía, Spain: Junta de Andalucía.
- Jiménez-Fernández, P. (2010). *Sistema de explotación Guadalhorce. Salinización y cambio climático*. Malaga: Spain: University of Malaga.
- Jiménez-Fernández, P., & Jiménez-Gavilán, P. (2014). Modelización de los impactos del cambio climático sobre el recurso hídrico en la masa de agua subterránea Sierra de Líbar (060.044), sur de España. Implicaciones socio-ambientales. *XII Edición Congreso Nacional de Medio Ambiente-CONAMA2014*, Madrid, Spain.
- Jiménez-Gavilán, P., Jiménez-Fernández, P., Morales-Calvo, L., & Ruiz-Antúnez, R. (2013). Caracterización hidrogeológica e hidrogeológica de diversas áreas limítrofes con las presas del Guadalhorce (provincia de Málaga). Serie: Hidrogeología y Recursos Hidráulicos (30), 125-134. *X Simposio de Hidrogeología*. Fernández-Uría, A. (ed.), Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

- Jiménez-Gavilán, P., & Jiménez-Fernández, P. (2015). Modelling of last hypothesis of climate change impacts on water resources in Sierra de las Cabras aquifer (Southern Spain). In: Andreu *et al.* (eds.). *Drought: Research and science-policy interfacing* (pp. 57-64). London, UK: Taylor & Francis Group.
- Leontief, W. (1986): *Input-output economics*. London, UK: Oxford University Press on Demand.
- Sánchez-García, D. (2010). *Aplicación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE en la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce (Málaga). Caracterización inicial*. Malaga, Spain: University of Malaga.
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., & Midgley P. M. (eds.). (2014). *Climate Change 2014: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge, UK, New York, USA: Cambridge University Press.
- WCED. (1987). *Our common future. World Commission on Environment and Development*. London, UK: Oxford University Press.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-05-10

Articles

Agricultural furrow irrigation inefficiency in the basin of Bustillos Lagoon, Chihuahua, Mexico: geometric characteristics of agricultural plots and aquifer depletion

Ineficiencia de riego rodado agrícola en la cuenca de la laguna de Bustillos, Chihuahua, México: características geométricas de las parcelas agrícolas y abatimiento del acuífero

Luis C. Alatorre¹

Alfredo Granados²

Luis C. Bravo³

María E. Torres⁴

Lara C. Wiebe⁵

Mario I. Uc⁶

Manuel O. González⁷

Erick Sánchez⁸

Hugo L. Rojas⁹

Víctor Salas¹⁰

¹Program of Geoinformatics of Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, President of the Sociedad Latinoamericana de Especialistas Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial (SELPER-Mexico), Leader of the academic body "Geoinformática aplicada a procesos geoambientales" (UACJ-CA-094), luis.alatorre@uacj.mx, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0837-3381>

²Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, and president of the Universidad Agropecuaria Dual "Hermanos Escobar", agranados@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0002-8989-4420>

³Program of Geoinformatics of Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, luis.bravo@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0002-9825-3940>

⁴Program of Geoinformatics of Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, elena.torres@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0003-3492-3914>

⁵Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, lara.wiebe@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0002-6336-0885>

⁶Program of Geoinformatics of Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, mario.uc@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0002-0151-6872>

⁷Program of Geoinformatics of Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, México, octavio.gonzalez@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0003-3484-3295>

⁸Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, esanchez@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0001-7963-1128>

⁹Program of Geoinformatics of Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, hlrojas@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0002-2483-9228>

¹⁰Program of Geoinformatics of Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, victor.salas@uacj.mx, <https://orcid.org/0000-0002-0258-7816>

Correspondence author: Luis Carlos Alatorre, luis.alatorre@uacj.mx

Abstract

The objective of this research was to determine the relationship between the inefficiency of furrow irrigation, the geometric characteristics of agricultural plots and the depletion of the aquifer conditions of the Laguna Bustillos basin (Chihuahua, Mexico) in recent decades (1991-2012). The main results were: a) the analysis of geometric characteristics showed that the Menonite properties have the least favorable conditions for the use of furrow irrigation; b) the index of inefficiency of furrow irrigation demonstrated the existence of agricultural plots that exceed 2.5 to 13 times the maximum allowed

length; c) the analysis of the spatial and temporal evolution of the depletion of the aquifer showed that the areas with higher depletion (up to -80 m depth) are located mainly in Mennonite properties; d) it was shown that the index of inefficiency of furrow irrigation is directly related to the geometrical properties of agricultural plots and the level of depletion of the aquifer. It is clear that reversing this problem will require a land-use plan that includes the geometric reconfiguration of agricultural plots or the use of new technologies such as sprinkler and drip irrigation, as well as territorial strategies that increase the areas of natural and artificial recharge of the aquifer.

Keywords: Geometric characteristics of agricultural plots, index of inefficiency of furrow irrigation, depletion of the aquifer, Mennonite properties, SIG, remote sensing.

Resumen

El objetivo de esta investigación fue determinar la relación que guarda la ineficiencia de riego rodado por surcos con las propiedades geométricas de los predios agrícolas y con el abatimiento que ha presentado en las últimas décadas (1991-2012) el acuífero de la cuenca de la laguna Bustillos, Chihuahua, México. Los principales resultados fueron los siguientes: a) el análisis de las propiedades geométricas demostraron que la propiedad menonita es la que tiene las condiciones menos favorables para la utilización del riego rodado por surcos; b) el índice de ineficiencia de riego rodado por surcos demuestra la existencia de predios agrícolas que exceden de 2.5 a 13 veces el largo máximo permitido; c) el análisis de la evolución espacial y temporal del abatimiento del acuífero demuestra que las zonas con mayor abatimiento (hasta -80 m) se localizan principalmente en la propiedad menonita, y finalmente, d) se demostró que el índice de ineficiencia de riego rodado por surco se relaciona directamente con las propiedades geométricas de los predios y con el nivel de abatimiento del acuífero. Queda claro que para revertir esta problemática se requerirá de un plan de ordenamiento territorial que incluya la reconfiguración geométrica de los predios agrícolas o la utilización de nuevas tecnologías, como el riego por aspersión y goteo, y finalmente estrategias territoriales que incrementen las zonas de recarga natural y artificial del acuífero.

Palabras clave: características geométricas de las parcelas agrícolas, índice de ineficiencia en riego rodado, abatimiento del acuífero, propiedades menonitas, SIG, sensores remotos.

Received: 31/08/2018

Accepted: 06/12/2018

Introduction

Water availability has become a major problem worldwide, especially in arid and semi-arid regions (Alatorre, Díaz-Caravantes, Miramontes-Beltrán, Sánchez, & Bravo, 2015), where irrigation farming is done mainly by exploiting groundwater (Chauhan, Singh, & Gupta, 2008; Granados-Olivas, Creel, Sánchez-Flores, Chávez, & Hawley, 2013; Alatorre *et al.*, 2015). About 80% of the groundwater extracted worldwide is used for irrigation (Wang, Zhang, Dawes, & Liu, 2001; Keshavarz, Ashrafi, Hydari, Pouran, & Farzaneh, 2005). In Mexico, about 76% of all water is allocated for agricultural use (Conagua, 2014). Moreover, increased demand for water for urban, industrial and ecological uses has led to a decline in the availability of water for agriculture. Therefore, the agricultural sector faces the challenge of producing more food with less water, which could be achieved by making more efficient use of water and increasing crop yields (Zwart & Bastiaanssen, 2004). For all this, the scarcity of surface water and the overexploitation of aquifers, as well as the competition between different uses, are major concerns in countries where arid and semiarid environments dominate agro-ecological conditions.

In Mexico, in 2010, about 37% of the total volume of water allocated for consumptive uses (i.e. uses in which the activity itself consumes the water) came from groundwater (Conagua, 2011a). The agricultural sector, which includes agriculture, aquaculture, livestock and other uses, had an allocated volume of water of about $61\,800\text{ hm}^3\text{ yr}^{-1}$, of which

33.8% was extracted from groundwater (Conagua, 2011b). In contrast, of the $11400 \text{ hm}^3 \text{ yr}^{-1}$ allocated for urban public and domestic use, 62.2% came from groundwater. According to the National Water Commission of Mexico (Conagua, 2011a), of the 653 aquifers in the country, 32 were overexploited in 1975 (i.e. more water was being extracted from those 32 aquifers than it was recharged). By 1985, overexploitation affected 80 aquifers, and by December 31, 2009, the number had increased to 100; 53.6% of the groundwater used nationwide was being extracted from these aquifers. It is a disturbing fact that more than half of the groundwater used in Mexico comes from overexploited aquifers, but it is even more alarming that, according to Conagua (2011a), the agricultural use of groundwater increased by 23.2% between 2001 and 2009, while urban public and domestic uses of groundwater increased by 30.3% in the same period. In particular, the aquifer underlying the basin of Laguna Bustillos, in Chihuahua, Mexico, which is classified as the aquifer with the highest anthropogenic pressure in northwestern Mexico, has been seriously depleted (Díaz-Caravantes, Bravo-Peña, Alatorre, & Sánchez-Flores, 2013; Alatorre *et al.*, 2015). This aquifer is located in a closed basin, a crucial hydrologic characteristic that explains the level of pressure to which it is subjected, as well as its depletion rate. It is recharged only by rainwater and return flows from irrigation, with an average recharge of $115 \text{ hm}^3 \text{ yr}^{-1}$ (Conagua, 2009). Contrary to what would be expected, 1782 wells have been authorized in this basin with internal drainage, with an official allocation of $198 \text{ hm}^3 \text{ yr}^{-1}$; still more serious is that this allocation is not respected, and $264 \text{ hm}^3 \text{ yr}^{-1}$ are actually extracted (Conagua, 2012), which generates a considerable deficit of $149 \text{ hm}^3 \text{ yr}^{-1}$. Out of the total groundwater used in this region, 92.7% is for agricultural use, 4% for urban use and 3.3% for livestock activities.

To address the deficit in the availability of water resources in the region, it is necessary to adopt water-saving measures in all sectors, but especially in agriculture, which currently operates with water use efficiencies well below what would be appropriate. In order to save water and increase crop yields, agricultural irrigation strategies should be programmed and scheduled precisely; new high-efficiency irrigation technologies, such as sprinkler and drip systems, should be used; and land management practices should also be improved (Zaman, Arshad, & Saleem, 2001). About 90% of the world's irrigated land is irrigated by traditional irrigation methods (i.e. furrow irrigation) that are relatively

inefficient and have various efficiency problems (Tiercelin & Vidal, 2006). For example, the FAO estimates that an area of approximately 20-30 million hectares (ha) irrigated by surface irrigation methods has been severely damaged by salt accumulation; it also estimates that the area affected by salinity will increase by 0.25-0.5 million hectares per year (FAO, 2002). Surface irrigation methods include furrow irrigation, which has been reported as one of the least efficient methods compared to other irrigation methods (Burt *et al.*, 1997); however, currently is one of the most common methods used for irrigating agricultural land. Furrow irrigation is defined as the application of water through narrow, evenly spaced (between 1.0 and 2.0 m) channels (furrows) running across the field. Although the application efficiency of this method is relatively low (Ampas & Baltas, 2009), and efforts are still being done to improve it. This is because furrow irrigation is a well-known, simple and economical method, and farmers tend to adopt new approaches that improve current practices.

Engineers specialized in the design of agricultural irrigation systems are in constant search of new methods or practices that maximize the efficiency of agricultural irrigation. The agricultural committee of the American Society of Civil Engineers (ASCE) defines irrigation efficiency as the ratio of the volume of water which is beneficially used to the volume of irrigation water applied. Irrigation efficiency tends to increase with the use of updated modern methods. For example, pressurized drip irrigation has the potential to increase efficiency in the application of water to crops because the farmer can apply small and frequent amounts of water to meet the evapotranspiration needs of crops; the reported irrigation efficiency of this method varies between 80 and 90% (Battikhi & Abu-Hammad, 1994; Chimonides, 1995). In the case of sprinkler irrigation, efficiency can range from 54 to 80% (Chimonides, 1995; Zalidis, Dimitriads, Antonopoulos, & Geraki, 1997). In contrast, the efficiency of furrow irrigation systems varies from 40 to 70% (Oster, Meyer, Hermsmeier, & Kaddah, 1986; Battikhi & Abu-Hammad, 1994; Chimonides, 1995; Zalidis *et al.*, 1997).

There are several approaches to increase the efficiency of agricultural production using furrow irrigation. One approach involves balancing water savings and lower irrigation pumping costs with the loss of income associated with the decrease in crop yield; it also involves using the least-cost approach to pursuit production efficiency based on crop

coefficients associated with evapotranspiration and crop water demand (Raghuwanshi & Wallender, 1996; Raghuwanshi & Wallender, 1997a; Raghuwanshi & Wallender, 1997b). For example, the application of low-intensity irrigation translates into lower irrigation costs, but also lower crop yields due to the water stress conditions to which the crop is subjected when the percentage of available moisture in the soil passes from Field Capacity (Fc) to the Permanent Wilting Point (PWP). Therefore, the requirements and costs of a given irrigation system depend on designing it for a given crop, using the water application technology that is appropriate to meet the water demand of the crop during its various vegetative stages. For example, irrigation systems with high flow rates (irrigation by flooding) will result in high rates of backflush runoff (surplus flows at the end of the furrow that result in lower final irrigation efficiency). In this case, more water is used and irrigation costs are higher, considerably increasing the loss of water and contaminating the soil by the accumulation of salt that results from the high rates of evapotranspiration. Therefore, this approach requires the integration of various models, based on a temporal and spatial analysis, to calculate soil moisture (available water), application efficiency of irrigation (hydraulics of furrow irrigation) and crop production (transformation of m³ of water into tons of production); this might allow to design optimal strategies for balancing production costs. In general, the integration of these models to improve the efficiency of furrow irrigation helps optimize planting schedules, irrigation programs, applied flows and harvest time (Raghuwanshi & Wallender, 1994).

The minimal cost approach consists in increasing the efficiency of furrow irrigation by optimizing the length of the furrows, without considering irrigation programs or the minimal discharge required for the water to reach the end of the plot, avoiding excessive backflush runoff that result in loss of efficiency by taking into account the physical properties of soils (slope, permeability, texture, hydraulic conductivity, cation exchange capacity, etc.) and the shape of the agricultural plots (Raghuwanshi & Wallender, 1997a; Raghuwanshi & Wallender, 1997b). For example, Holzapfel, Marino and Morales (1986; 1987) used linear and nonlinear optimization models to design surface irrigation systems taking into account the physical-chemical properties of soils and the correlation between the irrigation efficiency and the design variables of agricultural plots. An alternative to evaluate methods to the increased efficiency of furrow irrigation under the minimum production cost approach is the use

of Geographic Information Systems (GIS) and remote sensing, which in recent decades have been used for precision farming (El Nahry, Ali, & El Baroudy, 2011). The use of these tools has allowed the implementation of decision-making strategies aimed to increase crop production (National Research Council, 1997). The most prominent applications include spatial and temporal analysis of field samples, mapping, analysis and management of specific areas according to the physicochemical properties of the soil, management of pest populations, analysis of the phenological characteristics of crops, etc. (Weiss, 1996; Nemenyi, Mesterhazi, Pecze, & Stepan, 2003). The development of maps of agricultural areas that include information relevant for the management of all factors involved is essential for the implementation of strategies that lead to a more efficient and sustainable production (Fridgen *et al.*, 2004). Fleming, Westfall, Wiens and Brodahl (2000) analyzed maps of agricultural areas and concluded that the color of soil, the topography and the historical data of previous farming experiences are useful data for improving crop productivity. Remote sensing is a very powerful tool in precision agriculture, where its application is mainly based on the spectral response of soils and crops to different wavelengths (Beñigueñi *et al.*, 2008; Lee, Cohen, Kennedy, Maersperger, & Gower, 2004; Fleming *et al.*, 2000; Daniel, Tripathi, Honda, & Apisit, 2004; Seelan, Laguette, Casady, & Seielstad, 2003; Sullivan, Shaw, & Rickman, 2005; Moreenthaler, Khatib, & Kim, 2003; Lark & Stafford, 1997; Johnson, Mortensen, Wienhold, Shanahan, & Doran, 2003; Brock, Brouder, Blumhoff, & Hofmann, 2005; De Wit & Clevers, 2004; Buenemann *et al.*, 2011; Löw, Michel, Dech, & Conrad, 2013; Löw, Fliemann, Abdullaev, Conrad, & Lamers, 2015; Murakami, Ogawa, Ishitsuka, Kumagai, & Saito, 2001; Wardlow & Egbert, 2008; Sharma, Yadav, Prawasi, Kumar, & Hooda, 2011; Martínez-Casasnovas, Martín-Montero, & Casterad, 2005).

The overall objective of this research was to determine the relationship between the inefficiency of furrow irrigation, the geometric characteristics of agricultural plots, and the depletion of the aquifer of the basin of Laguna de Bustillos (Chihuahua, Mexico) recorded in recent decades (1991-2002). For this purpose, the following specific objectives were defined: i) digitalization of all agricultural plots located in the basin of the Laguna Bustillos; ii) determination of the geometric characteristics and shape parameters of the agricultural plots; iii) establishment of an index of the inefficiency of furrow irrigation

according to the maximum allowed length of the furrows; iv) determination of the depletion of the aquifer in recent decades (1991-2002); v) analysis of the spatial correlation between the inefficiency of furrow irrigation and the geometric characteristics of agricultural plots.

Study area and local issues

The study area is located in the basin of the Laguna de Bustillos, between coordinates 28° 13' 19" and 28° 59' 35" N, and 106° 34' 39" and 107° 10' 33" W (Figure 1A), with a total area of 3298 km². It is a closed basin of an irregular shape with internal drainage, geographically bounded by the mountain ranges of Pedernales, San Juan, Salitrera, Chuchupate, Sierra Azul and Rebote; the only supply of water is from rain. The basin has an average elevation of 2000 meters above sea level (masl), and is surrounded on the north, east, west and southwest by several peaks averaging 2400 meters masl, with some peaks reaching up to 2887 masl. (Figure 1B). The National Water Commission (Conagua, 2010) indicates that the place has an average annual rainfall of 415.7 mm, with tempered semi-dry climate, an average temperature of 14.6 °C and a maximum of 38 °C throughout the year.

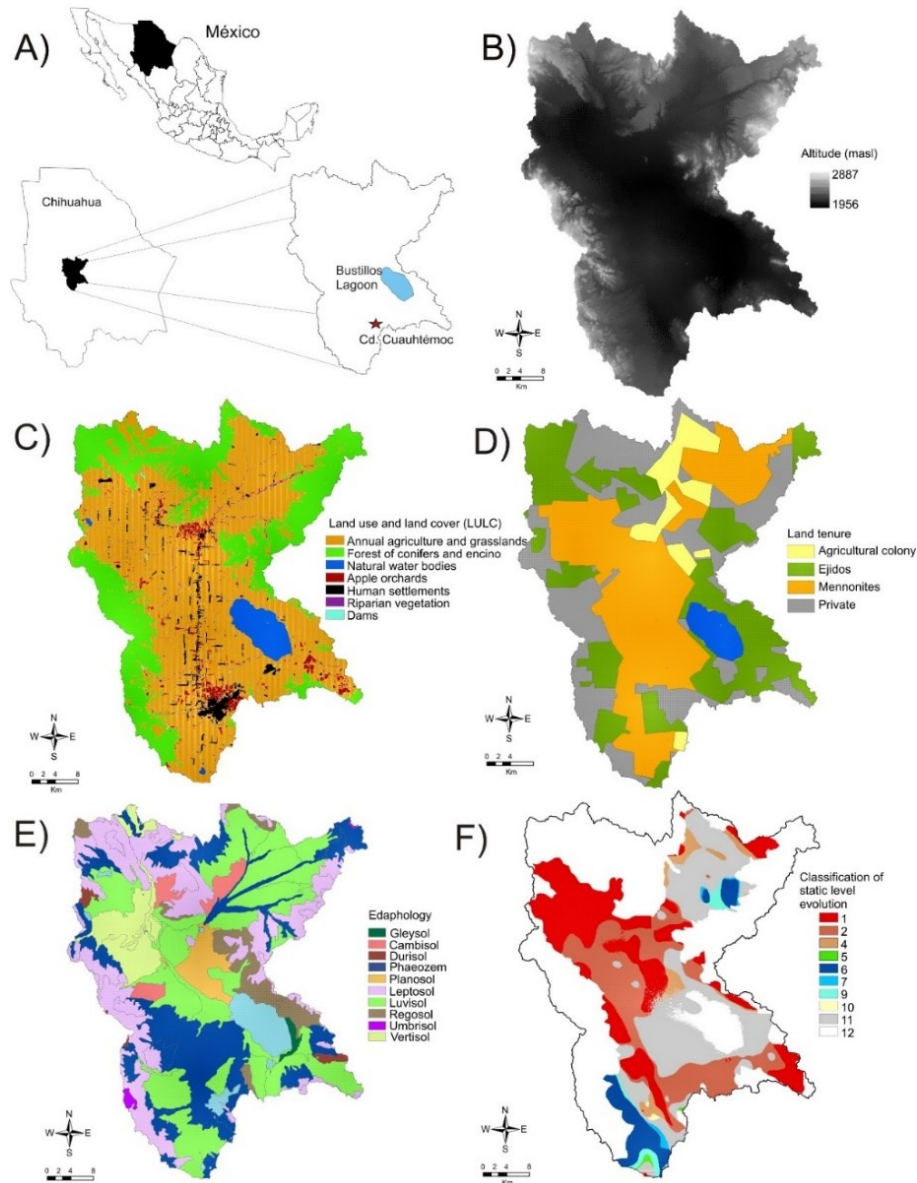


Figure 1. Geographical characteristics of the study area: A) general location of the basin of the Laguna de Bustillos; B) Digital Terrain Model (DTM) and limits of the aquifer of the basin of the Laguna de Bustillos; C) LULC for the year 2014 (Bravo, Alatorre, Díaz, Wiebe, & Moreno, 2015); D) land tenure (Chihuahua State Government); E) edaphological units (INEGI, 2014; vectorial data set of edaphological characteristics, scale 1:250 000, series II); F) temporal and spatial evolution of the

static level of the aquifer of the basin of the Laguna de Bustillos during the years 1973, 1991 and 2000 (Alatorre *et al.*, 2015).

Regarding the types of land use and land cover (LULC) in the basin of the Laguna de Bustillos (Figure 1C; Bravo, Alatorre, Díaz, Wiebe, & Moreno, 2015), annual agricultural cover and grasslands are mainly located in the valley (fluvial system). This type of cover extends near the foothills and occupies a large area of 1972 km² (59.80%) bordered by oak-pine forest in the surrounding mountains and foothills, which cover an area of 981 km² (29.76%; other types of cover occupy a small proportion of the study area (< 5%) (Table 1).

Table 1. Spatial distribution of the types of land use and land cover (LULC) in the basin of the Laguna de Bustillos.

Categories	Area (km ²)	%
Annual agricultural and grasslands	1972	59.80
Oak-pine forest	981	29.76
Natural water bodies	114	3.47
Apple orchards	85	2.57
Human settlements	106	3.20
Riparian vegetation	32	0.96
Dams	9	0.26
Total	3298	100

The area is mostly owned by Mennonites, who occupy an area of 1256 km² (Figure 1D; Table 2). Mennonites arrived in Chihuahua in 1921, when they bought 112 000 hectares belonging to old cattle ranches of the nineteenth century; these ranches were located in the catchment area of the aquifer. The lands not purchased by Mennonites were distributed as Ejidos under postrevolutionary agrarian reform policies (Castro-Martínez, 1999) or sold to ex-cowboys and ex-laborers of the old ranches in the region as private properties or agricultural colonies (Castro-Martínez, 2000).

The arrival of foreign immigrants with a different culture, and how the land was sold established a particular form of spatial organization of the agricultural properties in the basin. Mennonite properties dominate the bottom of the valley, which has the best conditions for agriculture. In contrast, Ejido properties, which occupy an area of approximately 906 km² are located mainly in the mountains and piedmont areas, where physiographic characteristics do not allow for intensive agricultural exploitation. Private cattle ranches are also found in the mountains; agricultural colonies are the type of land tenure that occupies the smallest area.

Table 2. Spatial distribution of land tenure in the basin of the Laguna de Bustillos

Land tenure	Area (km ²)	%
Agricultural colony	214	7
Ejidos	906	28
Mennonites	1256	36
Private	922	29
Total	3298	100

Regarding the spatial distribution of FAO soil properties, the bottom of the valley (fluvial system) is mainly occupied by Phaeozem soils (Figure 1E), which are characterized by a marked accumulation of organic matter in the topsoil, which makes them fertile soils that can support a variety of crops and pastures. There are also Vertisol soils, whose main characteristic is the alternation between expansion and contraction of the clay, which makes these soils friable during the dry season and plastic during the wet season. This makes tilling very difficult and hinders the formation of root systems, except during the short periods of transition between the two seasons. Nonetheless, with good soil practice and management, these are very productive soils. Luvisols have great potential for a large number of crops because they are moderately weathered soils with a high degree of saturation. Leptosols predominate in the mountains and foothills. These soils are characterized by their low depth (less than 30 centimeters) and their high content of gravel. They are unsuitable for cultivation, with very limited potential for tree crops

or grass. Therefore, it is a common policy in Mexico to keep them under forest cover, since their high susceptibility to erosion makes it necessary to control their use.

Previous research conducted by Alatorre *et al.* (2015) that analyzed the temporal and spatial evolution of the static groundwater level of the aquifer at the basin of the Laguna de Bustillos during the years 1973, 1991 and 2000, classified the behavior of the static level into twelve categories (Figure 1F). The categories were: 1) Depletion rate greater than 1 m y^{-1} in 1991-2000 with an increase greater than 1 m y^{-1} in 1991-2000 compared to 1973-1991 (high depletion with a high increase); 2) Depletion rate greater than 1 m y^{-1} in 1991-2000 with an increase or decrease between -1 and 1 m y^{-1} in 1991-2000 compared to 1973-1991 (high depletion rate with a low increase or decrease); 3) Depletion rate greater than 1 m y^{-1} in 1991-2000 with a decrease greater than -1 m y^{-1} in 1991-2000 compared to 1973-1991 (high depletion rate with a high decrease); 4) Depletion rate lower than 1 m y^{-1} in 1991-2000 with an increase greater than 1 m y^{-1} in 1991-2000 compared to 1973-1991 (low depletion rate with a high increase); 5) Depletion rate lower than 1 m y^{-1} in 91-00 with a decrease greater than -1 m y^{-1} in 91-00 compared to 73-91 (low depletion rate with a high decrease); 6) Recharge rate greater than -1 m y^{-1} in 91-00 with a decrease greater than -1 m y^{-1} in 91-00 compared to 73-91 (high recharge rate with a high decrease); 7) Recharge greater than -1 m y^{-1} in 91-00 with an increase or decrease between -1 and 1 m y^{-1} in 91-00 compared to 73-91 (high recharge rate with a low increase or decrease); 8) Recharge rate greater than -1 m y^{-1} in 91-00 with an increase greater than 1 m y^{-1} in 91-00 compared to 73-91 (high recharge rate with a high increase); 9) Recharge rate lower than -1 m y^{-1} in 91-00 with a decrease greater than -1 m y^{-1} in 91-00 compared to 73-91 (low recharge rate with a high decrease); 10) Recharge rate lower than -1 m y^{-1} in 91-00 with an increase greater than 1 m y^{-1} in 91-00 compared to 73-91 (low recharge rate with a high increase); 11) Depletion or recharge rate between -1 and 1 m y^{-1} in 91-00 with an increase or decrease between -1 and 1 m y^{-1} in 91-00 compared to 73-91 (low depletion or recharge rate with a low increase or decrease). Overall, the categories that predominate in the study area are related to those areas that showed a greater depletion rate between 1991 and 2000 compared to the 1973-1991 period; these are the areas with the

highest extraction of water, which has continued to increase in recent years (shown in red, Figure 1F).

Materials and methods

Digitization of agricultural plots

The digitization of agricultural plots in the basin of the Laguna de Bustillos was based on SPOT-5 satellite images with a high spatial resolution (color fusion mode; 2.5 m) taken in 2012. The images were provided by the Receiving Station in Mexico, which is part of the SPOT constellation (ERMEXS) and is administered by the Mexican Navy. Three scenes (60 x 60 km) were used to cover the study area; they were georeferenced with a quality assurance/quality control (QA/QC) aiming at a root mean square error (RMSE) that remained below 0.5 pixels (<1.25 m), and were projected to the coordinate system UTM-13N, with WGS84 datum and ellipsoid (Figure 2). The digitization process was done following photo-interpretation criteria based on the shape and the elements associated with each polygon, at an observation scale of 1:10 000.

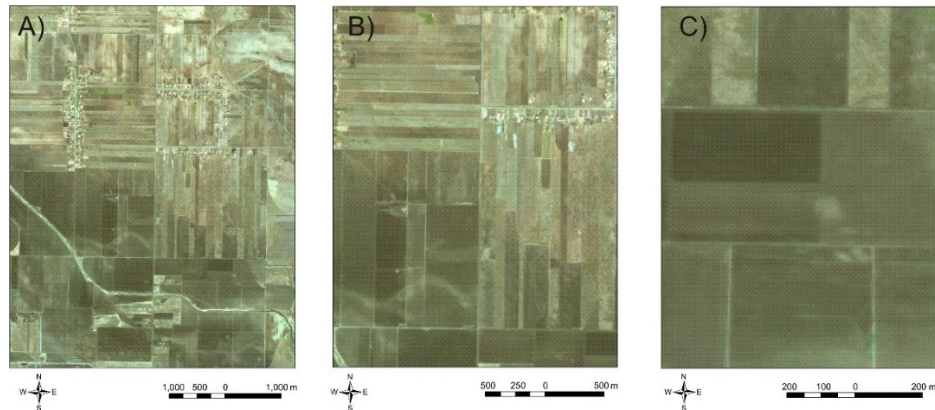


Figure 2. Level of detail of a SPOT-5 image according to the scale of observation: A) 1:30 000; B) 1:15 000; C) 1: 5 000.

Geometric characteristics of agricultural plots

The geometric characteristics of agricultural plots, and the physical and chemical characteristics of the soils, establish the minimum criteria necessary to determine the inefficiency of the flow, distribution and application of water in an irrigation system. In this study, in addition to determining the basic geometric characteristics of agricultural plots, such as length, width and perimeter, some shape parameters were analyzed to assess their likely spatial correlation with the inefficiency of furrow irrigation and the depletion of the aquifer.

The most widely used shape parameter is the Gravelius coefficient, also called compactness coefficient (Gravelius, 1914). It indicates the relationship between the perimeter of an area with the perimeter of a theoretical circular area of the same surface. Its expression is as follows:

$$C_g = \frac{P}{2\sqrt{\pi \cdot A}}$$

Where C_g is the Gravelius or compactness coefficient, P is the perimeter of the area, and A is the surface area. The more irregularly shaped an area is, the higher the compactness coefficient. A perfectly circular area would have a value of $C_g = 1$; the more irregular the area, the more the value of C_g will differ from 1.

Miller's circularity coefficient (R_c) (Miller, 1953) compares the surface of an area with the surface of a circle whose circumference is equal to the perimeter of the area in question; it is given by:

$$R_c = \frac{4\pi A}{P^2}$$

Where A is the surface and P the perimeter of the area, this expression can take values between 0 and 1, with 1 corresponding to a circular area.

The elongation ratio (R_e) is defined as the ratio of the perimeter of a circle to the maximum length of a surface with the same area. The formula proposed by Schumm (1956) is as follows:

$$R_e = \frac{1.129A^{0.5}}{L}$$

Where A is the surface area and L is the maximum length of the area. Values of R_e lower than 1 correspond to elongated shapes; the lower the R_e value, the more elongated the shape of the surface.

Inefficiency of furrow irrigation

The efficiency of furrow irrigation depends on several variables such as the volume of irrigation water, the application time, the length, spacing and shape of the furrows, the roughness and slope of the terrain, the

infiltration characteristics of the soil, and the water demand of the crop, among others. Therefore, the length of the furrows directly affects the efficiency of furrow irrigation affecting the amount of water applied for agriculture. The maximum length of the furrows is limited by the slope of the terrain, the geometric characteristics of the agricultural plots, and the physical and chemical properties of the soil (Yitayew, Letey, Vaux Jr., & Feinerman, 1985; Wallender & Rayej, 1987; Raghuwanshi & Wallender, 1996; Raghuwanshi & Wallender, 1998).

Thus, in this study we determined the maximum length of the furrows for each agricultural area according to the characteristics of the soil and the slope of the terrain, considering an irrigation depth of 10 cm (Table 3; adapted from Palacios, 1999). From these data, we determined an index of inefficiency of furrow irrigation based on the relationship between the proportion of the length of the actual furrow and the maximum allowed the length of the furrow according to the criteria shown in Table 3. A value between 0 and 1 indicates that the length of the actual furrow does not exceed its maximum allowed length; a value greater than 1 indicates that the actual length exceeds the maximum allowed length. For example, a value of 3 indicates that the length of the actual furrow exceeds three times its maximum allowed length, with a negative impact on irrigation efficiency. For this study, we considered a value of 1.25 as acceptable for the inefficiency coefficient; this value indicates that the actual length of the furrow exceeds its maximum allowed length by 25%. To determine the spatial distribution of the values indicated by this index of irrigation inefficiency in each of the agricultural plots, we used slope maps (%) and maps of soil properties (Figure 3).

Table 3. The maximum length of furrows (m) as a function of the slope, net depth (cm) and basic infiltration (BI; cm hr^{-1}) (Withers & Vipond, 1980; Palacios, 1999).

Soil type		Net depth of water (cm)	Slope (%)				
Texture	BI (cm/hr)		0.25	0.5	1	1.5	2
Light	> 5	5	150	120	70	60	50

		10	210	150	110	90	70
		15	260	180	120	120	90
Medium	1 .- 3	5	250	170	130	100	90
		10	375	240	180	140	120
		15	420	290	220	170	150
Heavy	< 0.5	5	300	220	170	130	120
		10	450	310	250	190	160
		15	530	380	280	250	200

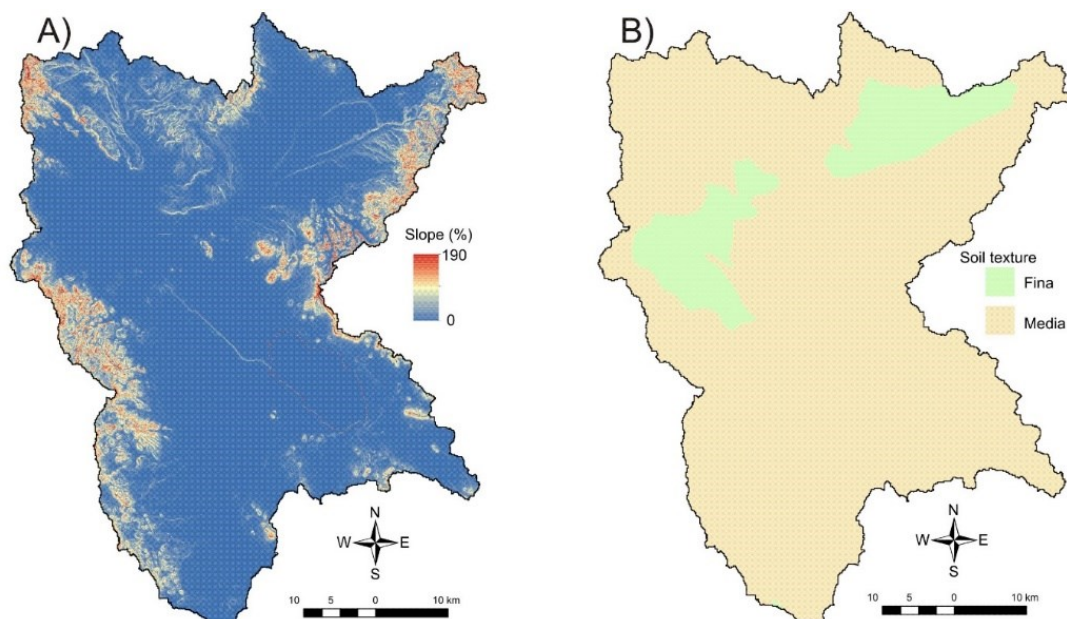


Figure 3. Characteristics used to determine the maximum length of the furrows for each agricultural state: A) slope of the terrain according to

the "Modelo Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0" (CEM 3.0) with a 15-meter resolution (INEGI, 2013). B) soil texture, obtained from the vectorial data set of edaphological characteristics; scale 1: 250 000, Series II (INEGI, 2014).

Depletion of the static water level (SWL) of the aquifer (1991-2002)

Depletion of static water level (SWL) is a common impact at overpumped aquifers, affecting its natural conditions. In numerical analysis, the term "interpolation" refers to the estimation of new data points based on the knowledge of a discrete set of points. In engineering and certain sciences, a certain number of data points can be often obtained by sampling or from an experiment, and it is possible to build a function that fits these points and that can be used to predict the spatial distribution and values of new points for which there is no data. Thus, interpolation methods can be used to predict unknown values of any parameter characterizing a geographical point, such as elevation, rainfall, chemical concentrations, noise levels, etc. In our case, we used interpolation methods to perform a temporal and spatial analysis of the depletion of the SWL of the aquifer of the basin of the Laguna de Bustillos.

Equipotential lines corresponding to the SWL of the aquifer at the basin of the Laguna de Bustillos were digitized from images produced by geo-hydrological studies carried out by the National Water Commission in the years 1991 and 2002 (Figure 4). These are the most recent measurements of the SWL of this aquifer. We then determined the vertices of each equipotential line to evaluate the interpolation methods contained in the Geostatistical Analysis module of the ArcGis 9.3 software.

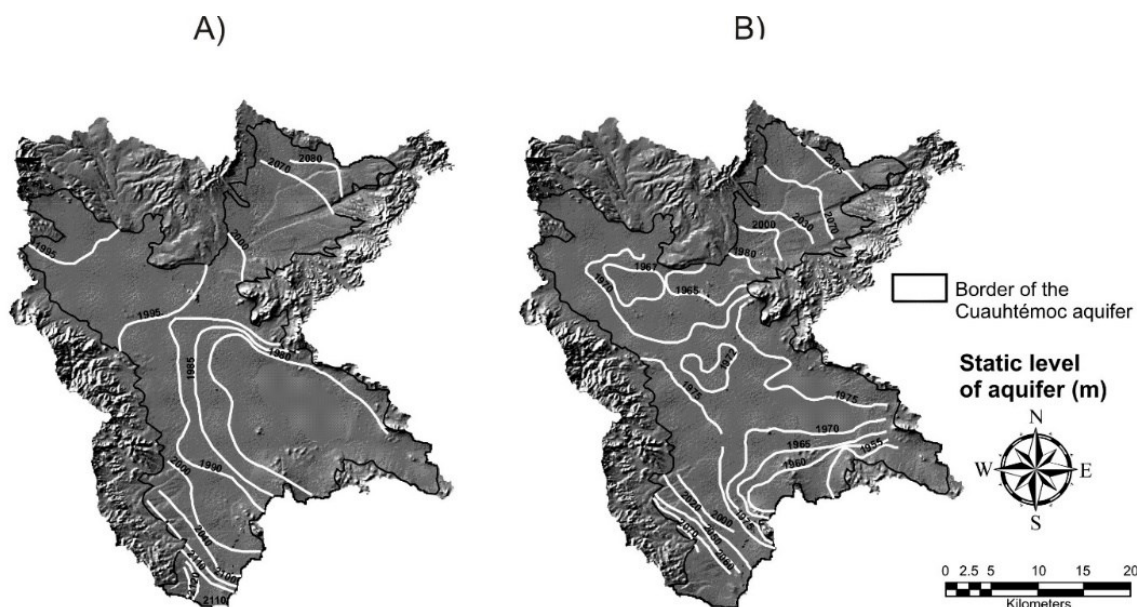


Figure 4. Static level curves for the years 1991 and 2002 (Conagua, 1991; Conagua, 2002).

The following interpolation methods were used: i) Inverse Distance Weighting (IDW); ii) Global Interpolation Polynomial; iii) Local Interpolation Polynomial; (iv) Radial Basis Function (RBF). Radial basis functions include the following techniques: completely regularized spline, spline with tension, multiquadric, inverse multiquadric and thin-plate spline; each of these techniques can be used to make interpolations of the parameters of a surface with an optimal smoothing level, depending largely on the mean square error, which should be as close to zero as possible. The last interpolation method used was: iv) Ordinary Kriging. After obtaining predicted values with each of the interpolation methods, we evaluated the prediction errors (mean error and mean square error) and selected the most optimal method for creating maps of the zone based on the data for 1991 and 2002 (Alatorre *et al.*, 2015). Finally, we determined the degree of depletion of the aquifer of the basin of the Laguna de Bustillos by subtracting the values of 1991 from those of 2002; positive values should be interpreted as recharge areas and negative values as depletion.

Statistical correlation between irrigation inefficiency, geometric characteristics and level of aquifer depletion

Pearson's linear correlation test was used to determine the existence of statistically significant spatial correlation between the index of inefficiency of furrow irrigation, the geometric characteristics of agricultural plots (length, width, perimeter, compactness, circularity and elongation) and the behavior in recent decades of the SWL of the aquifer of the basin of Laguna de Bustillos. For this, we conducted a sampling of 1000 random points over the study area, determining the index of inefficiency of furrow irrigation, geometric characteristics and the behavior of the SWL of the aquifer for each point (Figure 5). Before using these data to calculate Pearson correlation coefficients, we verified that there were no outliers, which may cause erroneous results.

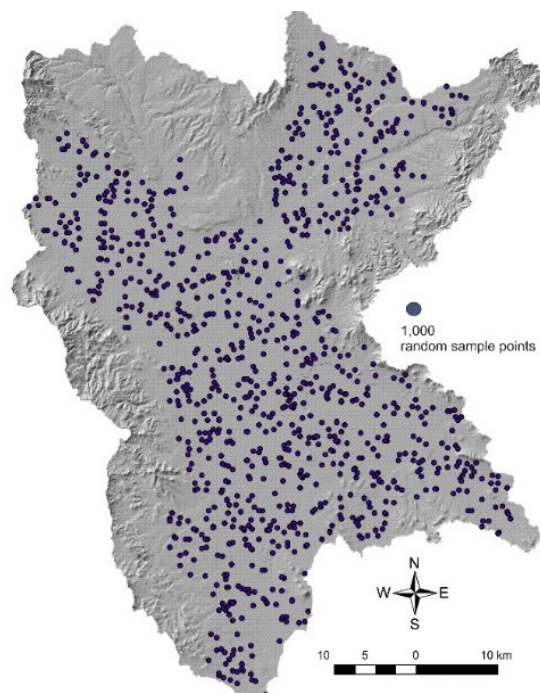


Figure 5. Spatial distribution of the 1000 random points over the study area that were used to calculate Pearson correlation coefficients.

Results and discussion

Geometric characteristics of the agricultural plots

The digitization of the information that characterizes the agricultural plots located in the study area took about a year; the result is shown in Figure 6A. The basin of the Laguna de Bustillos contains 19 994 agricultural plots, with an average area of 6.9 ha (STD $\pm$ 7.46 ha), giving a total of 137.892 hectares. These results show that the smaller

agricultural plots are ejidos, while the largest ones are Mennonite properties or agricultural colonies (Figure 1D and 6B).

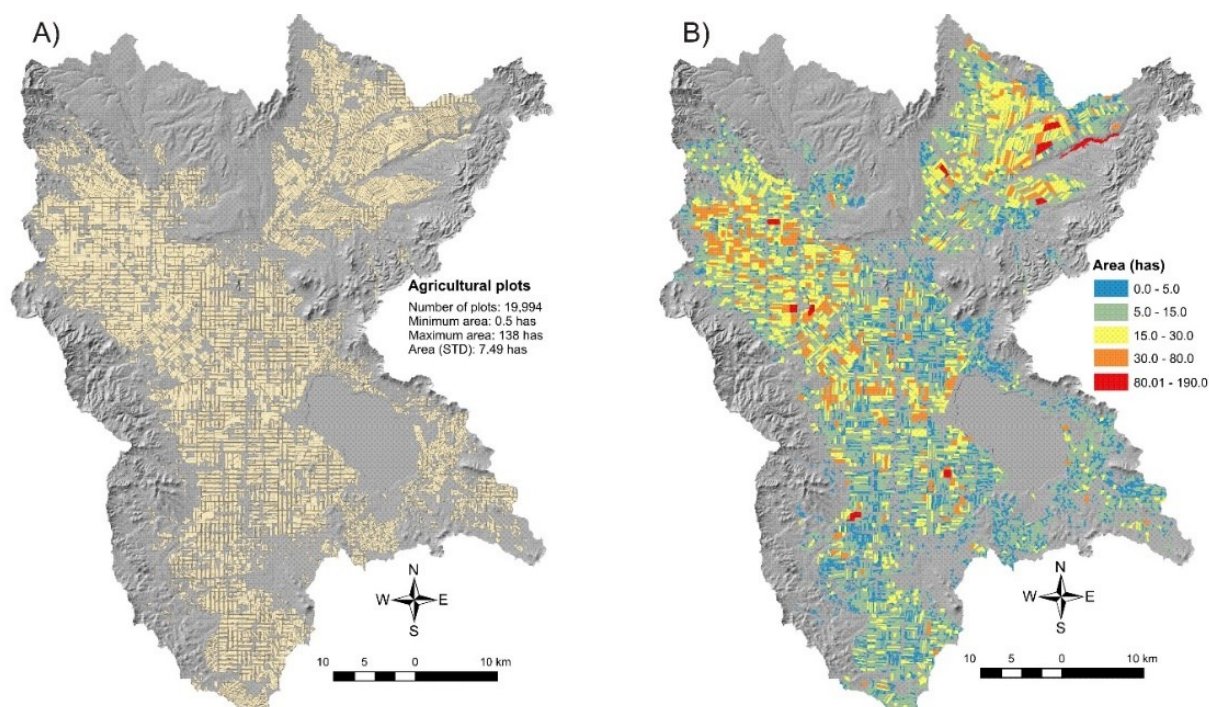


Figure 6. Result of the digitization of agricultural plots located in the basin of Laguna de Bustillos: A) agricultural plots; B) spatial distribution of the surface (ha) of the agricultural plots.

From these results, we determined basic geometric characteristics such as length, width and perimeter, as well as shape parameters such as compactness, circularity and elongation (Figure 7). Agricultural plots of 600-1000 m dominate most of the study area to 1000-2000 m in length, mainly Mennonite properties and agricultural colonies; plots shorter than 420 m were all ejidos (Figure 1D and 7A). Most agricultural plots are less than 400 m in width, mainly Mennonite properties and agricultural colonies; in the north, some scattered properties are ranging from 400 to 1000 m in width; these plots include Mennonite properties, agricultural colonies and ejidos (Figure 1D and 7B). The perimeter of most agricultural plots measures 1500-5000 m; these are mostly Mennonite properties and agricultural colonies. Agricultural plots with

perimeters of less than 1500 m can be found to the southwest of the area, where many ejidos are located (Figure 1D and 7C). The analysis of the length, width and perimeter of the agricultural plots shows that Mennonite properties are the largest, longest and less wide agricultural plots; consequently, they have the largest perimeters, which means that they are not very suitable for the application of furrow irrigation; nonetheless, the dominant irrigation system on these ag-fields is furrow irrigation, which is the less efficient.

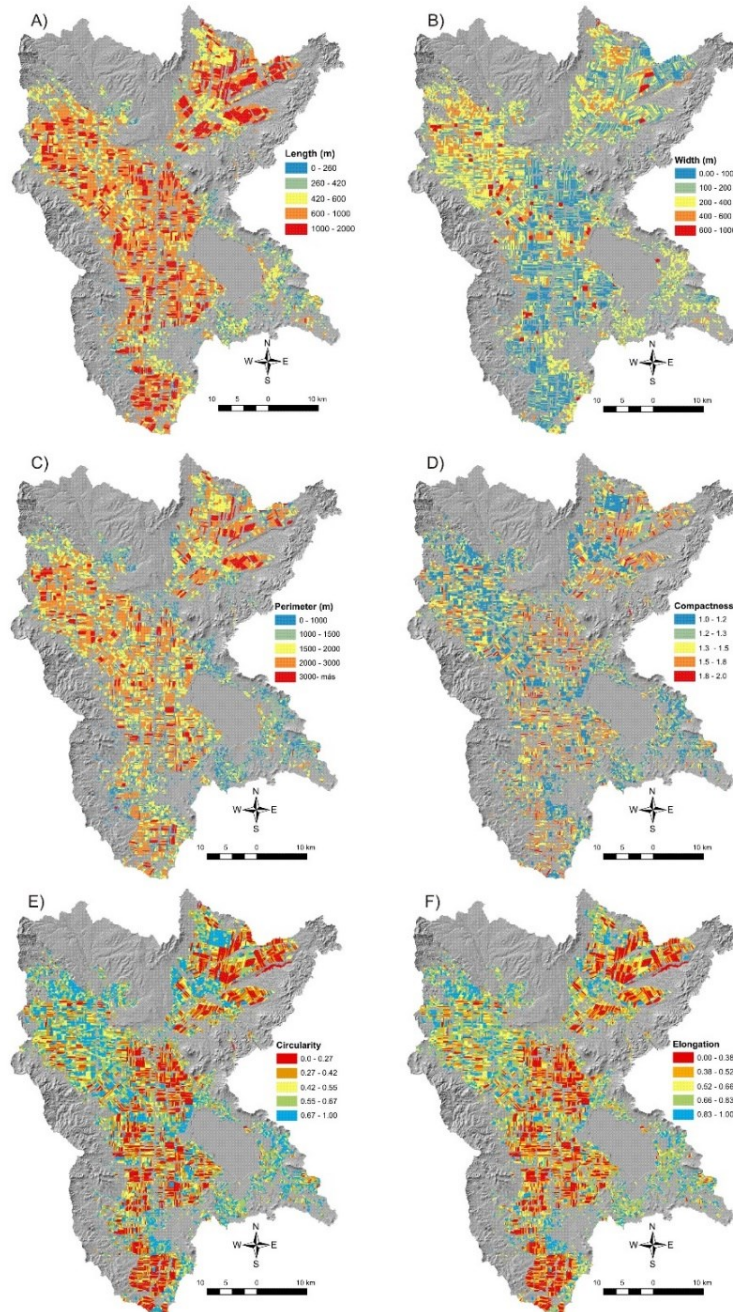


Figure 7. Basic geometric characteristics and shape parameters of the agricultural plots found in the basin of the Laguna de Bustillos. A) Length (m); B) Width (m); C) Perimeter (m); D) Compactness; E) Circularity; F) Elongation.

Regarding the shape parameters, agricultural plots with values of compactness close to 1 (i.e., with less irregular areas or almost equal in length and width) are mostly ejidos and agricultural colonies, although in the northwestern part of the study area there are some Mennonite properties with this feature. However, most agricultural plots in the central part of the study area, which are mostly Mennonite properties, are irregularly shaped, with values of compactness greater than 1 (Figure 1D and 7D). The same can be said of circularity; less irregular agricultural plots, with values closer to 1, are ejidos and agricultural colonies, while most Mennonite properties are irregularly shaped and have values of circularity closer to 0 (Figure 1D and 7E). Regarding the elongation ratio, the most elongated agricultural plots, with values lower than 1, are Mennonite properties, while the less elongated plots are ejidos and agricultural colonies (Figure 1D and 7F). Thus, the shape parameters of the agricultural plots in this area indicate that Mennonite properties use space very differently than ejidos and agricultural colonies, which undoubtedly influences how groundwater is used for irrigation.

These results coincide with the findings of Bravo *et al.* (2015), who used landscape ecology indicators to analyze the spatial heterogeneity and structure of different land uses under the same types of land tenure in this and other nearby areas. Although these authors did not work at the level of individual agricultural plots and studied large patches of land use instead, they also found that Mennonite properties have a smaller ratio between area and perimeter (i.e. the perimeter is very large compared to the area) than other forms of land tenure. This finding is clarified and confirmed by this study, which shows that most individual agricultural plots in the basin are greatly elongated compared to the area they occupy.

Very elongated agricultural plots, as are most Mennonite properties in the study area, are qualitatively and quantitatively different from agricultural plots under other types of land tenure. The shape of these properties is clearly reminiscent of the agricultural plots observed in regions of the Netherlands and Germany, from where this religious group emerged during the protestant Reform in Europe (Warkentin, 1959). In those regions, most agricultural plots were located along

rivers and floodplains, and their elongated shape was meant to provide all farmers equal access to water.

This type of spatial arrangement, practiced by the ancient Mennonites, is known as "joint occupation of space" (Francis, 1948), and made sense under biophysical and water availability conditions that were very different from those observed in the basin of the Laguna de Bustillos. In this area, unlike the region from which the first Mennonites emerged, there is very little surface water, and virtually all water used for irrigation is obtained from groundwater sources. It is certainly a spatial arrangement of great historical and cultural value, but in this case, has the disadvantage of favoring irrigation inefficiency.

Determination of an index of the inefficiency of furrow irrigation

To determine the index of inefficiency of furrow irrigation, we determined first the maximum allowed length of the furrows determined according to the characteristics of the soils and the slope. That maximum allowed length ranged from 70 to 300 m, but in most of the area, the maximum allowed length was between 100 and 250 m (Figure 8A). The index of inefficiency of furrow irrigation, based on the ratio between the length of the actual furrow and the maximum allowed length, shows that the study area contains agricultural plots that meet the criteria of maximum allowable length (values of less than 1.25); these plots are mainly located in the south of the study area and more frequently in the foothills (ejido properties), although it is worth noting that there are other agricultural plots that meet this criterion scattered throughout the basin and under other types of land tenure (Figure 1D and 8B). This result shows that most of the agricultural plots in the study area do not meet the criteria of the index of inefficiency of furrow irrigation (with values ranging from 1.25 to 13.0), as some of them exceed 1.25 to 13 times the maximum allowed length of the furrows. As demonstrated by the basic geometric characteristics and shape

parameters of the agricultural plots located in the study area, the Mennonite properties have the worst conditions of inefficiency for furrow irrigation, with index values of 3.5-5.0 to 5.0-13.0.

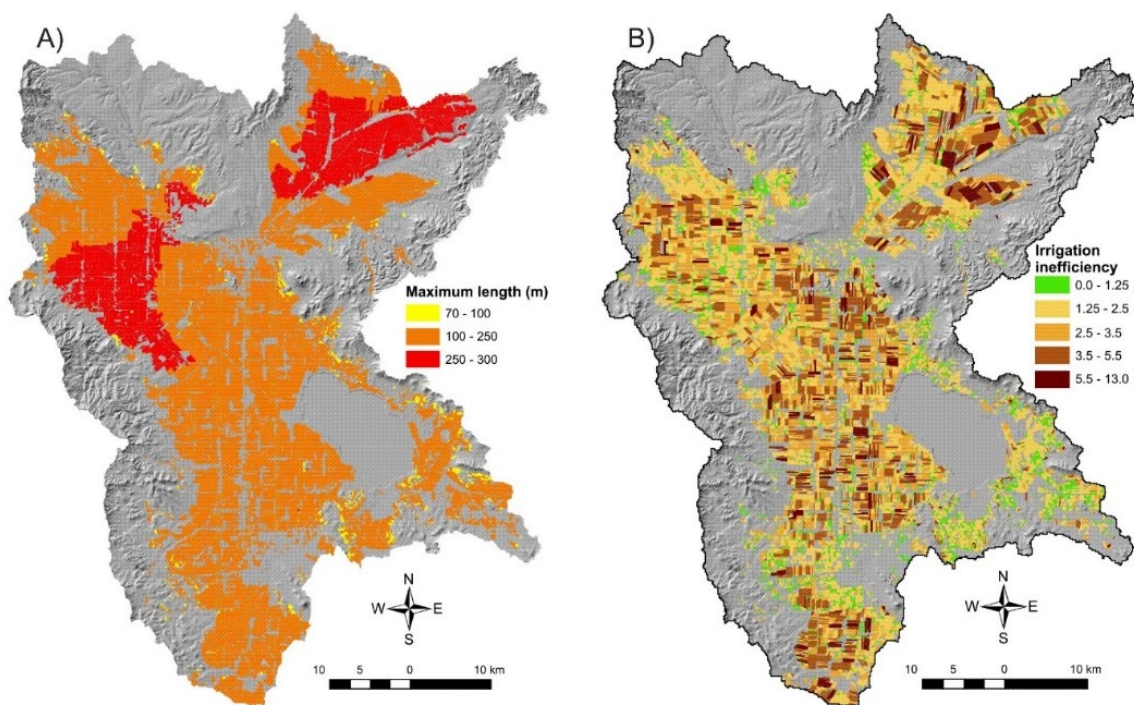


Figure 8. Determining the maximum length of the furrows (A) and the index of irrigation inefficiency (B).

Numerous studies have shown that when furrow irrigation is used under certain conditions (establishment of an irrigation calendar, control of the application time, timely change of siphons, slope control, reduction of runoff at furrow ends), the efficiency values range from 40 to 70% (Oster *et al.*, 1986; Battikhi & Abu-Hammad, 1994; Chimonides, 1995; Zalidis *et al.*, 1997). These results demonstrate that, in our study area, it would be a challenge to have minimum acceptable irrigation efficiencies (50%) if the maximum length of the furrows is exceeded, even when controlling parameters such as the volume of irrigation water delivered, cutting time, spacing and shape of the furrows, roughness, slope and infiltration characteristics of the soil. It is worth noting that if the efficiency of irrigation is measured in economic terms ($\text{t ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$),

the system of furrow irrigation is the least efficient. Al-Jamal *et al.* (2001) conducted a study comparing the economic efficiency of different methods of irrigation and found that the best results are obtained with the sprinkler system, followed by drip and furrow irrigation. However, they also mention that the drip system is the best to maximize production (t ha^{-1}), followed by the sprinkler system and by furrow irrigation.

Spatial and temporal evolution of the SWL of the aquifer of the basin of the Laguna de Bustillos (1991-2002)

The values of the static level of the aquifer of the Laguna de Bustillos (Figure 4) were used to compare different interpolation methods according to their prediction errors (the mean error and the mean square error) (Alatorre *et al.*, 2015). The regularized Spline method showed the most optimal values according to the work done by Alatorre *et al.* (2015). The results of the interpolation process show that in 1991 the static level had higher values than those observed in 2002 (Figure 9A and B), indicating a decrease of the static level of the aquifer of the basin of the Laguna de Bustillos. To estimate the depletion rate, we subtracted the values of 1991 from those of 2002 (Figure 9 C). The result of this subtraction shows a maximum depletion of -80 m in just 12 years (red zone); this translates into a depletion rate of -7.2 m y^{-1} , but there are also recharge areas where the SWL increase 20 m, at a recharge rate of $+1.8 \text{ m y}^{-1}$; these could be natural recharge areas. In general, the average SWL for the entire basin stood at -22 m, which translates into a depletion rate of 2 m y^{-1} .

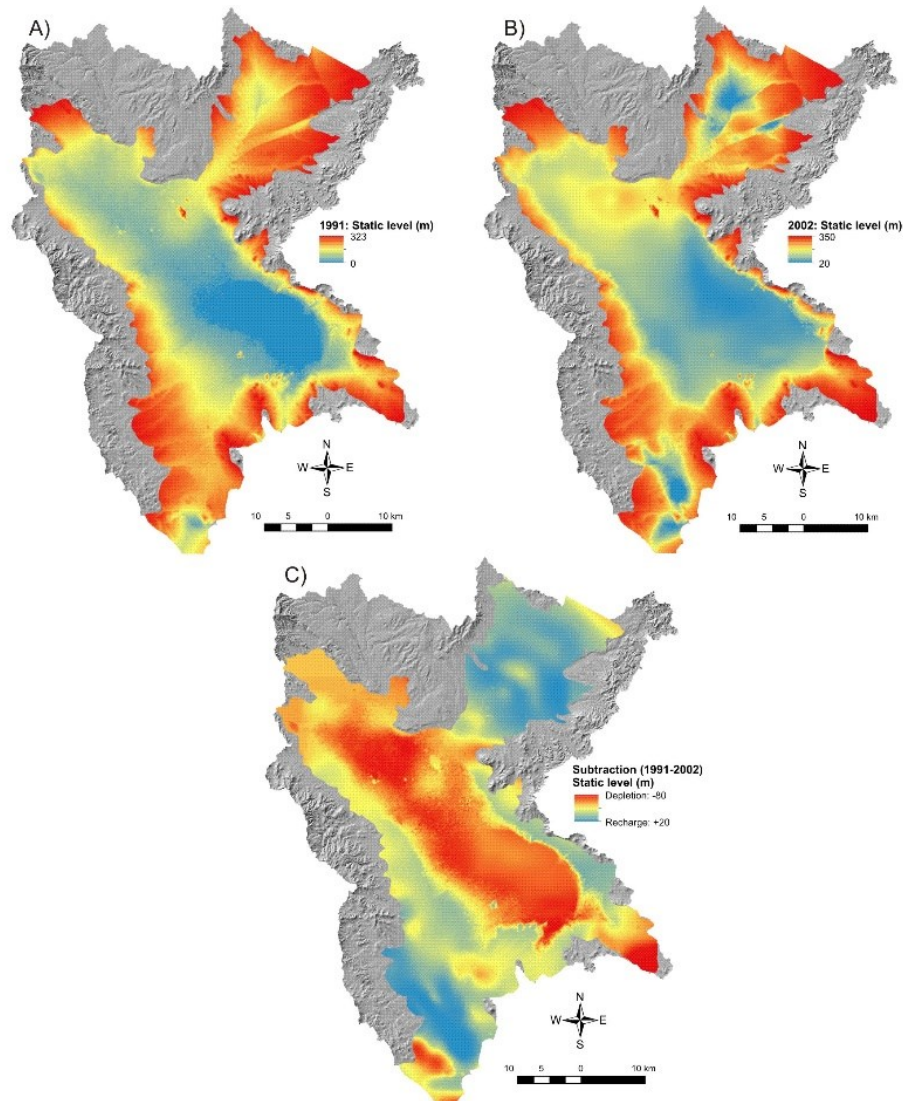


Figure 9. Temporal and spatial evolution of the static level of the aquifer of the basin of the Laguna de Bustillos (Map A and B represent depletion areas): A) static level in 1991; B) static level in 2002; C) subtraction of the static levels of 1991 from those 2002, showing depletion and recharge.

A previous work by Alatorre *et al.* (2015) carried out mathematical modeling of the evolution of the SWL of the aquifer of the Basin of Laguna de Bustillos, and compared the periods 1973-1991 and 1991-2000. That work showed that the period 1991-2000 had a higher rate of

depletion than that observed in the period 1973-1991; the area corresponding to this level of depletion was mainly located in the lowlands, which are dominated by Menonite properties. A study by Conagua (2002) showed that the evolution of the static level of the aquifer during the period 1988-1997 was marked by widespread depletion. The largest decreases were recorded in the lower portions of the valley with values in the range of -20 to -25 m (-2.2 to -2.8 m y^{-1}); decreases of between -10 and -25m (-1.1 y 2.8 m y^{-1}) were recorded near the town of Cuauhtémoc, and of -15 m (-1.7 m y^{-1}) around the Laguna de Bustillos, which indicates that these decreases were caused by excessive extraction of groundwater. The average annual rate of depletion for this period was -2.0 m y^{-1} . In general, if these trends continue, the conclusions of the report of Conagua and Colpos of 2007 (Conagua & Colpos, 2007) will be confirmed. That report said that the solution to the problem of groundwater depletion in the region of Cuauhtémoc, Chihuahua, Mexico, exhibits a very high degree of complexity, mainly due to the huge recharge deficit, and that by 2019 the aquifer could become depleted.

Statistical correlation between variables

Our main result is that the index of inefficiency of furrow irrigation shows correlation with the geometric characteristics of the agricultural plots and with the level of depletion of the aquifer of the basin of Laguna de Bustillos in recent decades. The results of the Pearson's correlation test are shown in Table 4. The correlation between the variables had a high level of statistical significance (<0.01); only the width of agricultural plots showed no relationship with the index of inefficiency of furrow irrigation. In general, the results show that the inefficiency of furrow irrigation has a high correlation with the geometric characteristics of agricultural plots, and it's also statistically correlated with the depletion of the aquifer of the basin of Laguna de Bustillos.

Table 4. Results of Pearson's correlation test and level of statistical significance.

		Length	Width	Perimeter	Compactness	Circularity	Elongation	SWL 2002-1991
Inefficiency Furrow irrigation	Pearson correlation	0.690**	0.006	0.630**	0.467**	-0.445**	-0.428**	0.141*
	Sig. (bilateral)	0.000	0.886	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	N	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000

** . The correlation is significant at the 0.01 level (bilateral).

* . The correlation is significant at the 0.05 level (bilateral).

These correlation coefficients indicate that the differences in the shape of agricultural plots have a significant effect on the sustainability of groundwater. These differences are linked to the social practices of the human groups living in the catchment area of the aquifer, and put into perspective the importance of the cultural and historical aspects of environmental management and the regulation of groundwater use. Very elongated agricultural plots made sense in a different environmental reality, under different conditions of access to water. However, elongated agricultural plots are not suited for conditions characterized by water scarcity and the need to make efficient use of agricultural irrigation.

These correlation coefficients show the need to rearrange the shape and geometry of agricultural plots. Although it seems a matter of simply shortening the length of the plots, cultural motivations and resistances should be taken into account. If it is not possible to overcome these cultural aspects, the focus should turn to develop and adopting technologies that optimize the use of irrigation water in elongated plots.

Conclusion

The results of this research make a significant contribution to the understanding of the impact of anthropogenic activities on the land, including the ways in which the land is appropriated and exploited. The combination of remote sensing through SPOT images with photo-interpretation techniques showed to be a great tool for generating detailed maps of the agricultural plots located in the basin of the Laguna de Bustillos.

The following results are worth highlighting: the analysis of the geometric characteristics and shape parameters of agricultural plots showed that Mennonite properties have the least favorable conditions for the use of furrow irrigation, as they are excessively elongated. The index of inefficiency of furrow irrigation, based on the physicochemical properties of the soil and the slope of the terrain, confirms this finding; the values of the index for Mennonite properties indicate that these agricultural plots exceed by 2.5 to 13 times the maximum allowed the length of the furrows.

Moreover, the analysis of the spatial and temporal evolution of the depletion of the aquifer in recent decades (1991-2002) shows that the areas with the highest levels of depletion (up to -80 m) correspond mainly to Mennonite properties. The analysis of the correlation between variables showed that the index of inefficiency of furrow irrigation is directly related to the geometrical characteristics of the agricultural plots and the level of aquifer depletion. Finally, it is clear that addressing this problem will require a system of territorial planning that includes the geometrical rearrangement of the agricultural plots located in the basin or the use of new technologies such as sprinkler and drip irrigation, as well as territorial strategies that increase the areas of natural and artificial recharge of the aquifer.

Acknowledgments

To all members of the Academic Body "Geoinformática Aplicada a Procesos Geo-ambientales" (UACJ-CA-94). This material is supported by the National Institute of Food and Agriculture, U.S. Department of Agriculture, under award number 2015-68007-23130.

References

- Alatorre, L. C., Díaz-Caravantes, R. E., Miramontes-Beltrán, S., Sánchez, E., & Bravo, L. C. (2015). Spatial and temporal evolution of Cuauhtémoc aquifer static level during the years 1973, 1991 and 2000: A geographical approach. *Journal Geographic Information Systems*, 6, 572-584.
- Al-Jamal, M.S., Ball, S., & Sammis, T.W. (2001). Comparison of sprinkler, trickle and furrow irrigation efficiencies for onion production. *Agricultural Water Management*, 46, 253-266.
- Ampas, V., & Baltas, E. (2009). Optimization of the furrow irrigation efficiency. *Global NEST Journal*, 11(4), 566-574.
- Battikhi, A. M., & Abu-Hammad, A. H. (1994). Comparison between the efficiencies of surface and pressurized irrigation systems in Jordan. *Irrigation and Drainage Systems*, 8, 109-121.
- Bravo L. C., Alatorre, L. C., Díaz, R., Wiebe, L. C., & Moreno, R. (2015). Cultura y Apropiación del Espacio: Diferencias en los Paisajes Culturales de Menonitas y Mestizos de Chihuahua, México. *Journal of Latin American Geography*, 14(2), 77-100, <http://doi.org/10.1353/lag.2015.0023>
- Brock, A., Brouder, S. M., Blumhoff, G., & Hofmann, B. S. (2005). Defining yieldbased management zones for corn-soybean rotations. *Agronomy Journal*, 97, 1115-1128.
- Buenemann, M., Martius, C., Jones, J. W., Herrmann, S. M., Klein, D., Mulligan, M., Reed, M. S., Winslow, M., Washington-Allen, R. A., Lal, R., & Ojima, D. (2011). Integrative geospatial approaches for the comprehensive monitoring and assessment of land management sustainability: Rationale, potentials, and characteristics. *Land Degradation & Development*, 22(2), 226-239.
- Burt, C. M., Clemmens, A. J., Strelkoff, T. S., Solomon, K. H., Bliesner, R. D., Hardy, L. A., Howell, T. A., & Eisenhauer, D. E. (1997). Irrigation performance measures: Efficiency and uniformity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 123, 423-442.

- Castro-Martínez, P. (1999). Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua: un fruto social de la Revolución Mexicana. *POLIS. Investigación y Análisis Sociopolítico y Psicosocial*, 99, 171-196.
- Castro-Martínez, P. (2000). *Ciudad Cuauhtémoc Chihuahua: crónica de su fundación*. Mexico, DF, Mexico: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Consejo Nacional para la Cultura y las Artes-Fondo Nacional para la Cultura y las Artes.
- Chauhan, C. P. S., Singh, R. B., & Gupta, S. K. (2008). Supplemental irrigation of wheat with saline water. *Agricultural Water Management*, 95, 253-258.
- Chimonides, S. J. (1995). Irrigation management under water shortage conditions. In: Tsiourtis, N. X. (ed.). *Water Resources Management Under Drought or Water Shortage Conditions* (pp. 73-78). Rotterdam, The Netherlands: Balkema.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (1991). *Actualización del estudio geohidrológico, políticas de operación y proyecto de manejo del acuífero del Valle de Cuauhtémoc, Chihuahua*. Recovered from https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103566/DR_0805.pdf
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2002). *Actualización del estudio geohidrológico, políticas de operación y proyecto de manejo del acuífero del Valle de Cuauhtémoc, Chihuahua*. Recovered from <http://www.conagua.gob.mx>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2009). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (0805) Cuauhtémoc, Chihuahua*. Recovered from <http://www.conagua.gob.mx>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Registro Público de Derechos de Agua (REPDA)*. Recovered from www.conagua.gob.mx
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2011a). *Atlas del agua en México*. Recovered from <http://www.conagua.gob.mx/Conagua07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-18-11.pdf>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2011b). *Estadísticas del agua en México*. Recovered from www.conagua.gob.mx
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (0805)*

- Cuauhtémoc, Chihuahua. Recovered from http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103566/DR_0805.pdf
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Estadísticas del agua en México*. Recovered from <http://www.conagua.gob.mx/Conagua07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2014.pdf>
- Conagua & Colpos, Comisión Nacional del Agua & Colegio de Postgraduados. (2007). *Plan director: unión de asociaciones de usuarios de aguas subterráneas del acuífero de Cuauhtémoc, Chihuahua, S. de R. L. de I. P. de C. V.* Recovered from www.conagua.gob.mx
- Daniel, K. W., Tripathi, N. K., Honda, K., & Apisit, E. (2004). Analysis of VNIR (400-1 100 nm) spectral signatures for estimation of soil organic matter in tropical soils of Thailand. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 643-652.
- De Wit, A. J. W., & Clevers, J. (2004). Efficiency and accuracy of per-field classification for operational crop mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 25(20), 4091-4112.
- Díaz-Caravantes, R. E., Bravo-Peña, L. C., Alatorre, L. C., & Sánchez-Flores, E. (2013). Presión antropogénica sobre el agua subterránea en México: una aproximación geográfica. *Revista de Investigaciones Geográficas-UNAM*, 82, 93-103.
- El Nahry, A. H., Ali, R. R., & El Baroudy, A. A. (2011). An approach for precision farming under pivot irrigation system using remote sensing and GIS techniques. *Agricultural Water Management*, 98, 517-531.
- FAO, The Food and Agriculture Organization. (2002). *Crops and drops making the best use of water for agriculture*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fleming, K. L., Westfall, D. G., Wiens, D. W., & Brodahl, M. C. (2000). Evaluating farmer defined management zone maps. *Precision Agriculture*, 2, 201-215.
- Francis, E. K. (1948). Mennonite institutions in early Manitoba: A study of their origins. *Agricultural History*, 22(3), 144-155.

- Fridgen, J. L., Kitchen, N. R., Sudduth, K. A., Drummond, S. T., Wiebold, W. J., & Fraisse, C. W. (2004). Management zone analyst (MZA): Software for subfield management zone delineation. *Agronomy Journal*, 96, 100-108.
- Granados-Olivas, A., Creel, B., Sánchez-Flores, E., Chávez, J., & Hawley, J. (2012). *Thirty years of groundwater evolution with challenges and opportunities towards a binational planning for a holistic sustainable development*. SCERP Monographs.
- Granados-Olivas, A., Creel, B., Sánchez-Flores, E., Chávez, J., & Hawley, J. (2012). Thirty years of groundwater evolution: Challenges and opportunities for binational planning and sustainable management of the transboundary Paso del Norte watersheds. In: E. Lee and P. Ganster (eds.). *The US-Mexican border environment: Progress and challenges for sustainability* (pp.201-217). SCERP Monograph Series no. 16. San Diego, USA: San Diego State University Press.
- Gravelius, I. I. (1914). *Grundrifi der gesamten Gewcisserkunde. Band I: Flufikunde, Compendium of Hydrology*. Vol. 1. Rivers. Berlin, Germany: Goschen.
- Holzapfel, E. A., Marino, M. A., & Morales, J. C. (1986). Surface irrigation optimization models. *ASCE Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 112(1), 1-19.
- Holzapfel, E. A., Marino, M. A., & Morales, J. C. (1987). Surface irrigation nonlinear optimization models. *ASCE Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 113(3), 379-392.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2013). *Continuo de elevaciones mexicano 3.0 (CEM 3.0)*. Recovered from <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1: 250 000 Serie II* (Continuo Nacional). Recovered from http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/eda250s2gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgcd_html.xsl&_indent=no
- Johnson, C. K., Mortensen, D. A., Wienhold, B. J., Shanahan, J. F., & Doran, J. W. (2003). Sitespecific management zones based on soil

- electrical conductivity in a semi-arid cropping system. *Agronomy Journal*, 95, 303-315.
- Keshavarz, A., Ashrafi, S. H., Hydari, N., Pouran, M., & Farzaneh, A. (2005). Water allocation and pricing in agriculture of Iran. In: National Research Council (ed.). *Water Conservation, Reuse, and Recycling, Proceedings of an Iranian-American Workshop* (pp. 153-172). Washington, DC, USA: The National Academic Press.
- Lark, R. M., & Stafford, J. V. (1997). Classification as a first step in the interpretation of temporal and spatial variation of crop yield. *Annals of Applied Biology*, 130, 111-121.
- Lee, K., Cohen, W. B., Kennedy, R. E., Maersperger, T. K., & Gower, S. T. (2004). Hyperspectral versus multispectral data for estimating leaf area index in four different biomes. *Remote Sensing of Environment*, 91, 508-520.
- Löw, F., Michel, U., Dech, S., & Conrad, L. (2013). Impact of feature selection on the accuracy and spatial uncertainty of per-field crop classification using support vector machines. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 85, 102-119.
- Löw, F., Fliemann, E., Abdullaev, I., Conrad, C., & Lamers, J. P. A. (2015). Mapping abandoned agricultural land in Kyzyl-Orda, Kazakhstan using satellite remote sensing. *Applied Geography*, 62, 377-390.
- Martínez-Casasnovas, J. A., Martín-Montero, A., & Casterad, M. A. (2005). Mapping multi-year cropping patterns in small irrigation districts from time-series analysis of Landsat TM images. *European Journal of Agronomy*, 23(2), 159-169.
- Miller, V. C. (1953). *A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in the Clinch Mountain area. Virginia and Tennessee* (Project NR 389-042, Tech. Report 3). New York, USA: Columbia University, Department of Geology.
- Moreenthaler, G. W., Khatib, N., & Kim, B. (2003). Incorporating a constrained optimization algorithm into remote sensing/precision agriculture methodology. *Acta Astronautica*, 53, 429-437.
- Murakami, T., Ogawa, S., Ishitsuka, N., Kumagai, K., & Saito, G. (2001). Crop discrimination with multitemporal SPOT/HRV data in

- the Saga Plains, Japan. *International Journal of Remote Sensing*, 22(7), 1335-1348.
- National Research Council. (1997). *Precision agriculture in the 21st Century: Geospatial and information technologies in crop management*. Washington, DC, USA: The National Academies Press. Recovered from <https://doi.org/10.17226/5491>
- Nemenyi, M., Mesterhazi, P., Pecze, Z., & Stepan, Z. (2003). The role of GIS and GPS in precision farming. *Computers and Electronics in Agriculture*, 40(1-3), 45-55.
- Oster, J. D., Meyer, L., Hermsmeier, L., & Kaddah, M. (1986). Field studies of irrigation efficiency in Imperial Valley. *Berkeley Hilgardia*, 54(7), 1-15.
- Palacios, V. E. (1999). *¿Por qué, cuándo, cuánto y cómo regar? Para lograr mejores cosechas*. Mexico, DF, Mexico: Colegio de Postgraduados.
- Raghuwanshi, N. S., & Wallender, W. W. (1994). Stochastic seasonal furrow irrigation model (Paper No. 94-2021). St. Joseph, USA: American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Raghuwanshi, N. S., & Wallender, W. W. (1996). Modeling seasonal furrow irrigation. *ASCE Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 122(4), 235-242.
- Raghuwanshi, N. S., & Wallender, W. W. (1997a). Field measured ET as a stochastic process. *Agricultural Water Management*, 32, 111-129.
- Raghuwanshi, N. S., & Wallender, W. W. (1997b). Economic optimization of furrow irrigation. *ASCE Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 123(5), 377-385.
- Raghuwanshi, N. S., & Wallender, W. W. (1998). Optimization of furrow irrigation schedules, designs and net return to water. *Agricultural Water Management*, 35, 209-226.
- Schumm, S. (1956). Evolution of drainage systems and slopes in badland at Perth Amboy, New Jersey. *Bulletin of Geological Society of America*, 67, 597-646.
- Seelan, S. K., Laguet, S., Casady, G. M., & Seielstad, G. A. (2003). Remote sensing applications for precision agriculture: A learning

- community approach. *Remote Sensing of Environment*, 88, 157-169.
- Sharma, M. P., Yadav, M., Prawasi, R., Kumar, P., & Hooda, R. S. (2011). Cropping system analysis using remote sensing and GIS: A block-level study of Kurukshetra district. *ARP Journal of Agricultural and Biological Science*, 6(10), 45-51.
- Sullivan, D. G., Shaw, J. N., & Rickman, D. (2005). IKONOS imagery to estimate surface soil property variability in two Alabama physiographies. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1789-1798.
- Tiercelin, J. R., & Vidal, A. (2006). *Traite' d'Irrigation* (2nd ed). Paris, France: Tec & Doc-Lavoisier.
- Wallender, W. W., & Rayej, M. (1987). Economic optimization of furrow irrigation with uniform and non-uniform soil. *Transactions of the ASAE*, 30(5), 1425-1429.
- Wang, H., Zhang, L., Dawes, W. R., & Liu, C. (2001). Improving water use efficiency of irrigated crops in the North China. Plain measurements and modeling. *Agricultural Water Management*, 48, 151-167.
- Wardlow, B. D., & Egbert, S. L. (2008). Large-area crop mapping using time-series MODIS 250 m NDVI data: An assessment for the US Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1096-1116.
- Warkentin, J. (1959). Mennonite agricultural settlements of Southern Manitoba. *Geographical Review*, 49, 342-268.
- Weiss, M. (1996). PF and spatial economic analysis: Research challenges and opportunities. *American Journal of Agricultural and Applied Economics*, 78, 1275-1280.
- Withers, B., & Vipond, S. (1980). *Irrigation design and practice: Ithaca*. New York, USA: Cornell University Press.
- Yitayew, M., Letey, J., Vaux, H. J. Jr., & Feinerman, E. (1985). Factors affecting uniformity and optimal water management with furrow irrigation. *Irrigation Science*, 6, 201-210.

- Zalidis, G., Dimitriads, X., Antonopoulos, A., & Geraki, A. (1997). Estimation of a network irrigation efficiency to cope with reduced water supply. *Irrigation and Drainage Systems*, 11, 337-345.
- Zaman, W. U., Arshad, M., & Saleem, A. (2001). Distribution of nitrate-nitrogen in the soil profile under different irrigation methods. *International Journal of Agriculture and Biology*, 2, 208-209.
- Zwart, S. J., & Bastiaanssen, W. G. M. (2004). Review of measured crop water productivity values for irrigated wheat, rice, cotton and maize. *Agricultural Water Management*, 69(2), 115-133.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-05-11

Artículos

Techos verdes para la gestión integral del agua: caso de estudio Chapinero, Colombia

Green roofs for comprehensive water management: Case study in Chapinero, Colombia

Oscar Contreras-Bejarano¹

Paula Andrea Villegas-González²

¹Universidad Católica de Colombia, Bogotá, Colombia,
ocontreras25@ucatolica.edu.co

²Universidad Católica de Colombia, Bogotá, Colombia,
pavillegas@ucatolica.edu.co, <https://orcid.org/0000-0002-9331-8979>

Autor para correspondencia: Oscar Contreras Bejarano,
ocontreras25@ucatolica.edu.co

Resumen

La ciudad de Bogotá, Colombia, se ha visto inmersa en problemas de inundaciones por empozamientos de agua pluvial y aumento tanto en la temperatura promedio como en la contaminación del aire. Las tecnologías verdes representan un mecanismo para la mitigación de tales problemas. Esta investigación analiza el comportamiento de la inundación urbana en el sector norte de la localidad de Chapinero, al sustituir las cubiertas existentes por techos verdes mediante modelación computacional. Asimismo, se construye un prototipo de techo verde en donde se analiza la calidad del agua de lluvia antes y después de filtrarse por diferentes sustratos (mezclas de tierra de jardín y cascarilla de arroz, humus, arena y/o aserrín), y plantas (*Sedum*, *Asparagus plumosus* y *Soleirolia*), con el fin de determinar los materiales con los cuales se controlen las condiciones de calidad de agua de lluvia una vez se filtre a través dichas cubiertas. El aumento en la cantidad de techos

verdes contribuye a la atenuación tanto de las inundaciones como de la capacidad de transporte de agua de lluvia de los ductos del alcantarillado pluvial de la zona. Por otro lado, los resultados del laboratorio indican que el aserrín es un 46% más eficiente que los demás materiales analizados en el control del pH de la precipitación. Las plantas *Sedum* demostraron una resistencia satisfactoria a un régimen frecuente de lluvia. El uso de tecnologías verdes no sólo disminuye la vulnerabilidad urbana frente a eventos de inundación sino también crea mecanismos para la gestión integral del recurso hídrico.

Palabras clave: calidad del agua pluvial, gestión integral del recurso hídrico, inundación, modelación, precipitación, simulación, techo verde, tecnologías verdes.

Abstract

The city of Bogotá, Colombia, has been immersed in flooding problems caused by rainwater, and issues from the increase in average temperature and air pollution. Green technologies are a mechanism that can mitigate these problems. This research analyzes the behavior of urban flooding in the northern sector of the Chapinero locality when replacing the existing roofs with green roofs through computer modeling. Additionally, it develops a green roof prototype, which analyzes the quality of rainwater before and after being filtered through different substrates (mixtures of garden soil, rice husk, humus, sand and/or sawdust) and plants (*Sedum*, *Asparagus plumosus* and *Soleirolia*), in order to determine the materials with which the conditions of rainwater quality are controlled once it filters through said roofs. The increase in the amount of green roofs contributes to mitigating flooding, as well as to the capacity of the area's storm drain pipes to transport rainwater. In turn, laboratory results indicate that sawdust is 46% more efficient than the other analyzed materials in controlling the rainwater's pH. *Sedum* plants demonstrated a satisfactory resistance to the conditions of frequent rainfall. Using green technologies not only decreases urban vulnerability to flooding, but also creates mechanisms for comprehensive water management.

Keywords: Rainwater quality, integral management of water resources, flood, modeling, precipitation, simulation, green roof, green technologies.

Recibido: 14/08/2017

Aceptado: 29/04/2019

Introducción

Bogotá, la capital de Colombia, es una ciudad en expansión, donde se espera un incremento poblacional cercano al 24% para el año 2020 (Secretaría de Hacienda, 2017); su desarrollo geográfico aumenta de manera acelerada (Peña-Guzmán, 2016). En el año 2015 se registraron 8.2 millones de metros cuadrados en proceso de construcción (Herrera, 2016), siendo éste uno de los sectores que más aporta a la economía de la ciudad. El aumento en la industria de la construcción se relaciona directamente con la capacidad de drenaje del agua de lluvia, dado el incremento de las superficies impermeables en la ciudad.

Actualmente localidades como Antonio Nariño, Chapinero, Engativá, Kennedy, Fontibón y Usaquén (Almanza, 2017) son vulnerables a inundaciones debido a la acumulación de basuras (DPAE, 2012) y posterior saturación de las tuberías del alcantarillado. Estos problemas son causados por el incremento del caudal de agua de lluvia que transportan los ductos (Granada & Secretaría Distrital de Ambiente, 2008), consecuencia de la expansión de las áreas impermeables en la ciudad, las cuales conducen la precipitación directamente al alcantarillado pluvial. En específico, en el barrio Fragua de la localidad de Antonio Nariño en Bogotá, 22 viviendas fueron afectadas con pérdidas de enseres y bienes domésticos (El Tiempo, 2015), asimismo se han presentado colapsos del tráfico que impiden el flujo hacia el sur de la ciudad (Radio Cadena Nacional, 2017), y el desplome de un muro de contención en una zona residencial en los Rosales, localidad de Chapinero (El Espectador, 2016). También se han reportado inundaciones en el sector del parque Simón Bolívar, en los barrios Las Ferias, La Granja, Barrios Unidos y la Avenida Boyacá (El Tiempo,

2016). Las afectaciones descritas evidencian que la sociedad no puede continuar a la espera de la intervención en la gestión del recurso hídrico (Bernal-Pedraza, 2010), de lo contrario, las consecuencias podrían empeorar.

La información que poseen algunos ciudadanos en temas relacionados con el agua, el medio ambiente y los problemas que repercuten en una ineficiente gestión de los recursos en Bogotá es limitada, de ahí la importancia de generar conciencia en el cuidado, con programas de ahorro o con sistemas automatizados que apoyen evitar su desperdicio (López, García, Gameros, & De la Rocha, 2015). En la ciudad de Mexicali, México, se espera que en un periodo de tres a cinco años se reduzca alrededor de 30% el suministro del recurso hídrico (López *et al.*, 2015). En las llanuras del norte de China, por ejemplo, los niveles freáticos están descendiendo; este recurso producía 25% de la cosecha de cereales de ese país (Fernández-Colón, 2009). Asimismo, en África del norte, el Ministerio de Ambiente de Egipto reconoció que vastas extensiones de la nortea zona del delta del Nilo, la mayor y más importante región agrícola de este país, ya sufre dos grandes consecuencias peligrosas: salinización e inundaciones (Kamal, 2016). En Italia, más de 50% de las muestras de calidad de agua de los ríos no alcanzan una buena calidad (Conte *et al.*, 2012). Estos estudios y la situación actual de Bogotá evidencian que la crisis no sólo se debe a la escasez que busca satisfacer las demandas sino a la deficiente gestión integral que incorpore el uso racional del recurso hídrico (Rivera & Aguila, 2015). Los hallazgos muestran que la incidencia de eventos como inundaciones y sequías será paulatinamente más frecuente en diferentes lugares del mundo.

En este orden de ideas, se encuentra que cada vez son más frecuentes las inundaciones urbanas relacionadas con la deficiencia en el mantenimiento de los sistemas de alcantarillado en las ciudades colombianas (Banco Mundial, 2012). De allí que esta investigación presente una alternativa al problema de inundación urbana en el ámbito del manejo integrado del recurso hídrico, a partir del análisis de un prototipo de techo verde para el manejo de las aguas lluvias. Una estrategia que se ha usado en los ámbitos mundial y nacional para el aprovechamiento del recurso hídrico es el manejo integral del agua pluvial. Este tipo de estrategias busca sobre todo la reducción de caudales por escorrentía, el control de la contaminación del agua de

lluvia, y la ampliación de la infraestructura pluvial (Peña-Guzmán, 2016).

Asimismo, la ciudad requiere de una disminución de la contaminación y la temperatura, factores que las tecnologías verdes están en capacidad de contrarrestar. Como caso de estudio se analiza la ciudad de Bogotá, que debido a las intensas lluvias, ha sufrido inundaciones en los últimos años (Niño-Fierro, 2012). Se analiza la eficiencia de esta tecnología en la zona norte de la localidad de Chapinero, donde este escenario se hace presente en épocas de lluvia. De igual forma, se propone la incorporación de nuevos mecanismos para el control de la calidad del agua pluvial, con el fin de reutilizar el recurso hídrico en actividades domésticas.

El desarrollo de tecnologías sustentables es propuesto a través del estudio de un prototipo, entendido como una fase real del diseño a través de la construcción y ejecución de pruebas experimentales (Kroes, 2012). Se espera que esta investigación contribuya a potencializar los beneficios de los techos verdes en pro de la sociedad, y que se considere como un ejemplo para ciudades que posean problemáticas, como las que presentan algunas comunidades de la ciudad de Bogotá.

El concepto de sostenibilidad es uno de los enfoques fundamentales de esta investigación, dado que es la orientación moderna de la gestión del agua (Martínez-Austria & Vargas-Hidalgo, 2016). Los techos verdes son propuestos como una tecnología sostenible, en la medida que tienen la capacidad de captar agua de lluvia, reduciendo el riesgo a inundaciones por empozamiento de agua pluvial. Por ejemplo en Auckland, Nueva Zelanda, se reportó una retención de 66% en un techo verde extensivo (Nawaz, McDonald, & Postoyko, 2015). El empleo del agua de lluvia en sustitución del agua potable para determinados usos (descarga de inodoros, riego, o lavadoras), puede ser tenida en cuenta como alternativa para la mejora de la eficiencia del uso de recursos hídricos (López-Patiño, Martínez-Solano, Fuertes-Miquel, & López-Jiménez, 2011).

Los techos verdes son una tecnología emergente en la ciudad. Estas cubiertas disminuyen la probabilidad de inundación (Oviedo & Torres, 2014), dado que su capacidad de retención de agua de lluvia reduce de modo paulatino la tasa de infiltración al alcantarillado pluvial, evitando la saturación de los ductos y posterior colmatación. El intercambio dióxido de carbono/oxígeno de la vegetación de un techo verde produce

suficiente oxígeno por un año para suministrar a una persona (Kravits, 2007). Asimismo, una superficie de 15 m x 15 m es suficiente para suplir de oxígeno a una familia de cuatro personas cada día (Psencik & Heller, 2012). Un caso exitoso para contrarrestar este problema está en Hong Kong, donde en un día soleado, un techo verde extensivo reduce la concentración de dióxido de carbono hasta en un 2% (Zielinski, Carlos, Paternina, & Marta, 2012). Evidentemente los techos verdes benefician a una ciudad con problemas de contaminación. Por otro lado, disminuyen la temperatura en zonas urbanas (Yan, 2011). Para la ciudad de Buenos Aires, por ejemplo, se pronostica un aumento de las temperaturas promedio máximas de 0.6 °C a más de 2 °C en el periodo 2020-2029 (Rosatto, Botta, Becerra, Tardito, & María, 2016); situaciones como ésta acrecientan la importancia de la implementación de nuevas tecnologías, como un mecanismo de mitigación de tal tipo de problemáticas.

Este documento inicia con el marco conceptual, el cual incluye las generalidades sobre los techos verdes; se contextualizan las temáticas relacionadas con los beneficios, la calidad del agua de lluvia, el impacto estructural en una edificación, el costo privado y público, y las certificaciones LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*) que se pueden otorgar a sistemas con este tipo de cubiertas. Después se presentan los resultados del trabajo con la comunidad, en donde se realizó una encuesta a los habitantes de la zona de estudio en septiembre de 2015. Allí se hace evidente la importancia de implementar los techos verdes como alternativa a las inundaciones del sector. Mediante la implementación del *software SWMM (Storm Water Management Model)*, se modelan las características de las cubiertas que poseen actualmente las edificaciones de la zona; los pozos de inspección y las tuberías pertenecientes al alcantarillado pluvial del área, y la precipitación característica de este lugar. Se sustituyen cubiertas tradicionales por los techos verdes, con el fin de comparar el comportamiento de la inundación con los dos tipos de cubiertas. La implementación de esta tecnología constituye una nueva forma para la gestión tradicional del agua de lluvia, la cual contribuye a “lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles” (Organización de las Naciones Unidas, 2015). Los resultados de estos modelos son analizados y sirven como referencia para la construcción de un prototipo de techo verde con diferentes tipos de plantas y combinaciones de sustratos. Este diseño

sirve como base para comparar la calidad tanto del agua de lluvia como del agua filtrada por el techo verde para su reutilización en actividades domésticas.

¿Qué son los techos verdes?

Un techo verde es un sistema constructivo que permite de manera sostenible mantener un paisaje vegetal sobre la cubierta de un inmueble (Secretaría Distrital de Ambiente, 2011). Las tecnologías de techos verdes varían sus características en función de las plantas y el sustrato implementado. Por lo general se conforman de manera ascendente por una capa de impermeabilización, cuyo objetivo es impedir el contacto entre el agua y el soporte del techo, pues se podrían desarrollar patógenos que afecten la integridad estructural de la edificación; la capa del drenaje tiene la función es conducir el agua de lluvia excedente e impedir el paso de material propio del medio de crecimiento de la cubierta; la capa del filtro evita que las raíces alcancen la estructura del techo; en cuanto al sustrato, es el medio de crecimiento de la vegetación, sirve como material nutriente, almacena el agua y debe poseer suficiente volumen de aire en poros para ofrecer a las raíces la posibilidad de anclaje (Minke, 2004). Por último, la capa vegetal proporciona una cobertura viva (ver Figura 1), y dadas las diversas condiciones climáticas y químicas a las que están sujetas las plantas del techo (Secretaría Distrital de Ambiente, 2011), se deben analizar las características de la vegetación, con el fin de garantizar la subsistencia y sostenibilidad del techo.

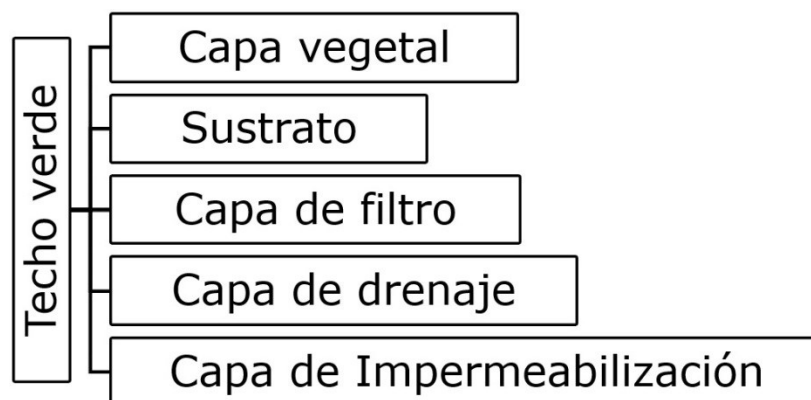


Figura 1. Composición de un techo verde.

Plantar vegetación en la cubierta no sólo puede embellecer el medio ambiente (Sun, Lin, Sung, Ou, & Lu, 2012) sino también contribuir al desarrollo de los beneficios propios de los techos verdes. Investigaciones previas han demostrado el potencial de algunos elementos en mejorar las condiciones de estas cubiertas, con el fin de potencializar sus efectos, por ejemplo, la utilización de musgos puede mejorar el rendimiento de gestión de aguas pluviales y la temperatura de los techos verdes (Anderson, Lambrinos, & Schroll, 2010).

La experimentación con diferentes sustratos de techos verdes ha llegado a conclusiones similares: cuanto más lenta es la tasa de escorrentía más altas son las concentraciones de todos los componentes estudiados en el agua de escorrentía de la cubierta verde (Teemusk & Mander, 2011). De igual forma, la calidad de la escorrentía proveniente de los techos verdes depende de las diferencias en la estructura de las capas del techo (Hashemi, Mahmud, & Ashraf, 2015).

Hasta el momento se han nombrado los beneficios de los techos verdes, los cuales en la actualidad continúan siendo objeto de estudio. La implementación de esta tecnología está ligada con las condiciones de las edificaciones, donde la estructura juega un papel importante en las limitaciones de instalación de un techo verde; el peso de los sustratos y la siembra, por ejemplo, deben considerarse en relación con la capacidad de carga de la cubierta (Wilkinson *et al.*, 2015). En caso de que la edificación no cumpla con los requisitos estructurales para resistir la carga, se deben realizar adecuaciones para su implementación. La inclinación de la cubierta es un factor sustancial, pues una pendiente

pronunciada en zonas de precipitaciones fuertes podría conllevar a erosiones y daños en la vegetación; asimismo, la carga del viento y la radiación solar influyen en la evaporación y tienen por lo tanto relación en la elección de las plantas (Minke, 2004).

Cabe agregar que la implementación de estas cubiertas es recomendable realizarla en todos los inmuebles de una comunidad que sufra los problemas descritos anteriormente, dado que el costo adicional de un techo verde es un costo privado, y por otro lado muchos de sus beneficios son públicos y externos a la construcción propia (Blackhurst, Hendrickson, Asce, Matthews, & Asce, 2010). Por lo tanto, se requiere de la cooperación de una comunidad, con el fin de lograr que tecnologías como los techos verdes se adecuen al entorno y cumplan sus funciones. En Suiza, toda nueva construcción requiere por ley una retribución en espacios verdes (Kravits, 2007). En Bogotá, toda construcción pública nueva debe contemplar en su diseño una tecnología sostenible (Consejo de Bogotá, 2009).

Las edificaciones que realicen una gestión apropiada del agua, consuman una menor cantidad de energía y reduzcan emisiones de gases de efecto invernadero podrán recibir la certificación LEED. Tales estrategias sustentables están cambiando la forma en la que se piensa cómo se planifican los edificios y las comunidades (Green Building Consul, 2017), lo que contribuye al fortalecimiento de las tecnologías verdes que contrarrestan los problemas ambientales que se están viviendo actualmente en todo el mundo. Por ejemplo, Alemania respecto al mundo es líder en la implementación de techos verdes: 10% de los edificios usa esta tecnología (Saadatian *et al.*, 2013). El incremento del valor comercial es un factor determinante en la incorporación de techos verdes. Tokio ha comenzado a instalar cubiertas verdes para incrementar el valor del metro cuadrado en los edificios (Zielinski *et al.*, 2012), al igual que EUA, país que registra un aumento en el valor de las edificaciones con techos verdes entre un 6 y 15% (Johnston & Newton, 2004). Por otra parte, desde el sector privado, se puede resaltar el edificio Novartis en Bogotá, el cual fue uno de los pioneros en el empleo de la cubierta verde como emblema ecológico en la incentivación de este modelo (Hoyos-Giraldo, Acevedo Correa, & Álvarez Cuadrado, 2014).

Propósito, alcance y limitaciones

Esta investigación pretende investigar un mecanismo que contribuya a la reducción paulatina de eventos de inundación urbana y aporte al manejo integral del recurso hídrico en la zona norte de la localidad de Chapinero a través de dos estrategias constituidas por modelación computacional, en donde se espera analizar la variación de la inundación urbana con la implementación de techos verdes; y por modelación física, con la cual se pretende analizar el comportamiento de las características de calidad y retención de agua de lluvia con diferentes alternativas de techos verdes.

Este trabajo es un estudio inicial en el cual se esperan alcanzar resultados relacionados con el comportamiento de la inundación en un sector susceptible a esta problemática urbana en la ciudad de Bogotá, con el fin de observar el impacto de una tecnología sostenible como los techos verdes sobre los problemas de inundación en una comunidad. Asimismo, se espera evidenciar variaciones en las condiciones de calidad de agua de lluvia y capacidad de retención del sustrato, con el fin de proponer una alternativa que contribuya a la gestión integral del recurso hídrico.

Por otro lado, la precisión del modelo se ve afectada a causa de la carencia de información exacta respecto a fugas, conexiones erradas en el sistema de alcantarillado pluvial, o problemas de basura. Durante la época en la que se realizaron las simulaciones de precipitación no se presentaron lluvias en la zona donde se encuentra el laboratorio en el que se desarrolló el proceso de experimentación, por tal motivo, el agua utilizada para las simulaciones sufrió un incremento en su acidez.

Caracterización de la zona de estudio

En diferentes zonas de la ciudad de Bogotá se presentan problemas de inundación urbana, originadas por la saturación de los ductos del alcantarillado o por el desbordamiento de canales o ríos aledaños. Los techos verdes tienen la capacidad de contrarrestar dichos empozamientos de agua. Al analizar los sectores que presentan inundaciones en la ciudad de Bogotá mediante un mapa de manchas de inundación elaborado por el Instituto Distrital de Gestión de Riesgos y Cambio Climático (IDIGER) en 2015, se seleccionó la zona comprendida entre las calles 94 y 106, la Escuela Militar Nueva Granada y la Avenida Carrera 15.

Los parques y zonas verdes actúan como filtro natural de agua de lluvia, tal es el principio que se quiere implementar con la instalación de los techos verdes. En esta área de la ciudad escasean los parques y las zonas verdes, ello implica la presencia de superficies impermeables que conducen la escorrentía al alcantarillado pluvial. En la **iError! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestra la ubicación de la zona de afectación escogida para el análisis, comprendida de derecha a izquierda por Colombia, Bogotá, la localidad de Chapinero y el norte de la localidad de Chapinero.

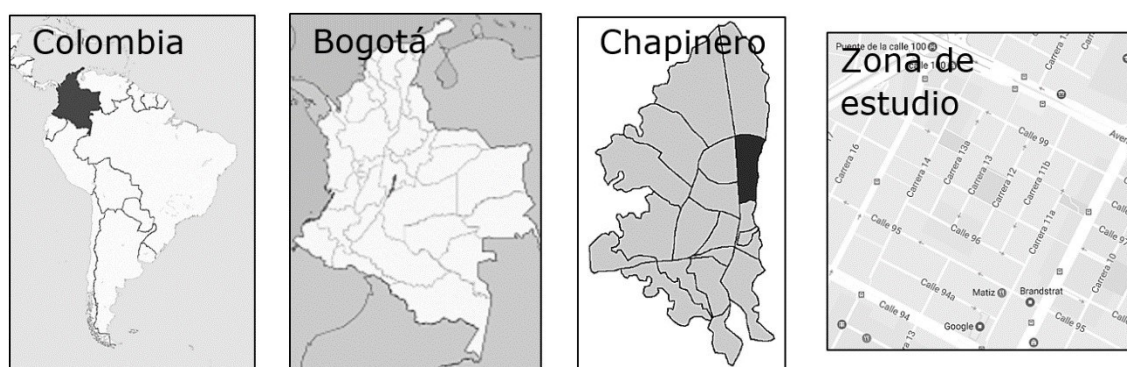


Figura 2. Localización de la zona de afectación.

Los días 12 y 13 de septiembre de 2015 se realizó una encuesta a 40 ciudadanos del sector, para conocer la información que poseen los ciudadanos encuestados respecto a las inundaciones que se presentan en la localidad y los mecanismos de mitigación del problema. Se plantean preguntas como las siguientes: ¿qué tan frecuente se presentan inundaciones por lluvias en este sector?, ¿sabe usted qué es

un techo verde?, o ¿estaría dispuesto a instalar un techo verde en su propiedad, para contrarrestar los niveles de inundación y aumentar la calidad ambiental de Bogotá?

Los residentes del sector reconocen que las inundaciones se generan en épocas de lluvia, usualmente entre los meses de octubre, noviembre y diciembre; desconocen las causas de la inundación y también cualquier mecanismo sostenible para contrarrestar este problema. Se explica a los ciudadanos encuestados tanto los beneficios como las desventajas de la implementación de un techo verde, quienes se vieron entusiastas con la idea de la implementación de esta tecnología en la zona. La Figura 3 muestra los resultados de la séptima pregunta de la encuesta, en donde la mayoría de los residentes estaría dispuesto a instalar un techo verde en su propiedad.

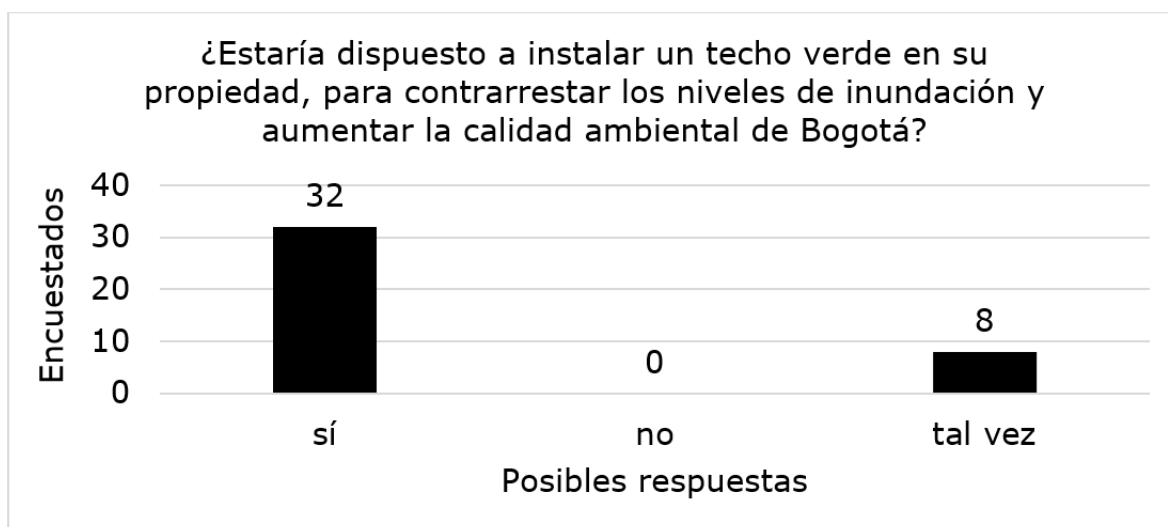


Figura 3. Pregunta de interés en la encuesta a la comunidad.

Se evidencia el interés de la comunidad por solucionar el problema de las inundaciones en el sector mediante tecnologías sustentables, las cuales no sólo contrarrestan los niveles de inundación, sino también aportan al mejoramiento del medio ambiente, y sirven como ejemplo a otras comunidades que posean problemas similares. La ciudad de Bogotá registró magnitudes de 877, 506.5 y 872.8 mm de precipitación para los años 2014, 2015 y 2016, respectivamente (Observatorio

Ambiental de Bogotá, 2016), siendo los últimos meses del año, los que más aportan a estos datos.

Metodología

Esta investigación consta de dos fases. En la primera se presenta el modelo conceptual de la problemática en estudio, en donde se evalúan las condiciones de inundación de la ciudad de Bogotá, situando la zona de afectación propicia para la instalación de techos verdes. Posteriormente se describe el modelo computacional llevado a cabo en el *software SWMM*, a partir de la modelación de cada elemento (precipitación, techos convencionales, techos verdes y sistema de alcantarillado pluvial) y la relación entre ellos (precipitación-techo, relación entre techos contiguos y techo-sistema de alcantarillado pluvial), consolidando la primera fase de la investigación. La simulación mediante un modelo físico constituye la segunda fase, en donde se analizan las condiciones de retención y calidad del agua de lluvia antes y después de ser filtrada por diferentes composiciones de techos verdes y un filtro de arena.

Modelo conceptual

La Figura 4 explica el comportamiento de la lluvia en presencia de cubiertas tradicionales. En la imagen de la izquierda se presenta la precipitación (a), que genera una tasa elevada de escorrentía a través de las cubiertas tradicionales (b); este caudal es conducido hasta los sumideros de las calles, y finalmente enviado a los ductos del alcantarillado pluvial, puesto que las tuberías no tienen la capacidad de

drenar dicho caudal, el sistema colmata y se desarrolla una inundación (d). Por otro lado, la imagen derecha muestra el comportamiento de la precipitación al infiltrarse a través de un techo verde (c); éste reduce la tasa de escorrentía del agua de lluvia, aliviando la capacidad de transporte del líquido a través de las tuberías, previniendo la saturación de los ductos, posterior inundación, y almacenando el recurso hídrico en reservorios (e) internos de la edificación.

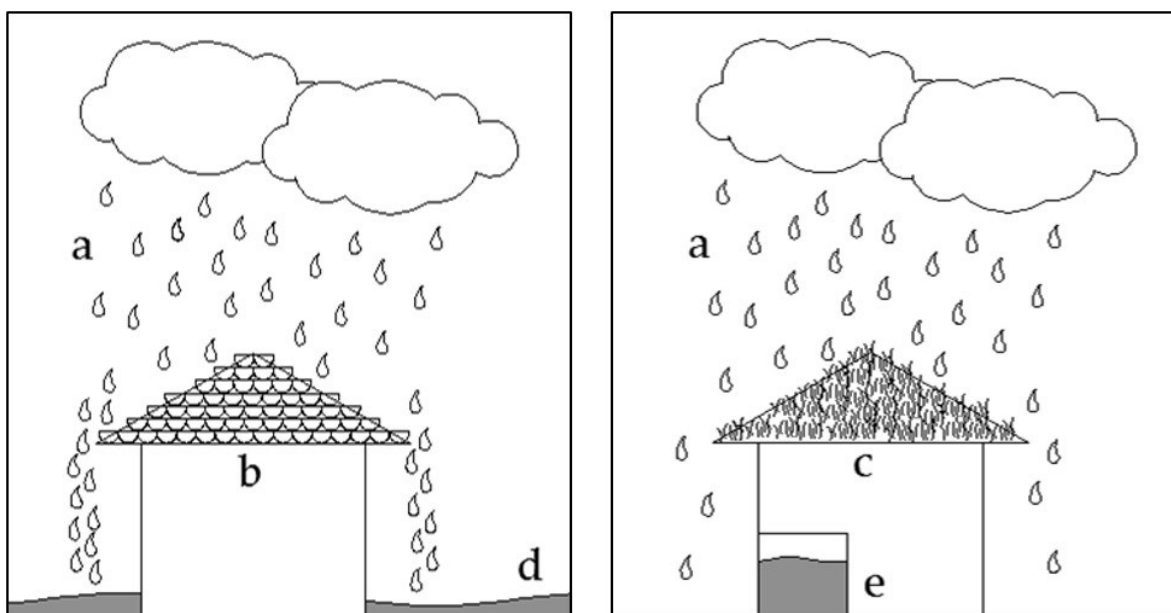


Figura 4. Comportamiento de la inundación con techos tradicionales (izquierda) y techos verdes (derecha): a) precipitación; b) techo tradicional; c) techo verde; d) inundación; e) reservorio de agua de lluvia.

Modelo computacional

La precipitación llega a las cubiertas de las edificaciones por acción de la gravedad. La cantidad de milímetros de precipitación se estima a través

de la curva de intensidad, frecuencia y duración (IDF) de la zona en estudio. Mediante la ecuación (1) se calcula la magnitud de intensidad de la lluvia con diferentes duraciones (1, 2, 3, 4 y 5 horas) y periodos de retorno (3, 5, 10, 25, 50 y 100 años):

$$i = C_1(d + X_0)^{C_2} \quad (1)$$

En donde i es la intensidad en milímetros por hora; C_1 y C_2 , los parámetros de la ecuación de mejor ajuste por el método de los mínimos cuadrados; X_0 , la duración en minutos; d , la duración de la precipitación en minutos. Tanto C_1 , C_2 , y X_0 son valores extraídos de los coeficientes de las curvas IDF calculados por el Instituto de Hidrología Aplicada de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Posteriormente se construye un hietograma con la duración de la precipitación y la intensidad correspondiente.

Tanto los techos convencionales como los techos verdes se modelan como subcuencas, con el fin de asignar a cada cubierta un tratamiento para la precipitación, ya sea en forma de escorrentía (techo convencional) o infiltración (techo verde). La modelación de estos elementos depende del área, la pendiente y el ancho del techo, el cual es obtenido mediante análisis de mapas con la herramienta *Google Earth*, entendiendo al ancho como la dimensión característica del flujo debido a la escorrentía. La diferencia que existe entre la modelación del techo convencional y el techo verde radica en el área impermeable y la infiltración; para el techo convencional, el área impermeable es total y se considera un coeficiente de Manning de 0.012 (Environmental Protection Agency, Water Supply and Water Resources Division, Efr, & M. Inc., 2004) correspondiente a materiales relativamente lisos y no se supone infiltración. Por otro lado, para el techo verde, no se plantea área impermeable, dado que se supone la instalación del techo verde en toda el área disponible y se considera un coeficiente de n Manning de 0.24 (Environmental Protection Agency *et al.*, 2004), correspondiente a una capa vegetal densa; por último se asignan valores característicos del sustrato respecto a la altura de succión, conductividad y déficit inicial, para considerar la acción de la infiltración de la precipitación en el techo verde.

Para la modelación del sistema de alcantarillado pluvial se siguieron los alineamientos de longitudes, cotas y materiales de los planos otorgados por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). El alcantarillado de la zona se compone tanto de tuberías en PVC como de un tramo box coulvert. También se asignan características relacionadas con forma (circular, box coulvert), profundidad, longitud y rugosidad (PVC, concreto). En la unión de cada ducto se constituye un pozo de inspección (nudo), cuyo objetivo es recibir el agua de lluvia proveniente de las cubiertas.

La Tabla 1 resume las características de las cubiertas, el alcantarillado y la precipitación implementados para la modelación en SWMM.

Tabla 1. Elementos de la modelación en SWMM.

Modelación en SWMM					
Conjuntos	Cubiertas		Sistema de alcantarillado		Lluvia
Subconjuntos	Techos verdes	Techos convencionales	Tuberías	Box coulvert	Pluviómetro
Características	Descarga Área Pendiente Ancho Coef. permeable Flujo entre áreas Escorrentía	Descarga Área Pendiente Ancho Coef. impermeable Flujo entre áreas Infiltración	Forma Profundidad Longitud Coef. Manning	Forma Profundidad Longitud Coef. Manning	Intensidad

A continuación se describe la relación existente entre las cubiertas, el sistema de alcantarillado y la lluvia. La Figura 5 presenta una esquematización del modelo realizado; en primera instancia, el pluviómetro es la idealización del proceso de precipitación. Dicho elemento asigna el hietograma que se mencionó anteriormente a cada una de las áreas modeladas, para simular el contacto entre la lluvia y la superficie de los techos de la zona en estudio. Una vez la precipitación está en las áreas, escurre (caso: techo convencional) o se infiltra (caso: techo verde) en la cubierta. Se realizan dos modelaciones: la primera sin considerar techos verdes y la segunda teniéndolos en cuenta. Cada

área que representa el techo está conectada con un pozo de inspección a través de una línea de descarga, la cual se encarga de conducir la precipitación de la cubierta al pozo. Después el agua de lluvia se transporta por gravedad a través de los ductos hasta los puntos de vertido al final de las líneas del sistema de alcantarillado.

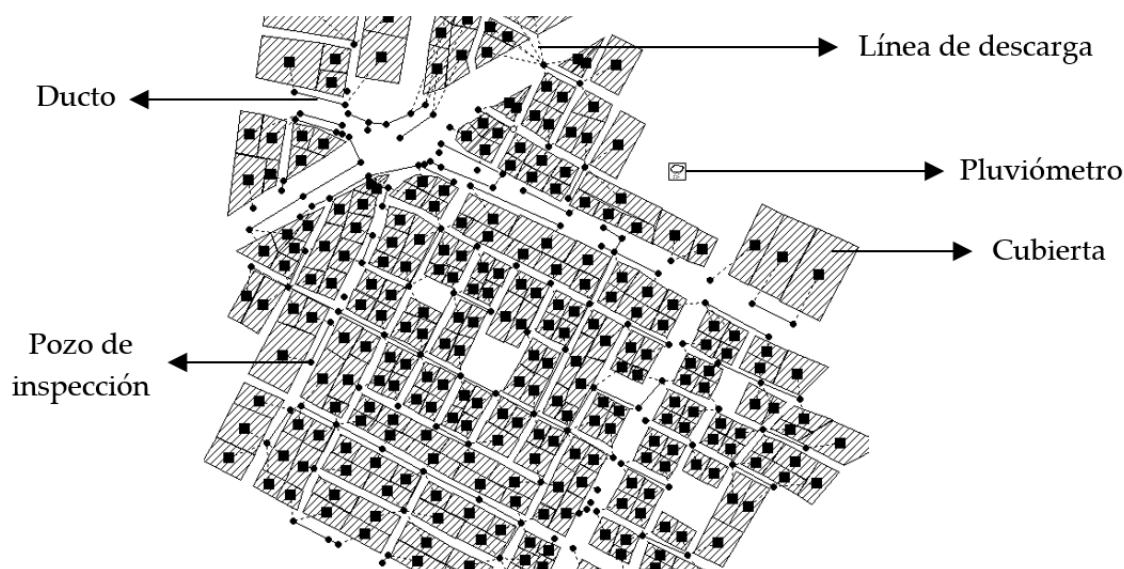


Figura 5. Relación entre los elementos del modelo computacional.

Prototipo de techo verde

El prototipo está constituido por un geotextil no tejido de polipropileno en la capa de drenaje del techo. Como material alternativo del sustrato se implementa humus, cascarilla de arroz, aserrín y arena. En cuanto a la capa vegetal, se implementan las especies *Sedum*, *Asparagus plumosus* y *Soleirolia*. Además, se diseña un simulador de lluvia, el cual proporciona agua pluvial al prototipo, extrayendo el líquido de un tanque enterrado mediante una conexión con una bomba centrífuga. De igual forma, se diseña un filtro de arena, por el cual pasa el agua de lluvia una vez es filtrada por el sustrato del techo verde. La Figura 6 muestra

una vista superior del prototipo con la numeración dada, con el fin de comprender la ubicación de cada una de las combinaciones de plantas y sustratos que se presentan en la Tabla 2.

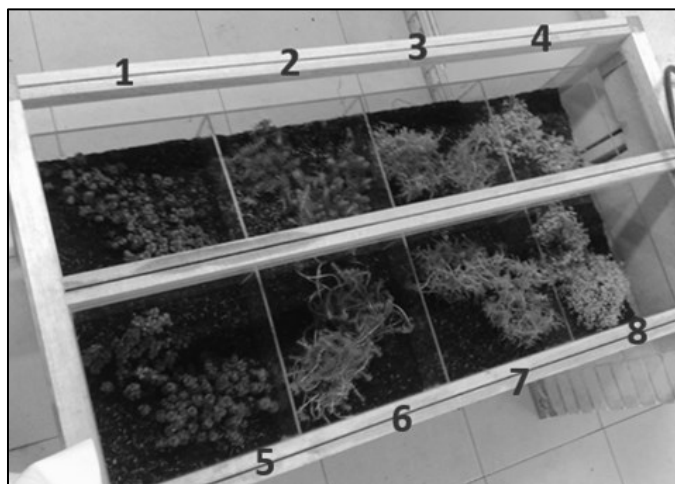


Figura 6. Asignación numérica de los cajones del prototipo de techo verde.

Tabla 1. Composición de los cajones del prototipo de techo verde.

Cajón	1	2	3	4
Planta	<i>Sedum 1</i>	<i>Sedum 2</i>	<i>Asparagus plumosus</i>	<i>Soleirolia</i>
Material alternativo	Humus (10%)	Cascarilla de arroz (10%)	Aserrín (10%)	Arena (10%)
Cajón	5	6	7	8
Planta	<i>Sedum 1</i>	<i>Sedum 2</i>	<i>Asparagus plumosus</i>	<i>Soleirolia</i>
Material alternativo	Humus (5%)	Cascarilla de arroz (5)	Aserrín (5%)	Arena (5%)

Por último, el agua de lluvia captada por el sustrato del techo verde pasa a través de un filtro de arena, compuesto en forma descendente por carbón activado (10 cm), arena lavada (10 cm), grava triturada (6 cm) y grava gruesa (5 cm). El propósito del filtro es disminuir la turbidez con la que el agua de lluvia se extrae del techo verde.

La Figura 7 presenta el prototipo de techo verde (a). Todos los sustratos están conformados por una mezcla de tierra de jardín y materiales alternativos al 10 y 5% del peso de la tierra, con el fin de obtener un sustrato de 10 cm de espesor. También se muestra el filtro de arena (b) implementado en el proceso de mejoramiento de la calidad del agua de lluvia. Los ensayos se realizaron entre el 30 de enero y el 24 de febrero de 2017.



Figura 7. Prototipo de techo verde (izquierda) y filtro de arena (derecha).

Los ensayos al prototipo incluyen la simulación de cinco precipitaciones características de Bogotá (30.6, 48, 64.56, 86.7, y 128.4 mm, respectivamente), las cuales están dentro del rango de valores de precipitaciones registradas en la capital colombiana sobre cada uno de los ocho compartimentos de techo verde que posee el prototipo. Se detiene el suministro de agua de lluvia a la media hora de iniciada la simulación y se mide el caudal de salida cada cinco minutos por una hora, registrando la cantidad de agua recolectada en dicho tiempo mediante un pluviómetro. También se miden las características de calidad de agua (conductividad, resistividad, sólidos en suspensión, salinidad, temperatura, pH, oxígeno y turbidez) antes y después de ser filtrada por el sustrato del techo verde.

Resultados

Se analizan tanto los resultados obtenidos en el programa *SWMM* como los resultados obtenidos de los ensayos con el prototipo de techo verde. Se presentan a continuación.

Modelación *SWMM* de la zona de afectación

Al comparar los lugares de inundación notificados por los residentes con los lugares inundados resultados en *SWMM*, se reconoce la carencia de algunas variables que no se tuvieron en cuenta, como la basura, conexiones erradas o fugas en el sistema. Se analiza el comportamiento de cada uno de los pozos inundados en el modelo mediante la comparación del nivel de inundación de dichos pozos con los resultados de los niveles de los mismos pozos con diferentes porcentajes de techos verdes implementados. Asimismo, se analiza la saturación de las tuberías actuales antes y después de la sustitución de los techos convencionales por techos verdes.

Los resultados arrojados por el programa *SWMM* indican en primera instancia los puntos de inundación para un periodo de retorno de tres años. La Figura 8 compara los puntos de inundación registrados por la comunidad (círculos pequeños), con las zonas inundadas resultado de la modelación (círculos grandes). Se presentan ocho áreas de inundación resultado del modelo. Según el mapa de la Figura 8, se presenta una mayor cantidad de inundaciones en la realidad. En la modelación realizada sólo se tuvieron en cuenta los parámetros descritos en la Tabla 1, pero la existencia de variables como fugas, conexiones erradas o

presencia de basura, que potencializan las inundaciones urbanas, repercuten en la proximidad del modelo y la realidad.

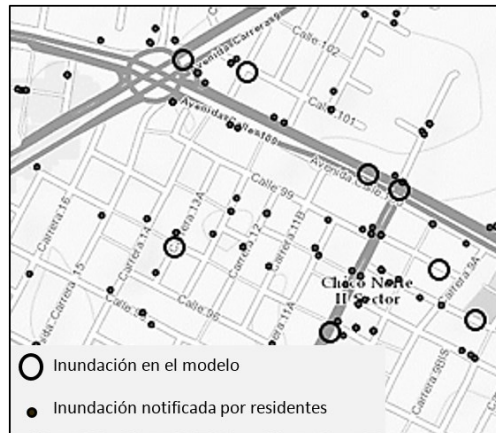


Figura 8. Comparación entre las zonas de inundación reales (puntos) y las zonas de inundación resultado del modelo (círculos).

Adicionalmente se hace el siguiente análisis: se tiene en cuenta dos pozos críticos, según los resultados de la anterior simulación (pozo 90 y pozo 146); un pozo de inspección tiene aportes de diferentes áreas de cubiertas; el análisis consiste en sustituir cierto porcentaje de techos convencionales a techos verdes, y observar el nivel de la inundación, después se incrementa el porcentaje de techos verdes hasta mitigar la inundación en los pozos.

La **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** muestra la relación entre la cantidad de techos verdes implementados y el nivel de la inundación en el pozo. Se sustituyen las cubiertas que aportan directamente agua pluvial en los pozos. El pozo 90 tuvo una disminución de la inundación de 88.9%, al sustituir la totalidad de techos verdes que incidían directamente sobre el pozo, para una sustitución total de 4 732.21 m² de cubierta. Es considerable la disminución en la inundación de este pozo al sustituir las cubiertas que drenan agua pluvial directamente sobre los mismos. Sin embargo, el pozo 146 tuvo una reducción de 9.5%, conservando el problema de las inundaciones urbanas.

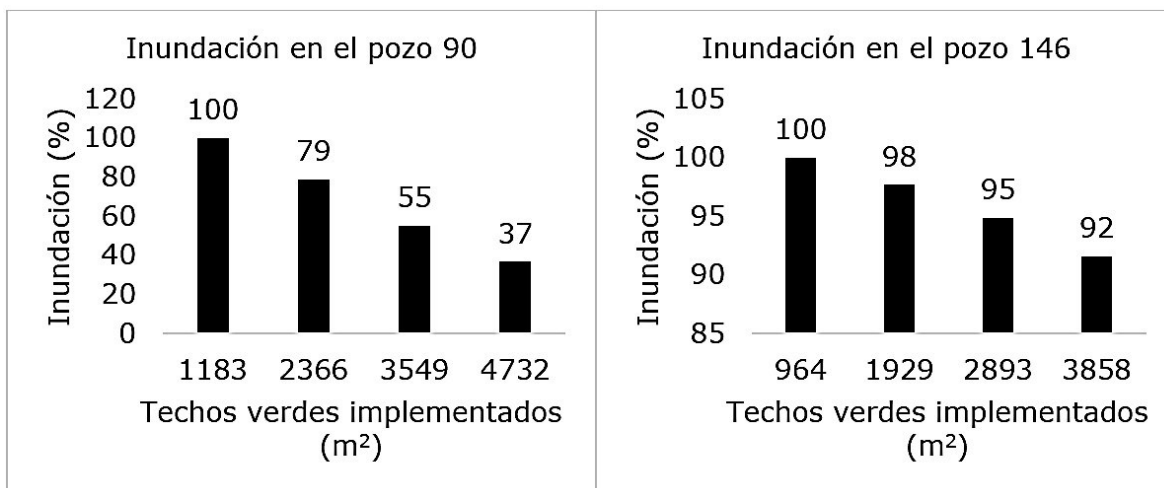


Figura 9. Comportamiento de fenómenos de inundación en función de la cantidad de techos verdes implementados.

En un sistema de alcantarillado pluvial que trabaja por gravedad, la acumulación del agua de lluvia tiende a aumentar en cotas inferiores, dado que los ductos deben tener la capacidad de manejar tanto los caudales que aportan las áreas impermeables de la zona circundante como los caudales de las áreas impermeables de cotas superiores. La probabilidad de inundación tiende a disminuir en función de la implementación de techos verdes no sólo en áreas circundantes a la zona de inundación sino también en zonas cuya cota sea superior a la del área que presenta la problemática.

Con el fin de contrarrestar las inundaciones urbanas, los techos verdes se consideran como una alternativa que debe involucrar a toda una comunidad. La colaboración y cooperación es el punto de partida en el cual se debe empezar a trabajar.

Para ilustrar el comportamiento de descarga de aguas lluvias en las tuberías con techos convencionales y con techos verdes en el modelo, se compara el sistema de alcantarillado pluvial de la zona de afectación en el instante en donde se presenta la máxima inundación. En la Figura 10, los ductos de tonalidad oscura indican una capacidad de drenaje normal, mientras que los ductos de tonalidad clara indican la saturación del tramo.

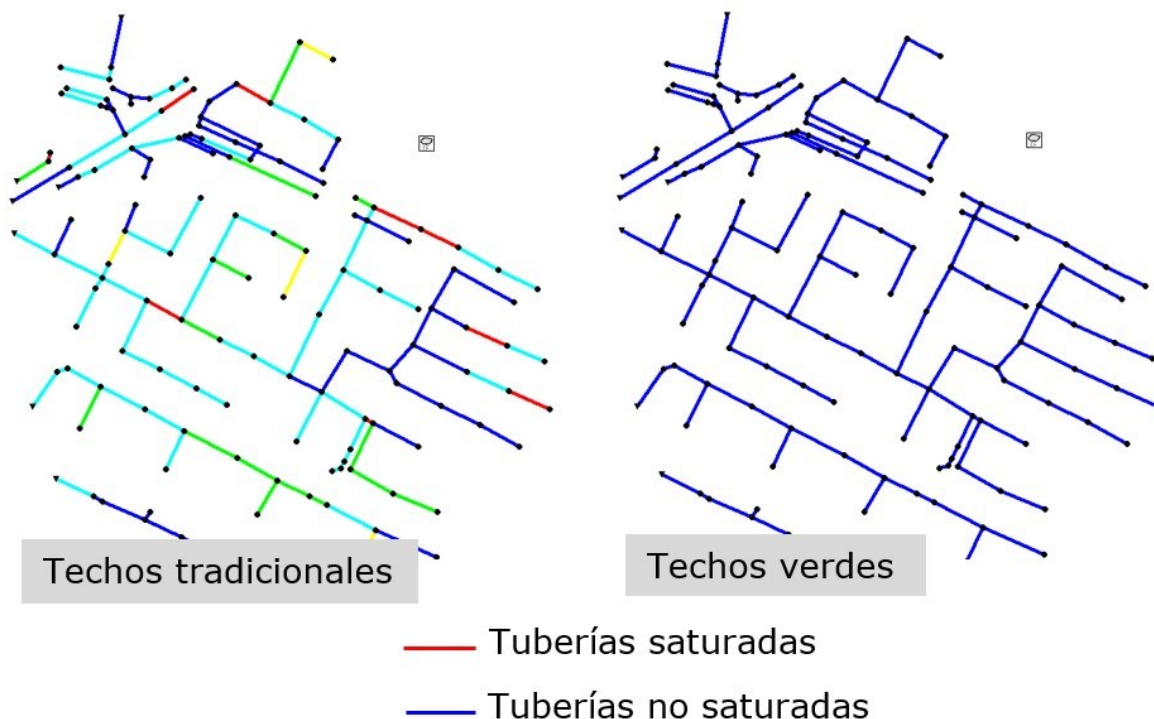


Figura 10. Comparación de tuberías en estado saturado (izquierda) con techos tradicionales y tuberías en estado normal (derecha) con techos verdes.

Prototipo de techo verde

En cuanto al prototipo de techo verde, se analiza la variación en la calidad del agua en función del tipo de planta sembrada, y los materiales alternativos mezclados junto con la tierra de jardín que conforma el sustrato de cada compartimento. También se analiza la capacidad de retención de agua pluvial de los sustratos del prototipo.

La función del techo verde radica en su capacidad de retención de agua pluvial como una alternativa para disminuir la probabilidad de inundaciones urbanas por empozamiento de agua pluvial. Esta

investigación propone como medida para gestión del recurso hídrico la reutilización del agua captada en actividades domésticas.

El agua pluvial, al filtrarse por el sustrato del techo verde modifica sus propiedades y se ven alteradas las condiciones de calidad del recurso. Los indicadores que poseen una evidente alteración son la conductividad, la resistividad, los sólidos en suspensión y el pH.

La Figura 11 y la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** presentan la variación de la conductividad y resistividad del agua filtrada, respectivamente. Se realizaron cinco simulaciones de lluvia, en las que se analizaron las propiedades del agua de lluvia antes de entrar al techo verde y una vez es filtrada por el mismo.

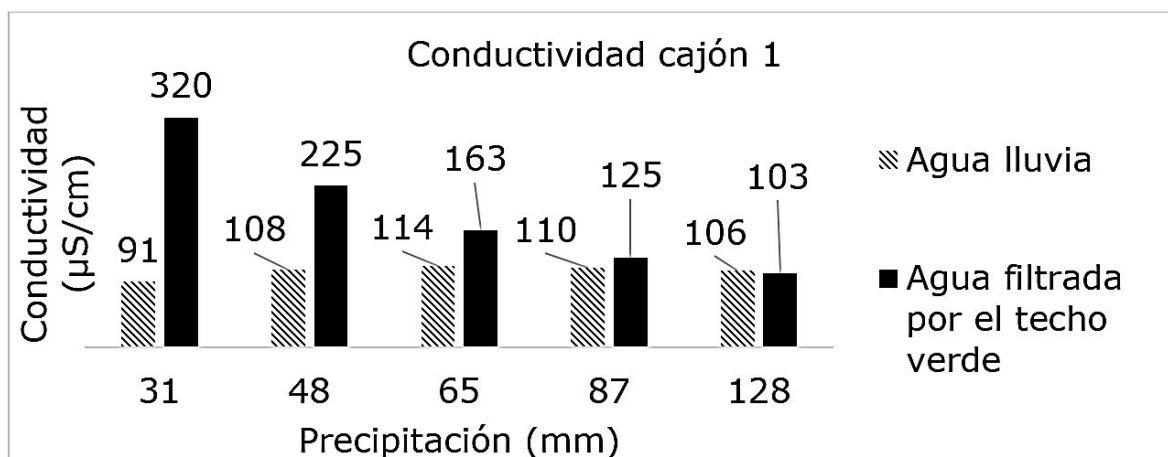


Figura 11. Cajón con comportamiento satisfactorio en cuanto a conductividad.

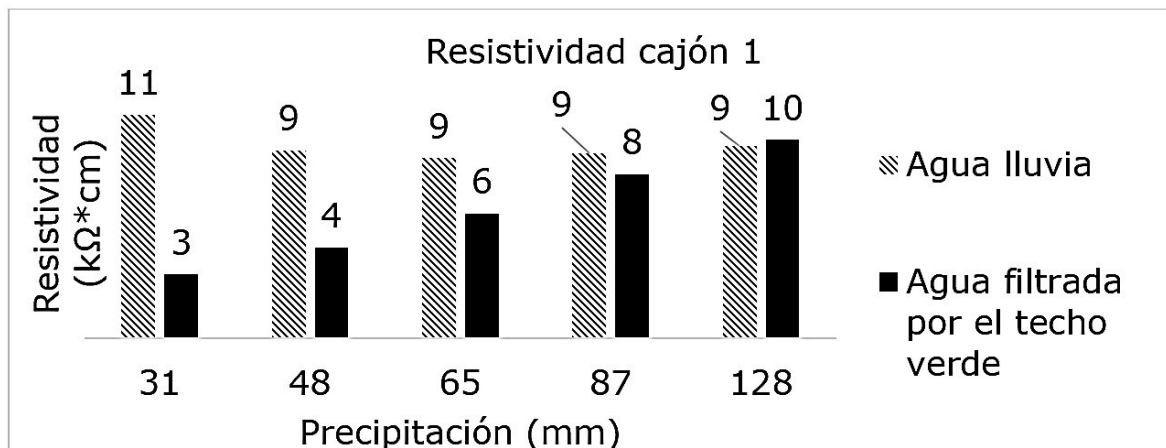


Figura 12. Cajón con comportamiento satisfactorio en cuanto a resistividad.

En el cajón 1, conformado por tierra de jardín y 10% de humus, se observa que el agua de lluvia una vez es filtrada a través del techo verde aumenta su conductividad y disminuye su resistividad. Después de realizar cinco simulaciones, los valores tanto de conductividad como de resistividad se estabilizan, alcanzando un valor similar al del agua de lluvia antes de filtrarse por el techo verde.

Cuando el agua de lluvia atraviesa el techo verde capta partículas de tierra de jardín y humus, por lo que incrementa la capacidad de conducir electricidad, razón por la cual su conductividad aumenta y por ende disminuye su resistividad. La **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** muestra el comportamiento de los sólidos en suspensión tanto del agua de lluvia como del agua filtrada por el techo verde; se evidencia que en las primeras simulaciones aumentan los sólidos suspendidos respecto al agua de lluvia, aunque al igual que en los dos primeros parámetros, después de cinco simulaciones de precipitación, los valores tienden a estabilizarse.

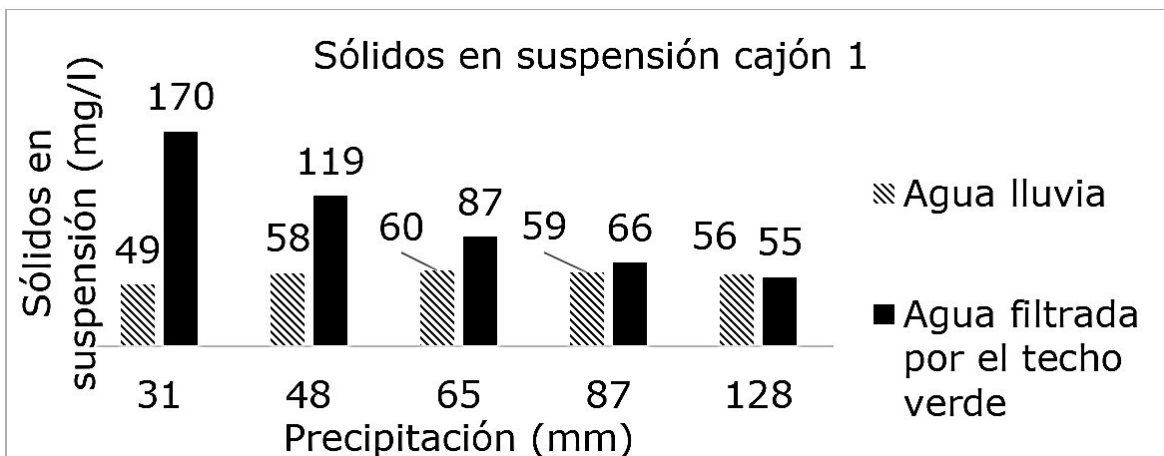


Figura 13. Cajón con comportamiento satisfactorio en cuanto a sólidos en suspensión.

El pH es una medida que indica el nivel de alcalinidad o acidez del agua, un parámetro importante a tener en cuenta en el consumo del agua potable, cuyo pH debe oscilar “entre 6 y 8.5” (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2000). Los resultados arrojados indican que el aserrín junto con la planta *Asparagus plumosus*, y la arena junto con la planta *Soleirolia* son eficientes en el control del pH del agua de lluvia, sin embargo estas plantas no poseen características de resistir ambientes extremos.

Para suministrar de agua de lluvia al prototipo se utiliza un tanque que almacena la precipitación; mediante una bomba se hace llegar el líquido a los compartimentos. Dado que durante la época de los ensayos no se presentaron eventos de precipitación, el agua empozada aumentó su acidez, por esta razón los valores de pH disminuyeron de modo paulatino.

Se evidencia la similitud entre el pH del agua filtrada y el pH del agua de lluvia, lo cual indica que el aserrín (ver **iError! No se encuentra el origen de la referencia.**) y la arena (ver Figura 15) en una mayor proporción podrían controlar de forma eficiente el pH y podría elevar este parámetro al ser filtrada por el techo; sin embargo, cabe la posibilidad de que al aumentar el porcentaje de arena en el sustrato del techo su capacidad de drenaje se vea afectada.

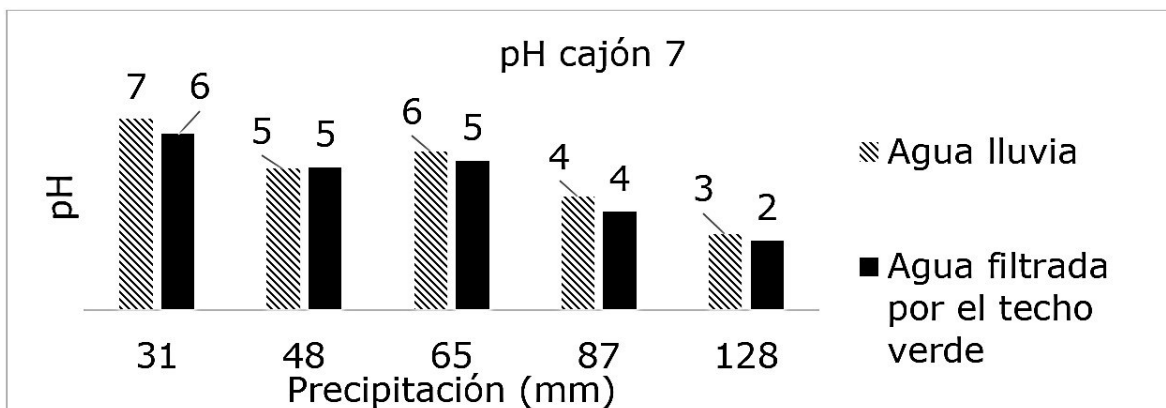


Figura 14. Cajón con comportamiento satisfactorio en cuanto a pH (aserrín).

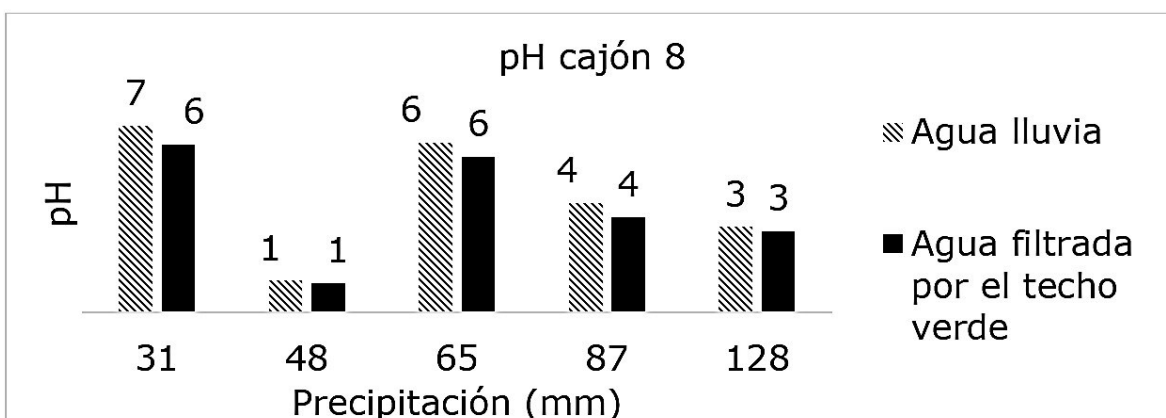


Figura 15. Cajón con comportamiento satisfactorio en cuanto a pH (arena).

El comportamiento de la turbidez del agua se debe al filtro de arena, el cual fue retro lavado para la segunda simulación de precipitación; a partir de este punto, la turbidez desciende, dado que se incluye un porcentaje mayor de carbón activado y no se vuelve a retro lavar en el resto de simulaciones.

Los techos verdes, aparte de controlar las condiciones del agua, como se analizó, también deben permitir el paso del agua de lluvia a una tasa que garantice la menor cantidad de escorrentía generada, puesto que la

principal razón de adoptar techos verdes es contrarrestar problemas de inundación urbana.

Los materiales alternativos con mayor índice de escorrentía son la arena y el humus. Por otro lado, la cascarilla de arroz y el aserrín obtuvieron altas tasas de infiltración respecto a los otros dos materiales estudiados. La **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** compara el comportamiento característico de la cascarilla de arroz como material de infiltración, expuesta a una precipitación de 128.4 mm/min.

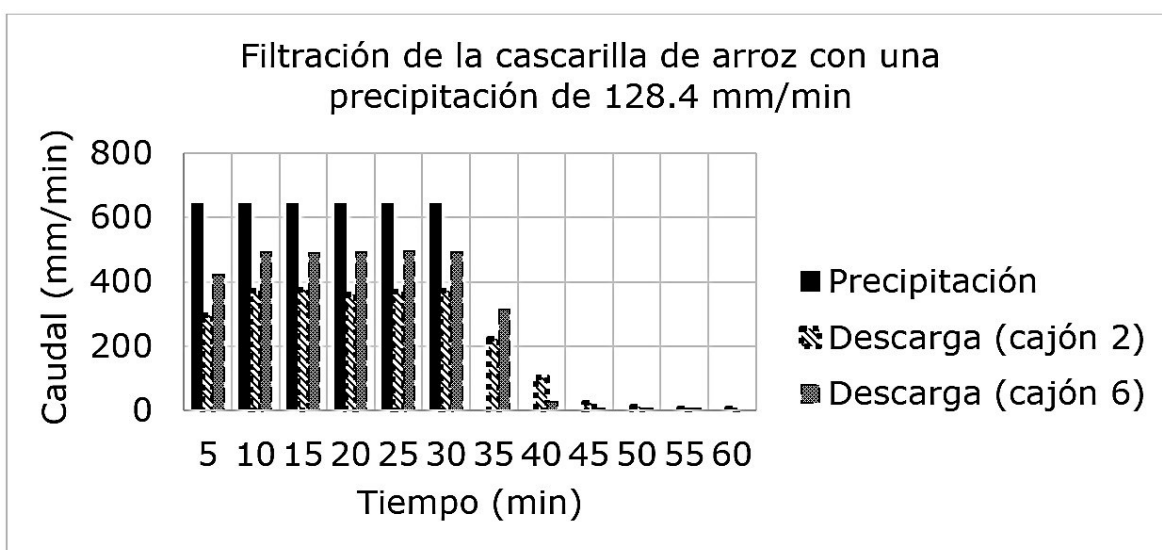


Figura 16. Comportamiento satisfactorio hidráulico del sustrato.

El cajón 2 (10% de cascarilla de arroz) presenta una captación mayor de agua de lluvia. Aunque se pueda pensar que una mayor capacidad de retención de agua es eficiente, el exceso en la captación del recurso puede generar inundaciones internas en el techo, lo que implica que se genere una escorrentía elevada. Por tal motivo se considera que el cajón 6 (5% de cascarilla de arroz) presenta condiciones satisfactorias de infiltración en el prototipo de techo verde.

Discusión y conclusiones

La modelación de la zona de afectación realizada en el *software SWMM* simula un proceso de inundación, el cual se atenúa con la implementación de techos verdes; sin embargo, en el área se presenta mayor cantidad de eventos de inundación registrados por los residentes que los eventos resultados de la modelación. La basura, conexiones erradas o fugas son parámetros que no son tenidos en cuenta para el modelo; estos elementos son potenciales generadores de inundaciones, dado que afectan el flujo del agua en los ductos o aportan caudal extra a las tuberías del alcantarillado.

Aunque los techos verdes pertenecen a los sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS), su función para contrarrestar las inundaciones se ve limitada por el caudal de entrada en el punto de inundación. Como se analizó en el caso de estudio de la localidad de Chapinero, las cubiertas sustituidas por techos verdes en el área circundante de la zona en donde se genera la inundación en ocasiones no son suficientes para mitigar este problema. Se debe reducir el caudal de entrada al ducto, con el fin de reducir la probabilidad de la saturación del mismo y, para ello, en la implementación de esta tecnología, las participaciones de estructuras situadas en cotas superiores contribuyen a contrarrestar dicha problemática.

Al ensayar diferentes sustratos de techos verdes ante distintas intensidades de precipitación, se obtuvieron datos de calidad de agua de lluvia antes y después del proceso de filtración a través del techo verde. Se encontró que después de cinco simulaciones de precipitación, el sustrato pasa a una condición en donde características como la conductividad, resistividad, salinidad, sólidos en suspensión y contenido de oxígeno permanecen constantes después del filtrado. Sin embargo, el pH tiende a disminuir. El aserrín y la arena como materiales alternativos fueron eficientes en el control del nivel de pH presente en el agua de lluvia.

Dentro de los factores que afectan la calidad del agua de escorrentía se incluye el sustrato, las plantas, las fuentes de contaminación local, la cantidad de lluvia, la fertilización y mantenimiento, la edad del techo verde, y las propiedades físicas y químicas de los contaminantes (Vijayaraghavan, Reddy, & Yun, 2019).

Los valores obtenidos de pH tienden a estar en el rango de 6.19 a 6.24 para los techos verdes que consideran las plantas *Asparagus plumosus* y *Soleirolia*, y los sustratos conformados por arena y aserrín, dado que son las alternativas que controlan de una manera más eficiente este indicador respecto a las demás propuestas. Otras investigaciones arrojan resultados promedio de pH para techos verdes con plantas *Sedum* de 6.64 (Todorov, Driscoll, Todorova, & Montesdeoca, 2018) en la ciudad de New York, EUA; 6.95 (Buffam, Mitchell, & Durtsche, 2016) en el estado de Ohio, EUA; 7.05 (Wang, Tian, & Zhao, 2017) en la ciudad de Tianjin, China, y 6.4 (Sultana, Akib, & Ashraf, 2017) en Malasia. Cabe agregar que los niveles de pH dependen asimismo del nivel de contaminación que presente la ciudad.

La turbidez del agua de lluvia después de ser filtrada por el sustrato tiende a aumentar, dada la presencia de material propio del medio de crecimiento. Una medida para controlar dicho parámetro es la implementación de un filtro de arena, el cual, después de uso frecuente, requiere de un proceso de retro lavado. Se recomienda utilizar un mecanismo eficiente para el retro lavado del filtro cada vez que ocurra un evento de precipitación, con el fin de garantizar la efectividad del filtro.

Por otro lado, se observó en la experimentación de esta investigación que el nivel de conductividad inicial considera valores de aproximadamente 320 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para un techo verde con humus y plantas *Sedum*, que después de cinco simulaciones de precipitación llega a estabilizarse en 106.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor cercano al del agua de lluvia calculado en 103 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En otras investigaciones se resaltan valores cercanos de 100.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Sultana *et al.*, 2017), considerando una capa vegetal de especie *Ptylathus* en Malasia; de 225 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Zhang *et al.*, 2014) en Chongqing, China, para un techo con plantas *Sedum*, y de 152 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Buffam *et al.*, 2016) en el estado de Ohio, EUA.

Los techos verdes poseen la capacidad de retener agua pluvial en su sustrato. Tanto el humus como la arena, al entrar al contacto con el agua, crean una especie de sello impermeable que impiden el flujo del agua, demorando su paso a través del techo; por el contrario, la cascarilla de arroz y el aserrín poseen tasas de infiltración altas con respecto al humus y la arena. La cascarilla de arroz genera un 33% menos de esorrentía que el aserrín en precipitaciones de 128.4 mm/min.

Las características de retención dependen ampliamente del espesor y materiales utilizados para el medio de crecimiento y del nivel de la precipitación del lugar. El sustrato que considera como material alternativo la cascarilla de arroz presenta variaciones en cuanto al porcentaje de retención, que oscila entre 23% (cajón 2) y 42% (cajón 6). Se han encontrado diferentes estudios que analizan la capacidad de retención de los techos verdes y se encuentra un rango de porcentajes amplio, que abarca porcentajes de 12 a 17% para un techo verde de 15 cm de espesor de sustrato, plantas *Sedum* y monitoreado en la ciudad de Portland, Oregon, EUA (Spolek, 2008); de 51% para un sustrato de 20 cm analizado en la ciudad de Génova, Italia (Palla, Gnecco, & Lanza, 2010); de 65.7% en un medio de crecimiento de 17 cm y plantas de biomasa analizado en la ciudad de Manchester, Reino Unido (Speak, Rothwell, Lindley, & Smith, 2013); y de 76.4 con un sustrato de 15 cm y plantas *Sedum* analizado en la ciudad de Beijing, China (Yang, Li, Sun, & Ni, 2015).

Agradecimientos

El autor agradece al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS), por la confianza y el apoyo brindado durante los seis meses en los que se desarrolló la investigación, en el marco de la convocatoria 743 "Jóvenes investigadores e innovadores 2016"; a los residentes de las localidades de Usaquén y Chapinero por su participación en las encuestas realizadas; a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), por proporcionar información vital en el desarrollo del modelo de la zona de afectada en *SWMM*; a los integrantes del semillero EcoCivil, por sus aportes para el desarrollo de la investigación.

Referencias

Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., & Smith, C. L. (2013). Rainwater runoff retention on an aged intensive green roof. *Science of the Total Environment*, 461-462, 28-38. Retrieved from <http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=e med11&NEWS=N&AN=2013359896>

- Almanza, G. (2017). *Caracterización general del escenario de riesgo por inundación*. Bogotá, Colombia: Instituto Distrital de Gestión de Riesgos y Cambio Climático.
- Anderson, M., Lambrinos, J., & Schroll, E. (2010). The potential value of mosses for stormwater management in urban environments. *Urban Ecosystems*, 13(3), 319-332. Retrieved from <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0121-z>
- Banco Mundial. (2012). Análisis de la gestión del riesgo de desastres en Colombia: un aporte para la construcción de políticas públicas. En: *Sistema Nacional de Información Para La Gestión del Riesgo de Desastres*, 438. Retrieved from <https://doi.org/333.3109861/A56>
- Bernal-Pedraza, A. Y. (2010). Gestión del agua - una preocupación de las empresas ambientalmente responsables. *Universidad & Empresa*, (19), 87-106.
- Blackhurst, M., Hendrickson, C., Asce, D. M., Matthews, H. S., & Asce, A. M. (2010). Cost-effectiveness of green roofs. *Journal of Architectural Engineering*, 16(December), 136-143. Retrieved from [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000589](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000589)
- Buffam, I., Mitchell, M. E., & Durtsche, R. D. (2016). Environmental drivers of seasonal variation in green roof runoff water quality. *Ecological Engineering*, 91, 506-514. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.044>
- Consejo de Bogotá. (2009). *Acuerdo 418 de 2009*. Bogotá, Colombia: Consejo de Bogotá.
- Conte, G., Bolognesi, A., Bragalli, C., Branchini, S., De Carli, A., Lenzi, C., Masi, F., Massarutto, A., Pollastri, M., & Principi, I. (2012). Innovative urban water management as a climate change adaptation strategy: Results from the implementation of the project "Water against climate change (wataclac)". *Water*, 4(4), 1025-1038. Retrieved from <https://doi.org/10.3390/w4041025>
- DPAE, Departamento de Prevención y Atención de Emergencias. (2012). *Inundaciones Bogotá*. Bogotá, Colombia.
- El Espectador. (2016). *Inundaciones en Bogotá por fuertes lluvias*. Bogotá, Colombia: El Espectador.

- El Tiempo. (2015). *Barrios de seis localidades afectados tras fuerte granizada en Bogotá*. Bogotá, Colombia: El Tiempo.
- El Tiempo. (2016). *Fuertes inundaciones por lluvia en Bogotá*. Bogotá, Colombia: El Tiempo.
- Environmental Protection Agency, Water Supply and Water Resources Division, Efr, C. D. & M. Inc. (2004). *Manual del usuario-SWMM*. Washington, DCM, USA: Water Supply and Water Resources Division, Efr, C. D., & M. Inc.
- Fernández-Colón, G. (2009). La crisis del agua en América Latina. *Revista Estudios Culturales*, 2(4), 80-96.
- Universidad Militar Nueva Granada, & Secretaría Distrital de Ambiente. (2008). *Formulación del plan de ordenación y manejo de la cuenca del río salitre en el perímetro urbano del distrito capital*, (080), 438-757. Bogotá, Colombia: Universidad Militar, Secretaría de Medio Ambiente.
- Green Building Consul. (2017). *LEED*. Washington, DC, USA: Green Building Consul.
- Hashemi, S. S. G., Mahmud, H. B., & Ashraf, M. A. (2015). Performance of green roofs with respect to water quality and reduction of energy consumption in tropics: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 669-679. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.163>
- Herrera, J. A. (2016, March 16). Construcción en Bogotá registró 8,2 millones de m² en proceso de construcción en 2015. *Observatorio de Desarrollo Económico*. Retrieved from <http://observatorio.desarrolloeconomico.gov.co/construccion-construccion-bogota/construccion-en-bogota-registro-82-millones-de-m2-en-proceso-de>
- Hoyos-Giraldo, R., Acevedo Correa, L.M., & Álvarez Cuadrado, A.D. (2014). Application of green roofs locally as a solution to the deficit of green areas in Medellín, 1-18. Medellín, Colombia: Universidad de Medellín.
- Johnston, J., & Newton, J. (2004). *Building green. A guide to using plants on roofs, walls and pavements, The Queen's Walk, London*. London, UK: Greater London Authority.

- Kamal, B. (2016). *Falta de agua preocupa a Medio Oriente y Magreb*. New York, USA: Inter Press Service.
- Kravits, R. (2007). Green begins from the roof down. *Campus Facility Maintenance*, 4(2), 34-36.
- Kroes, P. (2012). Technical artefacts: Creations of mind and matter. *A Philosophy of Engineering Design, Philosophy of Engineering and Technology*, 6, 127-161.
- López, G., García, M. M., Gameros, L. A., & De la Rocha, A. P. (2015). Uso de un sistema de ahorro de agua para conservar ecosistemas para el recurso hídrico. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(6), 125-135. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v6n6/2007-2422-tca-6-06-00125.pdf>
- López-Patiño, G., Martínez-Solano, J., Fuertes-Miquel, V., & López-Jiménez, A. (2011). Dimensionado de depósitos domésticos de aguas pluviales utilizando series temporales de datos. *Tecnología y ciencias del agua*, 2(1), 51-64.
- Martínez-Austria, P. F., & Vargas-Hidalgo, A. (2016). Modelo dinámico adaptativo para la gestión del agua en el medio urbano. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(4), 139-154. Retrieved from <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85030454836&partnerID=40&md5=23b782c675ac16be3d810bc077da05dc>
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2000). *Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico*. Bogotá, Colombia: Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Minke, G. (2004). *Techos verdes. Planificación, ejecución, consejos prácticos*. Montevideo, Uruguay: Editorial Fin de Siglo.
- Nawaz, R., McDonald, A., & Postoyko, S. (2015). Hydrological performance of a full-scale extensive green roof located in a temperate climate. *Ecological Engineering*, 82, 66-80. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.061>
- Niño-Fierro, K. N. (2012). *Análisis para la gestión del riesgo de inundaciones en Bogotá: un enfoque desde la construcción social del riesgo*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana.

- Observatorio Ambiental de Bogotá. (2016). *Precipitación Mensual - PMPLL*. Bogotá, Colombia: Observatorio Ambiental de Bogotá.
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2015). *Objetivos de Desarrollo Sostenible*. San Francisco, USA: Organización de las Naciones Unidas.
- Oviedo, N., & Torres, A. (2014). Atenuación hídrica y beneficios hidrológicos debido a la implementación de techos verdes ecoproductivos en zonas urbanas marginadas. *Ingeniería y Universidad*, 18(2), 291-308. Retrieved from <https://doi.org/10.11144/Javeriana.IYU18-2.hahb>
- Palla, A., Gnecco, I., & Lanza, L. G. (2010). Hydrologic restoration in the urban environment using green roofs. *Water*, 2(2), 140-154. <https://doi.org/10.3390/w2020140>
- Peña-Guzmán, C. A. (2016). El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 57-71.
- Psencik, C., & Heller, R. (2012). Is your building conducive to the installation of a green roof? *Operations Management*, 17(2), 30-31.
- RCN, Radio Cadena Nacional. (2017). *Fuertes lluvias en Bogotá dejaron deslizamientos, vehículos atrapados e inundaciones*. Bogotá, Colombia: Radio Cadena Nacional.
- Rivera, P., & Aguila, A. G. (2015). La gestión integral del agua en zonas urbanas: caso de estudio Zacatecas-Guadalupe, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(3), 125-142.
- Rosatto, H., Botta, G., Becerra, A., Tardito, H., & María, L. (2016). Problemáticas del cambio climático en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires - aportes de las cubiertas vegetadas en la regulación térmica/Climate change difficulties in the Buenos Aires city contribution of green roofs in regulating the thermal change. *Fca Uncuyo*, 48(1), 197-209.
- Saadatian, O., Sopian, K., Salleh, E., Lim, C. H., Riffat, S., Saadatian, E., Toudeshki, A., & Sulaiman, M. Y. (2013). A review of energy aspects of green roofs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 23, 155-168.

- Secretaría de Hacienda. (2017). *Tendencia demográfica*. Retrieved from <http://www.institutodeestudiosurbanos.info/endatos/0100/0120/01211.htm>
- Secretaría Distrital de Ambiente. (2011). *Guía de techos verdes en Bogotá*. Bogotá, Colombia: Secretaría Distrital de Ambiente.
- Spolek, G. (2008). Performance monitoring of three ecoroofs in Portland, Oregon. *Urban Ecosystems*, 11(4), 349-359. Retrieved from <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0061-z>
- Sultana, M. N., Akib, S., & Ashraf, M. A. (2017). Thermal comfort and runoff water quality performance on green roofs in tropical conditions. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1(1), 47-55. Retrieved from <https://doi.org/10.1080/24749508.2017.1301058>
- Sun, C. Y., Lin, Y. J., Sung, W. P., Ou, W. S., & Lu, K. M. (2012). Green roof as a green material of building in mitigating heat island effect in Taipei City. *Applied Mechanics and Materials*, 193-194, 368-371. Retrieved from <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.193-194.368>
- Teemusk, A., & Mander, Ü. (2011). The Influence of green roofs on runoff water quality: A case study from Estonia. *Water Resources Management*, 25(14), 3699-3713. Retrieved from <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9877-z>
- Todorov, D., Driscoll, C. T., Todorova, S., & Montesdeoca, M. (2018). Water quality function of an extensive vegetated roof. *Science of the Total Environment*, 625, 928-939. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.085>
- Vijayaraghavan, K., Reddy, D. H. K., & Yun, Y. S. (2019). Improving the quality of runoff from green roofs through synergistic biosorption and phytoremediation techniques: A review. *Sustainable Cities and Society*, 46(September 2018). Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.12.009>
- Wang, X., Tian, Y., & Zhao, X. (2017). The influence of dual-substrate-layer extensive green roofs on rainwater runoff quantity and quality. *Science of the Total Environment*, 592, 465-476. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.124>
- Wilkinson, S., Lamond, J., Proverbs, D. G., Sharman, L., Heller, A., & Manion, J. (2015). Technical considerations in green roof retrofit

- for stormwater attenuation in the Central Business District. *Structural Survey*, 33(1), 36-51. Retrieved from <https://doi.org/10.1108/SS-07-2014-0031>
- Yan, B. (2011). The research of ecological and economic benefits for green roof. *Applied Mechanics and Materials*, 71-78, 2763-2766. Retrieved from <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.71-78.2763>
- Yang, W. Y., Li, D., Sun, T., & Ni, G. H. (2015). Saturation-excess and infiltration-excess runoff on green roofs. *Ecological Engineering*, 74, 327-336. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.023>
- Zhang, Q., Wang, X., Hou, P., Wan, W., Li, R., Ren, Y., & Ouyang, Z. (2014). Quality and seasonal variation of rainwater harvested from concrete, asphalt, ceramic tile and green roofs in Chongqing, China. *Journal of Environmental Management*, 132, 178-187. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.009>
- Zielinski, S., Carlos, J., Paternina, V., & Marta, S. (2012). Green roofs: A feasible tool for environmental management in the hospitality sector of El Rodadero, Santa Marta? *Gestión y Ambiente*, (1), 91-104.

DOI: 10.24850/j-tyca-2019-05-12

Artículos

**Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos
que realizan los humedales artificiales para la remoción
de nitrógeno y fósforo**

**State of art: A current review of the mechanisms that
make the artificial wetlands for the removal of nitrogen
and phosphorus**

Viviana M. Arteaga-Cortez¹

Abel Quevedo-Nolasco²

David H. del Valle-Paniagua³

Martiniano Castro-Popoca⁴

Ángel Bravo-Vinaja⁵

Jorge A. Ramírez-Zierold⁶

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México-
Texcoco km 36.5, Estado de México, México, varteaga@colpos.mx,
ORCID: 0000-0002-3002-6063

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México-
Texcoco km 36.5, Estado de México, México, anolasco@colpos.mx

³Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México-
Texcoco km 36.5, Estado de México, México, dhvallep@colpos.mx,
ORCID: 0000-0003-4383-4323

⁴Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México-
Texcoco km 36.5, Estado de México, México, mcastro@colpos.mx

⁵Maestría en Innovación en el Manejo de Recursos Naturales, Campus
San Luis Potosí, Colegio de Postgraduados, San Luis Potosí, México,
abravo@colpos.mx, ORCID: 0000-0001-8806-0275

⁶Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México, jramirezzirold@yahoo.com.mx, ORCID: 0000-0001-8094-1852

Autor para correspondencia: Viviana M. Arteaga-Cortez,
varteaga@colpos.mx

Resumen

El tratamiento de aguas residuales por medio de los humedales artificiales se utiliza como una tecnología verde que surge de la necesidad de replicar los beneficios ecosistémicos de los humedales naturales para tratar diversos afluentes de aguas residuales. Este trabajo presenta una revisión bibliográfica acerca de los diferentes tipos de humedales artificiales y sus procesos depurativos. Si bien existen muchos estudios sobre humedales artificiales, es necesario realizar una sinergia de dicha información. No obstante, aunque los humedales artificiales son una frecuente práctica de gestión para la mitigación de contaminantes provenientes de escorrentía agrícola y municipal, en muchos países faltan estudios comparativos sobre su eficiencia depurativa y el mantenimiento a los mismos, así como profundizar en la investigación de sustratos alternativos y detallar medidas preventivas para la evitar la colmatación del sustrato.

Palabras clave: tratamiento de aguas residuales, humedales construidos, remoción, nitrógeno, fósforo.

Abstract

The wastewater treatment through artificial wetlands is used as a green technology, arising from a need to replicate the eco-systemic benefits of natural wetlands, to treat various effluents of wastewater. This work presents a bibliographic review about the different types of artificial wetlands and their depurative processes. Even though there are many studies on artificial wetlands, the information, so that is necessarily make to a synergy of this information. Although artificial wetlands are a frequent management practice for the mitigation of pollutants from agricultural and municipal runoff, in many countries, comparative studies on their purification efficiencies, their maintenance, as well as in

deepen the investigation of alternative substrates, and preventive measures to avoid the clogging of the substrate, are needed.

Keywords: Wastewater treatment, constructed wetlands, removal, nitrogen, phosphorus.

Recibido: 22/02/2017

Aceptado: 26/04/2019

Introducción

Un grave problema en la actualidad es la contaminación de corrientes y cuerpos de agua, los cuales son receptores de vertidos de carácter doméstico, industrial y agrícola, vertiéndose directamente sin ningún tipo de tratamiento a las corrientes naturales y los cuerpos de agua (Cloter, Mazari, & De Anda, 2006).

El problema es el detrimento de la calidad del agua de los lagos y embalses que presentan niveles importantes de concentración de materia orgánica, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, nutrientes, compuestos tóxicos y microorganismos de interés sanitario. Los vertidos de las industrias agroalimentarias, zonas rurales, urbanas y turísticas se caracterizan por el aporte de altas cargas orgánicas. Por esto, el reúso de estas aguas para riego agrícola trae como consecuencia riesgos colaterales para la salud de la población, en función de las concentraciones de contaminantes (Ramírez-Carrillo, Luna-Pabello, & Arredondo-Figueroa, 2009). Estas aguas residuales exigen tratamientos, que en su mayoría son costosos y con alto impacto ambiental en su construcción e implementación. En tal sentido, la gestión de aguas residuales tanto en zonas rurales como urbanas constituye un reto debido tanto a la falta de infraestructura adecuada como capacidad económica.

El tratamiento de las aguas residuales es vital y va encaminado al uso de ecotecnologías o tecnologías adecuadas que utilicen o imiten a la naturaleza, y así aprovechar algunos componentes de la misma, como biota y suelos. Los humedales artificiales son sistemas específicamente diseñados y construidos por el hombre para el tratamiento de aguas residuales, donde se aumentan las capacidades depuradoras de la vegetación y con ello la eficacia del sistema, al optimizar los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en los ecosistemas de humedales naturales (Vymazal & Brix, 1998). La remoción de nitrógeno inicia con la transformación del nitrógeno orgánico (N_{Org}) a nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) vía la amonificación. El $N-NH_4^+$ puede ser asimilado por las raíces de las plantas o los microorganismos, volatilizarse si el sistema presenta un pH superior a 8 o bien oxidarse a nitrato (NO_3^-) (nitrificación) por acción de las bacterias amonio-oxidantes y nitrito-oxidantes. El último paso es la reducción del NO_3^- a nitrógeno molecular (N_2) bajo condiciones anóxicas/anaerobias (desnitrificación) (Torres-Bojorges, Zurita, & Tejeda, 2017).

Con la finalidad de depurar altas cargas orgánicas surgen los humedales denominados humedales artificiales de alta tasa (HAAT), los cuales utilizan como sustrato elementos de plástico, consiguiendo alta porosidad para tratar aguas residuales. La diversidad de vegetación es un factor importante respecto a la capacidad de eliminación de contaminantes en humedales. La rizósfera de las macrófitas estimula el crecimiento de las comunidades microbianas, por lo tanto, cualquier modificación de la diversidad de la planta y su hábitat lleva a cambios en la comunidad microbiana, y consecuentemente a la eficiencia de remoción de contaminantes (Corzo, Sanabria, & García, 2016).

El objetivo principal de este documento es revisar y discutir acerca del estado actual de los humedales artificiales, los distintos tipos de humedales, y sobre todo la tecnología dirigida a la eliminación de nitrógeno y materia orgánica.

Materiales y métodos

Se realizó una búsqueda exhaustiva de literatura para recopilar estudios que proporcionaran mayor información sobre “constructed wetlands”. Elsevier, Ebsco, Springer, Science Citation Index Expanded (SCIE) y Social Sciences Citation Index (SSCI) del Web of Science (WOS) y Scopus fueron las bases de datos utilizadas para la recopilación de tales estudios. Los resultados de la búsqueda en línea comprenden estudios realizados hasta el 1º de agosto de 2018.

Humedales naturales y artificiales

Se denomina humedal natural a todas aquellas áreas que están inundadas por aguas dulces o saladas, de forma temporal o permanente, y que presentan una vegetación típica adaptada para vivir en condiciones de suelo saturado (Vymazal & Brix, 1998). Los ecosistemas ribereños actúan como sumidero de nutrientes para escurrimiento de tierras altas y, por lo tanto, estos humedales son zonas de amortiguamiento importantes entre tierras agrícolas y arroyos. Existen algunas técnicas de mitigación más comúnmente utilizadas en el campo para prevenir la entrada de plaguicidas en los cuerpos de agua, como los bordes de campo; barreras vegetativas (franjales de vegetación densa, que funcionan como una barrera porosa filtrante para el agua de escorrentía) (Vymazal & Březinová, 2015); zanjas con vegetación, y humedales artificiales (HA). Los humedales artificiales proporcionan una superficie para el crecimiento de los microorganismos encargados de la filtración y adsorción de los contaminantes, además de inhibir el crecimiento de algas.

Los humedales artificiales se clasifican en humedales de flujo libre o sistemas de plantas de libre flotación (FL), y humedales subsuperficiales o sistemas de plantas con raíces emergentes (FSS), los cuales se dividen a su vez en sistemas de flujo vertical (FSSV) y sistemas de flujo horizontal (FSSH).

Los humedales de flujo libre o superficial son estanques o canales en los que la superficie del agua se encuentra expuesta a la atmósfera y contienen plantas enraizadas flotantes. Por otro lado, los humedales de flujo subsuperficial son estanques en los cuales se coloca un sustrato poroso, el cual puede ser arena, grava o cualquier tipo de suelo de textura gruesa, el cual presenta vegetación emergente. Son de dos clases: humedales de flujo horizontal y flujo vertical, donde cambia la forma de suministro del afluente al humedal. La alimentación de los humedales de flujo vertical se realiza por intervalos de tiempo, para permitir la percolación del afluente en el sustrato.

Si bien el uso de los humedales artificiales es para diversos tipos de aguas residuales, se documentan como métodos naturales en el tratamiento de aguas desde 1912. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 1993) fue la primera en realizar un muestreo en el periodo comprendido de los años 1960 a 1970. De igual forma, también se documentan los proyectos realizados en todo el mundo de 1972 a 1983; a partir de 1970 se inician los estudios sobre la depuración de nitrógeno y fósforo (N y P) por medio de los humedales artificiales. Asimismo, en la década de 1970 se estudian los humedales contruidos con la finalidad de depurar pesticidas. Durante el decenio de 1990 se estudió la depuración de nutrimentos por medio de humedales artificiales ubicados en ríos (Vymazal & Březinová, 2015).

En 1967 se desarrolla un sistema de flujo libre a escala. En Alemania, en la década de 1970, el Dr. Kichuth creó un sistema llamado "Método de zona de raíces", el cual consistía en un humedal de flujo horizontal, en el que sembró *P. australis*, añadiendo la combinación de calcio, y hierro o aluminio para provocar la precipitación del fósforo. En el caso del estudio de los humedales en EUA, el desarrollo fue con base en los resultados de los trabajos europeos, mediante el estudio de los humedales naturales. Esta ecotecnología también fue estudiada por la NASA, que desarrolló su propio sistema, al cual llamaron "Sistema de tratamiento híbrido" debido a que utilizaba microorganismos anaerobios y plantas emergentes (*P. communis*) (Rodríguez, 2003).

Ventajas y desventajas

Los humedales artificiales presentan grandes ventajas técnicas, económicas, sociales y estéticas sobre tratamientos convencionales de aguas residuales, ya que permiten lograr una buena calidad del agua tratada conforme a la normatividad vigente y apta para ser usada en el riego agrícola debido a que elimina microorganismos patógenos. Los costos de implementación, operación y mantenimiento, en comparación con los sistemas tradicionales de tratamiento de aguas residuales son menores, pues tienen una vida útil de 25 años y sus requerimientos energéticos de operación son mínimos, dado que la conducción del agua a los humedales es prácticamente por gravedad. Debido a las características de construcción de los humedales, es difícil que tengan desequilibrios por el cambio en las concentraciones de los contaminantes o la oscilación en el afluente del humedal (Miranda & Luna-Pabello, 2001). Además, en estos sistemas, donde el agua fluye por debajo de la superficie del medio, no se presentan problemas con el desarrollo de mosquitos y no despiden olores, e incluso proporcionan protección térmica al sistema (vegetación, sustrato y agua), lo que hace posible la implementación de humedales artificiales en lugares donde ocurren grandes heladas (Llagas, Wilmer, & Gómez, 2006).

A pesar de todas las ventajas que proporcionan este tipo de sistemas de depuración de agua, tienen como desventaja requerir, en general, de grandes extensiones de terreno para su implementación. Cabe señalar que los humedales con flujo subsuperficial tienen también como desventaja el costo del medio de soporte que se utiliza, así como su traslado y colocación (Rodríguez, 2003).

Tipos de humedales artificiales

La aplicación de humedales artificiales es un tema delicado debido a la variabilidad en la composición de las aguas residuales, variando con frecuencia las necesidades de tratamiento. La selección de la vegetación

es un tema importante en este tipo de diseños, ya que deben sobrevivir a los posibles efectos tóxicos de las aguas residuales (Calheiros, Rangel, & Castro, 2007).

Flujo libre (FL)

Los humedales de flujo libre son quizás los más antiguos, se utilizan como tratamiento secundario y para la depuración de pesticidas. Se diseñan para cargas superficiales bajas, y con una profundidad que oscila de entre 5 a 90 cm; sin embargo, es más común encontrarlos entre 30 y 40 cm, conformados por zanjas de 3 m de ancho y 100 m de largo, con una profundidad que oscila entre 0.30 y 0.40 m, donde la vegetación usada es *Scirpus lacustris*. La efectividad de remoción en los humedales de flujo libre es del 96% para SST; 96% para DBO; 87% para DQO (demanda química de oxígeno), y 30% para PT (fósforo total) (Rodríguez, 2003).

Flujo subsuperficial horizontal

Los humedales FSSH surgen como una alternativa de tratamientos secundarios. Son sistemas con medios porosos saturados, donde se siembra con vegetación emergente. Su uso abarca aguas residuales provenientes de la industria y son muy comunes para el tratamiento de las aguas residuales de procesamiento de alimentos (Vymazal, 2009).

Un humedal FSSH presenta una alta remoción de materia orgánica, DBO₅ (demanda bioquímica de oxígeno medida a cinco días), DQO y sólidos suspendidos totales. Sin embargo, presentan una menor eliminación de nutrientes. Por tanto, las plantas *T. latifolia* y *P. australis* son especies vegetales que se adaptan mejor a las aguas residuales de curtidurías en términos de supervivencia y propagación. Los FSSH son

una alternativa viable para reducir el contenido de materia orgánica de las aguas residuales, pues toleran las fluctuaciones de flujo o intermitencias (Calheiros *et al.*, 2007). Asimismo, funcionan como protección contra la salinización secundaria del suelo. La vegetación que se utiliza para la desalinización de sustratos agrícolas es *Typha* spp., *Phragmites communis*, *Phragmites japonica*, *Medicago sativa* Linn., *Lemna minor* L., *Potamogeton crispus*, *Typha* spp., *Phragmites communis* y *Potamogeton crispus*. La eficiencia de remoción de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ Cl^- y SO_4^{2-} puede llegar al 80% con *Typha* spp. (Yang, Sheng, Zhang, Kang, & Liu, 2015).

Los suelos arcillosos, por tener capacidad de intercambio iónico, permiten la remoción temporal del nitrógeno presente en las aguas residuales, que depende del tiempo de estabilización del sistema. En el caso de los humedales de flujo horizontal, que emplean suelo, presentan un potencial de remoción adicional de fósforo y amonio; mientras que en los sistemas de flujo vertical debido a la intermitencia del flujo favorece la restauración de las condiciones aerobias y el amonio es adsorbido. Al usar grava en humedales, la capacidad de remoción de fósforo es limitada.

Las macrófitas más usadas para el tratamiento de aguas residuales en sistemas tipo estanque es de dos clases principalmente: plantas acuáticas flotantes y sumergidas. Las plantas flotantes absorben el dióxido de carbono según sus necesidades de oxígeno, mientras que la vegetación sumergida se inhibe por la turbiedad (Yang *et al.*, 2015).

Flujo subsuperficial vertical

La aplicación del agua en humedales subsuperficiales de flujo vertical (FSSV) se realiza de manera uniforme sobre el lecho. Por lo común se emplean como sistemas secundarios y se componen de dos etapas: una con dos celdas de flujo vertical seguido por una celda de flujo horizontal; estas últimas etapas tienen la finalidad de lograr la depuración de los efluentes. La principal ventaja de este tipo de sistemas radica en restaurar las condiciones aerobias durante periodos

secos (Rodríguez, 2003). La eficiencia del proceso de depuración depende en gran medida de la aireación del sustrato; además, este tipo de sistemas son susceptibles a la obstrucción, por lo cual es recomendable limitar la alimentación de carga orgánica a 25g DQO/m² por día, además de utilizar el sistema en forma rotatoria, de este modo se logra la oxigenación del lecho, y se permite que el sistema tenga un tiempo de descanso, en el cual se le permite al lecho secarse (Ramírez-Carrillo *et al.*, 2009).

Los sistemas de humedales de flujo vertical con recirculación y de operación intermitente, incluso operando bajo altas cargas realizan una mejor mezcla en el lecho del humedal, acelerando la difusión de oxígeno y el aumento depurativo del DQO y NO₃⁻, reduciendo así la superficie que se utiliza en este tipo de sistemas, favoreciendo sobre todo a los humedales construidos en regiones montañosas, donde la disponibilidad de espacio es limitada (Foladori, Ruaben, & Ortigara, 2013).

Sistemas de humedales combinados o híbridos

Los humedales de flujo horizontal se caracterizan por mantener condiciones anóxicas, por lo que proporcionan condiciones adecuadas para la desnitrificación. En cambio, los humedales de flujo vertical mantienen condiciones aerobias, favorables para la nitrificación; de esta forma, la combinación de ambos tipos de humedales, construidos en serie, humedales híbridos, potencializan la remoción de nitrógeno total (N_{total}) (Vymazal, 2014). La combinación de estos humedales brinda una mayor eficiencia en la depuración de aguas residuales (Vymazal, 2009) en diferentes etapas del tratamiento (Torres-Bojorges *et al.*, 2017).

Otro tipo de combinación es la realizada por los sistemas de flujo superficial con los de flujo subsuperficial, así que dependiendo de los contaminantes será la combinación óptima de estos sistemas híbridos. Vymazal (2009) hace una recopilación de la información acerca de las distintas combinaciones de sistemas híbridos, al igual que los diferentes tipos de afluentes usados para cada sistema (Tabla 1).

Tabla 1. Sistemas híbridos de humedales artificiales. Sinopsis correspondiente al prototipo de humedal y tipo de afluente (Vymazal, 2009).

Tipo de humedal	País	Tipo de aguas residuales
VF-HF	Reino Unido, EUA, Estonia, Francia, Irlanda, Túnez	Aguas residuales
HF-VF	Dinamarca, Polonia, México	
FL-HF	Grecia	
HF-FL	Canadá, Kenia	
HF-VF-HF	Polonia	
VF-HF-FL-P	Estonia	
VF-HF-FL-P	Tailandia	

HF-VF-HF-FL	Italia	
VF-HF	Eslovenia	Lixiviados de rellenos sanitarios
HF-FL	Noruega, Canadá	
FL-HF	EE.UU.	
VF-HF-P	Portugal	
HF-VF	Nepal	Hospital
VF-HF	Japón	Industria lechera
	Francia	Industria quesera
	Tailandia	Granja de cerdo
HF-FL	Italia	Lagar
VF-HF-FL-P	Italia	
FL-HF	Taiwán	Acuicultura
	Taiwán	Acuicultura del camarón
	Taiwán	Río contaminado
	China	Industrial
	Uganda	Minería
VF-HF	Francia	Lixiviados de composta
	Polonia	Rastro

VF = flujo vertical, HF = flujo horizontal, FL = superficie de agua libre o P = estanque.

Procesos depurativos

Los humedales artificiales se utilizan principalmente para la retención de nutrientes y materia orgánica en aguas residuales domésticas y municipales, aguas pluviales y escorrentías agrícolas. Los fertilizantes utilizados para la agricultura contienen en su mayoría fosfato, el cual infiltra las aguas subterráneas provenientes de la escorrentía de las

tierras agrícolas (Zhang, Moon, Myneni, & Jaffé, 2017). Si bien el P es importante para los ecosistemas, grandes cantidades pueden conducir a la eutrofización de cuerpos de agua, misma que es causada por exceso de nitrógeno (N) y fósforo (P), la cual origina el incremento de las algas y disminución del oxígeno disuelto en los mismos. Dentro de los humedales artificiales se efectúan procesos físicos, químicos, y biológicos, que remueven los contaminantes presentes en las aguas residuales. Entre dichos procesos se encuentran la sedimentación, adsorción a las partículas del suelo, asimilación por las plantas y transformación microbiana (Rodríguez, 2003).

Con la finalidad de favorecer el desarrollo de la biopelícula en el interior del humedal, la selección del sustrato es fundamental (Wu, Kusch, Brix, Vymazal, & Dong, 2014). La micro flora que se desarrolla dentro de un humedal es variada, abarca bacterias, protozoos y hasta pequeños animales, siendo las bacterias el grupo depurador fundamental en los procesos de tratamiento de aguas residuales.

El agua se mueve lentamente por el humedal debido al flujo laminar propio de estos sistemas, y la resistencia proporcionada por las raíces y la vegetación, mismas que sirven como trampas de sedimento, además de ser la ruta principal para la eliminación de fósforo (Pavlineri, Skoulikidis, & Tsihrintzis, 2017). Si bien los humedales artificiales son eficientes para la depuración de compuestos orgánicos y sólidos en suspensión, para una mayor eliminación de nitrógeno es determinante la alimentación, tipo de humedal (Vymazal, 2018) y recirculación (Wu *et al.*, 2014).

Los procesos biológicos de remoción en humedales es quizás el proceso más importante para la remoción de contaminantes; inician a partir de la captación de oxígeno por la planta. Algunos de los contaminantes son nutrimentos para las plantas, como los iones de nitrato, amonio y fosfato, los cuales son absorbidos por la vegetación. La remoción de los contaminantes por la vegetación puede variar en función de la edad de la planta. Las bacterias y otros microorganismos del suelo también proveen, captan y almacenan nutrimentos a corto plazo, y algunos otros contaminantes. Los microorganismos presentes en los humedales remueven compuestos orgánicos.

La depuración en este tipo de sistemas de debe por lo regular a la presencia de poblaciones microbianas adheridas a la superficie de las plantas y al medio de soporte. El metabolismo microbiano produce

también la remoción de nitrógeno inorgánico, es decir, nitrato y amonio en humedales. La remoción de nitrógeno inicia con la transformación del nitrógeno orgánico (N_{Org}) a nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) por amonificación. El $N-NH_4^+$ puede ser asimilado por las raíces de las plantas o los microorganismos, volatilizarse si el sistema presenta un pH superior a 9 o bien oxidarse a nitrato (NO_3^-) por acción de las bacterias amonio-oxidantes y nitrito-oxidantes (nitrificación). El último paso es la reducción del NO_3^- a nitrógeno molecular (N_2) bajo condiciones anóxicas/anaerobias (desnitrificación). Las transformaciones que sufra el nitrógeno en los humedales dependen de su estructura, es decir, si son de flujo horizontal o vertical (Torres-Bojorges *et al.*, 2017).

El proceso químico de remoción más importante en el suelo es la absorción, dando lugar a la retención a corto plazo y a la inmovilización a largo plazo de varias clases de contaminantes. Otro proceso importante dentro de los humedales es la adsorción, la cual se refiere a la unión de iones a las partículas del suelo a través del intercambio catiónico a la superficie de las partículas de la arcilla y de la materia orgánica del suelo.

Es a partir de la conjunción de los procesos de remoción y de los procesos metabólicos que se realizan en el humedal por la micro flora, que ocurre la remoción de los sólidos suspendidos totales (SST) y parte de la materia orgánica biodegradable (DBO) es removida a partir de la sedimentación y filtración del agua. Mientras que la materia orgánica biodegradable (DBO) se depura gracias a la degradación microbiana (aerobia, anaerobia, y facultativa). Para la eliminación del nitrógeno, los mecanismos de remoción son la amonificación, seguida de la nitrificación-desnitrificación bacteriana, la volatilización del amoniaco, además de lo que la planta consume.

El fósforo, a su vez, presenta reacciones de adsorción-precipitación con el aluminio, hierro, calcio y minerales propios de la arcilla, además de una parte que consume la planta. La remoción de los metales pesados es a través de la sedimentación y la adsorción sobre la superficie de la planta y los detritos.

Los humedales artificiales propician la remoción de patógenos mediante la sedimentación y filtración, la radiación ultravioleta, la excreción de antibióticos por las raíces de las plantas y la muerte natural (Rodríguez, 2003). La vegetación dentro de los humedales proporciona la superficie para el crecimiento microbiano, permite la filtración y la adsorción de los

contaminantes presentes en el agua residual, inhibiendo el crecimiento de algas, y favorece la circulación del oxígeno, el cual es capturado por la vegetación a través de los tallos y las hojas, y llevado a la zona radicular para su aprovechamiento.

De igual forma, en los humedales artificiales ocurren varios procesos biogeoquímicos aeróbicos y anaeróbicos que regulan la retención y eliminación de contaminantes. El carbono y la eficiencia de eliminación de compuestos orgánicos tóxicos se da mediante la medición de oxígeno en el suelo o en el agua del efluente. La eliminación del nitrato puede comprobarse mediante la medición del carbono orgánico disuelto; en este sentido, la retención del fósforo también puede comprobarse a través de la disponibilidad del hierro reactivo y el aluminio en suelos ácidos, o bien Ca y Mg en suelos alcalinos (Reddy & D'Angelo, 1997).

La eliminación del nitrógeno durante el tratamiento por humedales artificiales presenta procesos como volatilización de NH_3 , nitrificación, desnitrificación, fijación de N_2 , absorción de plantas y microbios, mineralización, reducción de nitrato a amonio, oxidación anaeróbica de amoníaco, fragmentación, adsorción, desorción, enterramiento, lixiviación, etcétera (Gao, Zhang, Gao, Jia, & Yang, 2018).

La vegetación influye indirectamente en la eliminación de N a través de la nitrificación y desnitrificación. Dichos procesos afectan la concentración de oxígeno, en particular en la rizósfera y aumentan el suministro, al delimitar potencialmente el carbono orgánico y el nitrato a las bacterias desnitrificantes.

El transporte de oxígeno por medio de la vegetación a la rizósfera favorece los puntos de oxigenación adyacentes a la zona radicular y origina el proceso de nitrificación (Ye & Li, 2009).

La presencia de vegetación dentro de los humedales promueve la eliminación de nutrientes, al disminuir la velocidad del flujo y aumentar la carga hidráulica, y reducir la resuspensión de los sedimentos (Laterra, Booman, Picone, Videla, & Orúe, 2018). De la misma forma, la aireación intermitente favorece la nitrificación y desnitrificación (Llyas & Masih, 2017).

La remoción de fósforo en los humedales inicia con el proceso de adsorción, precipitación, absorción de plantas y la acumulación de turba, fragmentación, lixiviación, mineralización y sedimentación. Sin embargo, la capacidad limitada de adsorción del sustrato y el efecto inhibitorio de

los microbios y las plantas a baja temperatura presenta serios obstáculos que impiden que los humedales artificiales eliminen N y P de manera eficiente.

La remoción de fósforo por medio de humedales artificiales se realiza de forma biológica y fisicoquímica. Si bien la interacción planta-nutriente del humedal es importante para eficientizar el proceso de purificación del cuerpo de agua eutrófico, la absorción de nutrientes por plantas y microbios dentro de los humedales es un proceso complejo, que incluye una serie de reacciones químicas y biológicas (Zhao, Li, & Chen, 2018). Los métodos biológicos se dan a través de la asimilación del fósforo en los tejidos de la vegetación y finaliza por medio de la cosecha; mientras que en los métodos fisicoquímicos se lleva a cabo el proceso de precipitación y adsorción, el potencial de oxidación-reducción y el medio de soporte son los más importantes (Andrés, Araya, Vera, Pozo, & Vidal, 2018).

En la actualidad hay mayor atención hacia la eliminación de plaguicidas. Tales productos son removidos en estos sistemas por procesos físicos (sedimentación, floculación, absorción, coprecipitación, precipitación); químicos (oxidación, reducción, intercambio de cationes, hidrólisis, fotólisis); biológicos (absorción y el metabolismo de la planta), o bioquímicos (degradación microbiana) (Vymazal & Březinová, 2015). Los humedales construidos se pueden clasificar de acuerdo con diferentes criterios: hidrología (flujo superficial y flujo subsuperficial); tipos de macrófitos (flotante, emergente e sumergido), y trayectoria de flujo (horizontal o vertical) (Vymazal, 2011). Se pueden aplicar con éxito para el tratamiento descentralizado de aguas residuales en regiones con baja densidad de población (Machado, Beretta, Fragoso, & Duarte, 2017).

En los humedales de flujo subsuperficial, el flujo de agua discurre de forma subterránea, permitiendo la oxigenación del sistema y la depuración de cargas elevadas de contaminantes orgánicos, mientras que los FL, al igual que las IF son sistemas inundados con espejo de agua expuesto al ambiente, cuya única forma de oxigenación del sistema es la vegetación.

Las IF están condicionados al asentamiento de la vegetación por la profundidad del agua, permitiendo la acumulación de restos orgánicos de origen vegetal, animal y antrópico.

Si bien los diferentes tipos de humedales artificiales brindan diferentes beneficios en la depuración de aguas residuales, en la Tabla 2 se realiza una comparación de las ventajas y desventajas, tanto operativas como funcionales, en la eficiencia depurativa del agua, para el nitrógeno (amoniaco, nitratos, nitritos, orgánico) y fósforo (fosfatos, orgánico) entre diferentes humedales artificiales (flujo superficial, flujo subsuperficial e islas flotantes). En humedales de flujo horizontal, la descomposición de materia orgánica es a través de procesos microbianos aeróbicos y anaeróbicos, así como por sedimentación y filtración de materia orgánica particulada; mientras que la eliminación del nitrógeno es por nitrificación, y las condiciones anóxicas y anaeróbicas son adecuadas para la desnitrificación; la eliminación del fósforo se da por adsorción y precipitación (Vymazal, 2014).

Tabla 2. Ventajas y desventajas de los mecanismos de remoción en humedales artificiales (Pavlineri *et al.*, 2017; Vymazal, 2014; Vymazal, 2005; Foladori *et al.*, 2013; Cooper & Knight, 1996; Cooper, 1999).

Mecanismos de remoción de contaminantes en los sistemas de humedales					
Contaminante	Ventajas		Desventajas		Tipo de humedal
Nitrógeno	Sedimentación por gravedad; orgánicos solubles por bacterias suspendidas, bénticas y adheridas a las plantas	Volatilización del agua; metabolismo microbiano; sedimentación, adsorción	Cuando los niveles de nitrógeno son inferiores a 1.5%, los organismos utilizan ese N en su biosíntesis y no es aprovechado por la vegetación	No son 100% degradables	Flujo superficial, flujo subsuperficial, e islas flotantes

Nitrógeno amoniacal	Se presenta menor concentración en HAFSS	Volatilización del agua, nitrificación	Se presenta menor concentración en FL e IF	No son 100% degradables	Remueve hasta un 94% en FV y hasta 30% en FL Y HF
Nitratos	Amonificación, nitrificación, desnitrificación y adsorción	Descomposición y mineralización	El proceso depende de la concentración de oxígeno	No son 100% degradables	Remueve hasta un 95% en FL y hasta 80% en sistemas combinados FV + HF
Nitritos	Amonificación, nitrificación, desnitrificación y adsorción	Descomposición y mineralización	El proceso depende de la concentración de oxígeno para su remoción	No son 100% degradables	
Nitrógeno orgánico		Sedimentación, filtración, metabolismo microbiano, descomposición	El proceso depende de la concentración de oxígeno para su remoción	No son 100% degradables	
Fósforo	Formación o coprecipitación con compuestos insolubles	Precipitación, adsorción, sedimentación			Remueve hasta un 96% en FV y hasta 91% en sistemas combinados HF + FV
Fosfatos		Adsorción y precipitación	Son ligeramente solubles en el sustrato		

Fósforo orgánico	Adsorción sobre la superficie del sustrato y la planta	Sedimentación, filtración, metabolismo microbiano, descomposición, adsorción	Debe usarse ósmosis inversa o carbón activado para su remoción	No son 100% degradables	
------------------	--	--	--	-------------------------	--

En humedales de flujo vertical, la difusión de oxígeno del aire contribuye mucho más a la oxigenación del lecho de filtración. A mayor oxigenación del sistema ($> 1.50 \text{ mg OD L}^{-1}$ para nitrificación y $< 0.50 \text{ mg OD L}^{-1}$ para desnitrificación), mayor biodegradación y eficiencia para la remoción de nitrógeno y materia orgánica en el sistema.

La vegetación de las islas flotantes posee buena capacidad de absorción de N y P; algunos de los procesos más importantes considerados en modelos acuáticos son la absorción de nutrientes por macrófitas emergentes, fitoplancton y plantas sumergidas, la alimentación del zooplancton, la mineralización de detritus, sedimentos, fósforo y sedimentos y la propagación de nutrientes, además de la difusión de fósforo y nitrógeno (Pavlineri *et al.*, 2017; Kedlec y Wallace, 2009; Vymazal, 2013; Vymazal, 2005; Foladori *et al.*, 2013; Cooper & Knight, 1996).

En humedales de flujo vertical, la difusión de oxígeno del aire contribuye mucho más a la oxigenación del lecho de filtración. Con la finalidad de potencializar los beneficios que brindan los humedales tanto de flujo vertical como de flujo horizontal surgen los humedales híbridos (Vymazal, 2014).

La baja eficiencia en depuración, así como la obstrucción son problemas causados por sustratos convencionales, por lo cual las investigaciones también van encaminadas a la búsqueda de sustratos rentables y eficientes para aumentar la capacidad depuradora y minimizar la obstrucción, la concha de ostra, viruta de neumáticos, desechos de construcción y agregados de arcilla expansiva entre otros, son algunos de los materiales utilizados como sustratos. De forma ideal, los sustratos tienen propiedades fisicoquímicas únicas para la eliminación eficiente de contaminantes (Gao *et al.*, 2018).

A mayor tiempo de retención mayor será el porcentaje de remoción de contaminantes (Ramírez-Carrillo *et al.*, 2009).

Con la finalidad de remover altas tasas de materia orgánica surgen como una nueva variante de humedales los denominados humedales artificiales de alta tasa (HAAT). Estos sistemas utilizan como medio de soporte el plástico, el cual favorece la formación de biofilm, consiguiendo una porosidad de hasta 94 a 96% (Corzo *et al.*, 2016).

Con frecuencia se usan como sustrato grava y escoria volcánica para la rehabilitación de ríos contaminados. Con el uso de escoria como sustrato se logra una mayor remoción de fósforo total (TP) y la reducción de la demanda química de oxígeno (DQO). Sin embargo, la adsorción del TP (fósforo total) por escoria volcánica se satura rápidamente durante el periodo de seguimiento (Ge *et al.*, 2015). En el sedimento de los humedales se regula la concentración de P, adsorbiéndolo y liberándolo bajo ciertas condiciones fisicoquímicas y biológicas (Cui, Xiao Xie, & Zhang, 2018). Para optimizar la eliminación de P en los humedales, se han utilizado diferentes materiales, así se permite dicho proceso a largo plazo. Zeolita, dolomita, grava, arena, caliza y apatita, alunite, lodo rojo, ceniza y escoria volcánica son algunos de los medios de soporte que se emplean dentro de los humedales para mejorar la remoción de P (Gao *et al.*, 2018).

Conclusiones

Si bien existen muchos estudios sobre humedales artificiales, en la búsqueda de datos, el sesgo profesional de cada investigador se encuentra presente, por lo que es necesario realizar una sinergia de dicha información.

Los humedales artificiales son la mejor práctica de gestión para la mitigación de contaminantes (plaguicidas, fuentes no puntuales, escorrentía agrícola y drenaje) en muchos países, sin embargo aún faltan estudios comparativos sobre la eficiencia depurativa tanto de contaminantes como de humedales artificiales, así como profundizar en las ventajas y desventajas sobre el empleo de sustratos alternativos y la

combinación de los mismos, y medidas preventivas para evitar la colmatación del sustrato dentro del humedal.

Referencias

- EPA, Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. (1993). *Guía de diseño y construcción de un humedal construido con flujo superficial*. Región 6. Dallas, EUA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.
- Andrés, E., Araya, F., Vera, I., Pozo, G., & Vidal, G. (2018). Phosphate removal using zeolite in treatment wetlands under different oxidation-reduction potentials. *Ecological Engineering*, 117, 18-27.
- Calheiros, C., Rangel, A., & Castro, P. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, 41(8), 1790–1798.
- Cloter, A., Mazari, H., & De Anda, S. (2006). *Atlas de la cuenca Lerma Chapala construyendo una visión conjunta*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Cooper, C., & Knight, S. (1996). Insecticide and metal contamination of a mixed cover agricultural watershed. *Water Science and Technology*, 33(2), 227-234.
- Cooper, P. (1999). A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40(3), 1-9.
- Corzo, A., Sanabria, O., & García, M. (2016). Optimización hidráulica de humedales artificiales de alta tasa de rellenos con medios de soporte plástico. *Memorias de la III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la calidad del Agua, 2016*, Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Ingeniería Química. Recuperado de <http://www.fiq.unl.edu.ar>
- Cui, Y., Xiao R., Xie, Y., & Zhang, M. (2018). Phosphorus fraction and phosphate sorption-release characteristics of the wetland sediments in the Yellow River Delta. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 103, 19-27.
- Foladori, P., Ruaben, J., & Ortigara, A. (2013). Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative

- study for treating high load wastewater. *Bioresource Technology*, 49, 398-405.
- Gao, Y., Zhang, W., Gao, B., Jia, W., & Yang, L. (2018). Highly efficient removal of nitrogen and phosphorus in an electrolysis-integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland amended with biochar. *Water Research*, 139, 301-310.
- Ge, Y., Wang, X., Zheng, Y., Dzakpasu, M., Zhao, Y., & Xiong, J. (2015). Functions of slags and gravels as substrates in large-scale demonstration constructed wetland systems for polluted river water treatment *Environmental Science and Pollution Research*. Articles not published yet, but available online. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4573-9>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Laterra, P., Booman, G., Picone, L., Videla, C., & Orúe, M. (2018). Indicators of nutrient removal efficiency for riverine wetlands in agricultural landscapes of Argentine Pampas. *Journal of Environmental Management*, 222, 148-154.
- Llagas, Ch., Wilmer A., & Gómez, A. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del instituto de investigaciones FIGMMG*, 15(17), 85-96.
- Llyas, H., & Masih, LI. (2017). The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management*, 198(1), 372-383.
- Machado, A., Beretta, M., Fragoso, R., & Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 187, 560-570.
- Miranda, M., & Luna-Pabello, V. (2001). *Estado del arte y perspectivas de aplicación de los humedales artificiales de flujo horizontal en México*. Serie Tratamiento Biológica de Aguas Residuales. México, DF, México: Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pavlineri, N., Skoulikidis, N., & Tsihrintzis, V. (2017). Constructed floating wetlands: A review of research, design, operation and

- management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*, 308, 1120-1132.
- Ramírez-Carrillo, H., Luna-Pabello, V., & Arredondo-Figueroa, J. (2009). Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la agricultura. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8(1), 93-99.
- Reddy, K., & D'Angelo, E. (1997). Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Ciencia y Tecnología del Agua*, 35(5), 1-10.
- Rodríguez, C. (2003). Humedales construidos. Estado del arte (II). México. *Ingeniería hidráulica y ambiental*, 24(3), 42-48.
- Torres-Bojorges, A., Zurita, F., & Tejeda, A. (2017). Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. *Ecological Engineering*, 98, 410-417.
- Vymazal, J., & Brix, H., (1998). *Constructed wetlands for waste treatment in Europe* (pp. 1-15). Leiden, Netherlands: Ed. Backhuys Publishers.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490.
- Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35(1), 1-17.
- Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35(1), 1-17, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016>
- Vymazal, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. *Environmental Science & Technology*, 45, 61-69.
- Vymazal, J. (2013). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Research*, 47, 4795-4811.

- Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724-751.
- Vymazal, J., & Březinová, T. (2015). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Environment International*, 75(2), 11-20.
- Vymazal, J. (2018). Constructed wetlands for wastewater treatment. Reference module in Earth Systems and environmental sciences. In: *Encyclopedia of Ecology* (pp. 765-776). Recuperado de https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=x1h7DwAAQB-AJ&oi=fnd&pg=PA14&dq=vymazal,+2018.+Constructed+wetlands+for+wastewater+treatment.+&ots=cq-7vKw3Ed&sig=bc1kisW6XNUD75x_4XZEC_rdO0M#v=onepage&q=vymazal%2C%202018.%20Constructed%20wetlands%20for%20wastewater%20treatment.&f=false
- Wu, S., Kusch, P., Brix, H., Vymazal, V., & Dong, R. (2014). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, 57, 40-55.
- Yang, Y., Sheng, Q., Zhang, L., Kang, H. Q., & Liu, Y. (2015). Desalination of saline farmland drainage water through wetland plants. *Agricultural Water Management*, 156(7), 19-29.
- Ye, F., & Li, Y. (2009). Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, 35, 1043-1050.
- Zhang, Z., Moon, H., Myneni, S., & Jaffé, P. (2017). Phosphate enhanced abiotic and biotic arsenic mobilization in the wetland rhizosphere. Research article. *Chemosphere*, 187, 130-139.
- Zhao, Z., Li, Q., & Chen, L. (2018). Effect of rhizosphere dispersal and impulsive input on the growth of wetland plant. *Mathematics and Computers in Simulation*, 152, 69-80.