



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: Julio Sergio Santana.



## 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

Dr. Rodolfo Alvarado Montero  
*Deltares, Holanda*

### Editora en Calidad del Agua

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

### Editor en Ciencias Hidroagrícolas

Dr. Jaime Garatuzza Payán  
*Instituto Tecnológico de Sonora, México*

### Editora en Ciencias Políticas y Sociales

Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia  
*FLACSO, México*

### Editor en Gestión del Agua

#### 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, Josefina Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios • **Marcación XML:** Luisa Guadalupe Ramirez 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 Vitório 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 Scherir**, 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**, Universidade 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 Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Luisa Torregrosa Armentia**, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, México • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, Estados Unidos • **Dr. Moisés Berezowsky Verdusco**, 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. 11, núm. 1, enero-febrero de 2020, 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

## Articles

Incertidumbre en la evaluación del impacto del cambio climático en dos cuencas mexicanas Juan Alberto Velázquez-Zapata Magali Troin	<i>Uncertainty in the evaluation of climate change impacts over two Mexican catchments</i> Juan Alberto Velázquez-Zapata Magali Troin	1
Claves para avanzar en GIRHT: tres laboratorios de planificación en Andalucía (España) Mercedes Rosa España-Villanueva Luis Miguel Valenzuela-Montes	<i>Keys for improving in IWLRM: Three laboratories in Andalusia, Spain</i> Mercedes Rosa España-Villanueva Luis Miguel Valenzuela-Montes	37
Tendencia de la sequía meteorológica en el estado de Durango por el método de Rodionov Janeth Cortez-Villa Abel Quevedo-Nolasco Ramón Arteaga-Ramírez Guillermo Carrillo-Flores	<i>Trend of meteorological drought in the state of Durango, Mexico, by the Rodionov method</i> Janeth Cortez-Villa Abel Quevedo-Nolasco Ramón Arteaga-Ramírez Guillermo Carrillo-Flores	85
Curvas de fragilidad para presas de <i>hardfill</i> bajo carga Sísmica Grissel Hurtado-López Juan Manuel Mayoral-Villa	<i>Fragility curves for hardfill dams under seismic loading</i> Grissel Hurtado-López Juan Manuel Mayoral-Villa	132
Análisis de la Sostenibilidad mediante Huella Hídrica de la microcuenca del Río Pita, Ecuador Henry Daniel Lala-Ayo Mirian del Carmen Fernández-Quintana	<i>Analysis of the sustainability through water footprint in the Pita River microbasin, Ecuador</i> Henry Daniel Lala-Ayo Mirian del Carmen Fernández-Quintana	169
Caracterización de sequías hidrológicas en el río Cauca en su valle alto Nathalia González-López Yesid Carvajal-Escobar	<i>Characterization of hydrological drought in the Cauca river high valley</i> Nathalia González-López Yesid Carvajal-Escobar	235
Diseño óptimo de redes de riego a turnos y caracterización de su flexibilidad C. Mireya Lapo P. Rafael Pérez-García Ricardo Aliod-Sebastián F. Javier Martínez-Solano	<i>Optimal design of irrigation network shifts and characterization of their flexibility</i> C. Mireya Lapo P. Rafael Pérez-García Ricardo Aliod-Sebastián F. Javier Martínez-Solano	266
Evaluación del efecto del polímero súper absorbente en la eficiencia del uso del agua de la planta en condiciones de déficit de agua Naser Zinivand Davoud Khodadadi-Dehkordi Heidar Ali Kashkuli Ali Asareh Aslan Egdernezhad	<i>Assessment of superabsorbent polymer effect on water use efficiency of plant under water deficit conditions</i> Naser Zinivand Davoud Khodadadi-Dehkordi Heidar Ali Kashkuli Ali Asareh Aslan Egdernezhad	315

 Contenido Contents

Protección marginal con espigones, simulación  
numérica 1D  
Fabián Rivera-Trejo  
Ayuxi Hernández-Cruz

## Notas

Evolución de los Índices comunes de Detección y  
Seguimiento de Sequías Meteorológicas  
Daniel Francisco Campos-Aranda

La estrategia de los nanomateriales en membranas  
poliméricas para el tratamiento de agua: membranas  
nanocompuestas  
Roberto Castro-Muñoz

*Riverbank protection with groynes, numerical  
simulation 1D*  
Fabián Rivera-Trejo  
Ayuxi Hernández-Cruz

## *Notes*

*Evolution of the common indices of detection and  
monitoring of meteorological droughts*  
Daniel Francisco Campos-Aranda

*The strategy of nanomaterials in polymeric  
membranes for water treatment: Nanocomposite  
membranes*  
Roberto Castro-Muñoz

342

375

410



DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-01

Artículos

## **Incertidumbre en la evaluación del impacto del cambio climático en dos cuencas mexicanas**

## **Uncertainty in the evaluation of climate change impacts over two Mexican catchments**

Juan Alberto Velázquez-Zapata<sup>1</sup>

Magali Troin<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, El Colegio de San Luis, San Luis Potosí, México, [javelazquezza@conacyt.mx](mailto:javelazquezza@conacyt.mx), ORCID: 0000-0002-0208-9286

<sup>2</sup>Département du Génie de la Construction, École de Technologie Supérieure, Université du Québec, Montréal, Canada, [magali.troin@etsmtl.ca](mailto:magali.troin@etsmtl.ca), ORCID: 0000-0002-7811-9613

<sup>3</sup>HydroClimat, Toulon, France, [magali.troin@hydroclimat.com](mailto:magali.troin@hydroclimat.com)

Autor para correspondencia: Juan Alberto Velázquez Zapata, [javelazquezza@conacyt.mx](mailto:javelazquezza@conacyt.mx)

### **Resumen**

Este estudio investiga la incertidumbre asociada con el modelo de circulación general (MCG) al escenario de emisión y a la variabilidad natural del clima en la estimación del impacto del cambio climático en dos cuencas mexicanas. Las cuencas seleccionadas tienen diferentes climas y regímenes hidrológicos. Las simulaciones climáticas de tres MCG bajo tres escenarios de emisión (B1, A1B y A2) se usan para alimentar el modelo hidrológico *SWAT*, de tipo físico y semidistribuido. Las simulaciones cubren 30 años en un periodo de referencia (1971-2000) y dos periodos de 20 años en el futuro (2046-2065 y 2081-2100). Los resultados muestran que los caudales altos son más propensos a ser influenciados por la incertidumbre asociada con el MCG; además, los indicadores hidrológicos tienen una sensibilidad menor al escenario de emisión para las cuencas de estudio. Por último, la incertidumbre vinculada con la variabilidad natural no debe pasarse por alto en los estudios de cambio climático, ya que hasta cierto punto y para caudales altos puede ser tan crítica como la incertidumbre ligada con MCG y el escenario de emisión.

**Palabras clave:** impacto del cambio climático, cadena de modelación, escurrimiento, incertidumbre, variabilidad natural, *SWAT*, México.

## **Abstract**

This study explores the uncertainties associated with general circulation model (GCM), emission scenarios and natural climate variability into estimates of climate change impacts over two Mexican catchments. The two selected catchments have contrasted climate patterns and



hydrological regimes. Climate ensemble simulations from three GCMs under three SRES scenarios (B1, A1B, and A2) are considered to feed the physically-based semi-distributed *SWAT* hydrological model. The simulations cover the 30-year reference period (1971-2000) and two 20-year periods (2046-2065 and 2081-2100) in the future. For the set of hydrological indicators, the results show that the high flows are more prone to be influenced by the GCM uncertainty. A weak sensitivity of the hydrological indicators is observed to emission scenarios over the study catchments. We find that the uncertainty related to the natural climate variability should not be neglected in climate change impact studies, and appears, to some extent, to be as critical as the GCM and scenario uncertainties for high flows.

**Keywords:** Climate change impact, model chain, streamflow, uncertainty, natural variability, *SWAT*, Mexico.

Recibido: 31/08/2018

Aceptado: 26/03/2019

## Introducción

Las proyecciones de cambio climático para México y Centroamérica indican cambios en la precipitación y el incremento de la temperatura, lo que podría afectar la futura disponibilidad de los recursos hídricos en la región (IPCC, 2014). La Tabla 1 muestra algunos estudios sobre el impacto del cambio climático en los recursos hídricos en cuencas mexicanas. El uso de diferentes modelos de circulación general (MCG) permite estimar la incertidumbre relacionada con dichos modelos en la evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos. Por ejemplo, los trabajos de Velázquez-Zapata, Troin y Dávila-Ortiz (2017), y Molina-Navarro *et al.* (2016) evaluaron el impacto del cambio climático con 5 y 6 modelos, respectivamente. Por otro lado, el trabajo de Rivas, Güitrón y Montero (2011) combinó simulaciones climáticas de 23 modelos para obtener una simulación promedio. Sin embargo, el trabajo de Arnell y Gosling (2013) muestra que promediar simulaciones puede llevar a una pérdida de señal del cambio en la precipitación cuando existen modificaciones de diferente signo, además de que se podría subestimar la variabilidad espacial. Por otra parte, ninguno de los estudios mostrados en la Tabla 1 consideró la incertidumbre asociada con la variabilidad natural del clima (VNC). La VNC se estima al repetir un experimento de cambio climático con un MCG dado, pero cambiando ligeramente las condiciones iniciales (Braun, Caya, Frigon, & Slivitzky, 2012). Respecto a esto, el trabajo de Deser, Knutti, Solomon y Phillips (2012) mostró que la fluctuación natural del clima contribuye de manera sustancial a la incertidumbre en las proyecciones de cambio climático en Norteamérica, sobre todo en latitudes altas. En contraste, los autores



muestran que en las latitudes donde se encuentra México hay menos influencia de la variabilidad natural del clima.

**Tabla 1.** Estudios del impacto del cambio climático en recursos hídricos en cuencas mexicanas. La tabla muestra el número de Modelos de Circulación General (MCG) y de Modelos Climáticos Regionales (MCR) usados en el estudio.

Referencia	Cuencas	Indicadores	Modelos climáticos	Escenario de emisión	Horizonte	Variabilidad natural
Mendoza, Villanueva y Adem (1997)	El territorio nacional dividido en 12 regiones hidrológicas	Índice de vulnerabilidad y aridez (e.g., disponibilidad de agua y demanda)  Escurrimiento superficial anual	2 MCGs	No	2050	No
Gratiot <i>et al.</i> (2010)	Cointzio (650 km <sup>2</sup> )	Índice de aridez	1 MCG	A2	Décadas centradas en 2030, 2060 y 2090	No
Rivas, Güitrón y Montero (2011)	Lerma-Chapala (54 450 Km <sup>2</sup> )	Volumen de caudal anual	Promedio de 23 MCG	A1B, A2	2030 y 2050	No
Maderey, Jiménez y Carrillo	Lerma-Chapala-Santiago	Disponibilidad de agua	2 MCGs y un modelo termodinámico	El escenario considera	2025-2050	No

(2013)	(135 836 km <sup>2</sup> ); Balsas (117 638 km <sup>2</sup> ), y Pánuco (98 302 km <sup>2</sup> )	superficial	mico	el doble de contenido de CO <sub>2</sub> en la atmósfera		
Tapia, Minjarez, Espinoza y Minjarez (2014)	Río Yaqui (74 054 km <sup>2</sup> )	Balance hidrológico	1 MCG	A1B y A2	2010-2099	No
Velázquez, Troin y Caya (2015)	Río Tropaón (23 373 km <sup>2</sup> )	Indicadores hidrológicos promedio mensuales	1 MCG-MCR	A2	2071-2100	No
Robles-Morua, Che, Mayer y Vivoni (2015)	Río Sonora (20 648 km <sup>2</sup> )	Caudal de entrada de embalses	1 MCG-MRC	A2	2031-2040	No
Molina-Navarro <i>et al.</i> (2016)	Río Guadalupe (2 380 km <sup>2</sup> )	Balance hidrológico	6 MCGs	B1 y A2	2010-2039 y 2070-2099	No
Velázquez-Zapata <i>et al.</i> (2017)	Río Tropaón (23 373 km <sup>2</sup> )	Indicadores hidrológicos promedio mensuales	5 MCGs	A2	2071-2100	No

La incertidumbre asociada con la VNC ha sido evaluada en algunos estudios del impacto del cambio climático en recursos hídricos en latitudes altas (p. ej., Velázquez *et al.*, 2013). Sin embargo, la incertidumbre asociada con VNC en el impacto del cambio climático en



indicadores hidrológicos no se ha evaluado en cuencas mexicanas (ver Tabla 1).

El objetivo de este estudio es la evaluación de las incertidumbres en la cadena de modelación del impacto del cambio climático en dos cuencas mexicanas con diferente régimen hidrológico. Para ello, se consideraron las simulaciones de tres MCGs bajo tres escenarios de emisión (A2, B1, y A1B) del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2010). Estas simulaciones climáticas se usaron como datos de entrada del modelo hidrológico físico semidistribuido SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para un periodo de referencia (1971-2000) y dos periodos futuros (2046-2065 y 2081-2100). Por lo tanto, se consideraron tres fuentes de incertidumbre: MCGs, escenarios de emisión y variabilidad natural del clima.

En la Tabla 1 se puede observar que la mayoría de los estudios evalúan cambios en el balance hidrológico de la cuenca. En este estudio, la hidrología de la cuenca se evalúa con dos indicadores específicos: el caudal medio anual y el caudal alto.

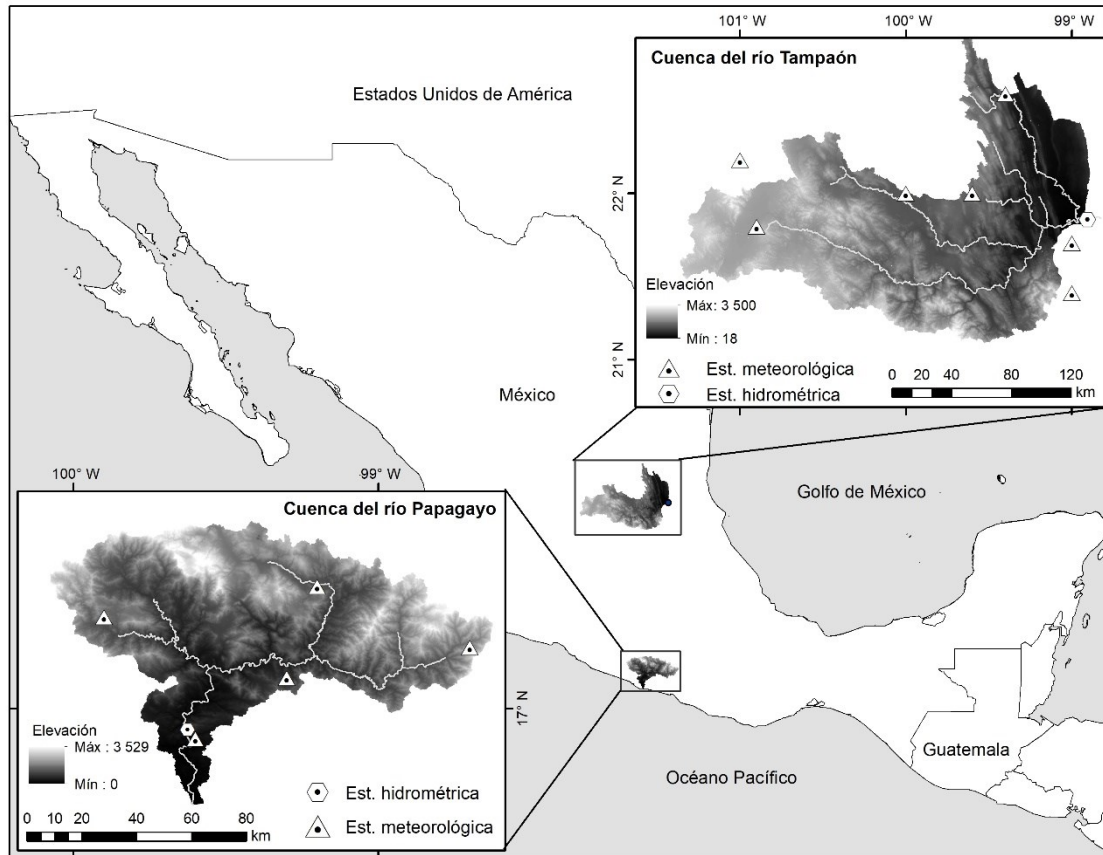
El manuscrito está organizado de la siguiente manera: el área de estudio, las bases de datos meteorológicos observados y las simulaciones climáticas; el modelo hidrológico y el procedimiento de corrección de sesgo; los resultados de la evaluación del impacto del cambio climático en la hidrología de la cuenca y la estimación de la incertidumbre, y la al final se presentan conclusiones.

## **Diseño experimental**

### **Cuencas de estudio**

La cuenca del río Tampoán (23 373 km<sup>2</sup>; IMTA, 2018) se localiza en la parte centro-este de México, principalmente en el estado de San Luis Potosí. El Tampoán ocupa una subcuenca del río Pánuco, el cual desemboca en el Golfo de México. Su relieve topográfico va de los 18 m a los 3 500 m, con una elevación máxima en la Sierra Madre Oriental (Figura 1). Esta característica origina que la cuenca presente una variedad de regiones climáticas (Sedue, 1986; Peel, Finlayson, & McMahon, 2007): el parteaguas más lejano se localiza en una región árida (BSk) y conforme fluye la corriente del oeste al este se encuentra en una región templada (Cwa). El río Valles, localizado en una región de clima tropical lluvioso (Aw y Am) se une al río Tampoán, proveyendo el volumen más importante a la corriente.



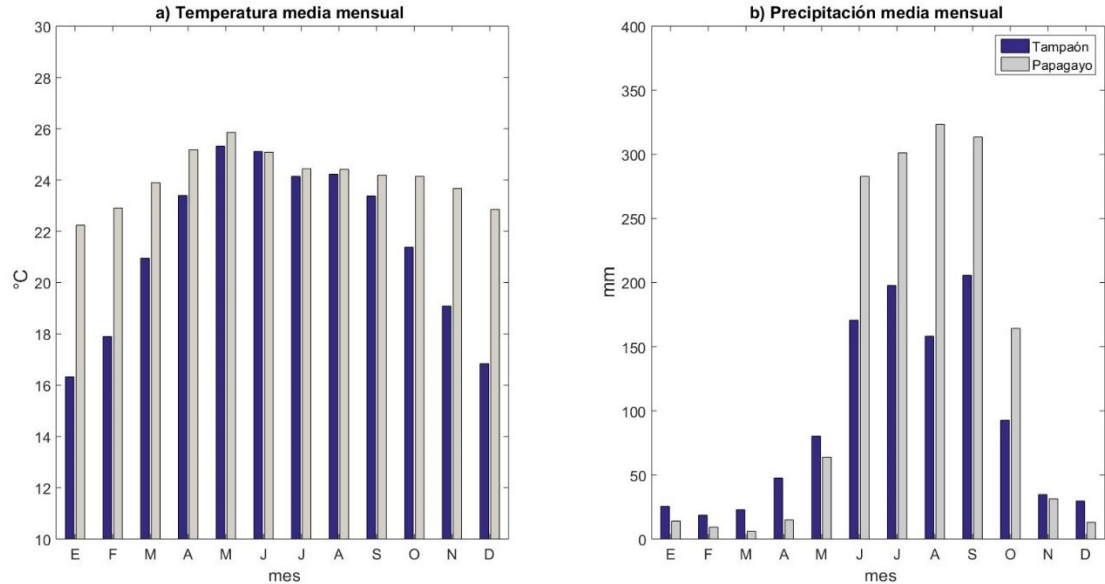


**Figura 1.** Localización de las cuencas de estudio.

La cuenca del río Papagayo se localiza por completo en el estado de Guerrero, al sur de México. Esta cuenca cubre un área de 7 067 km<sup>2</sup> (IMTA, 2018), y presenta una elevación máxima de 3 529 m (Figura 1). La cuenca del río Papagayo se localiza en una región climática Aw (tropical lluviosa), y la corriente principal fluye de la Sierra Madre del Sur hacia el océano Pacífico.

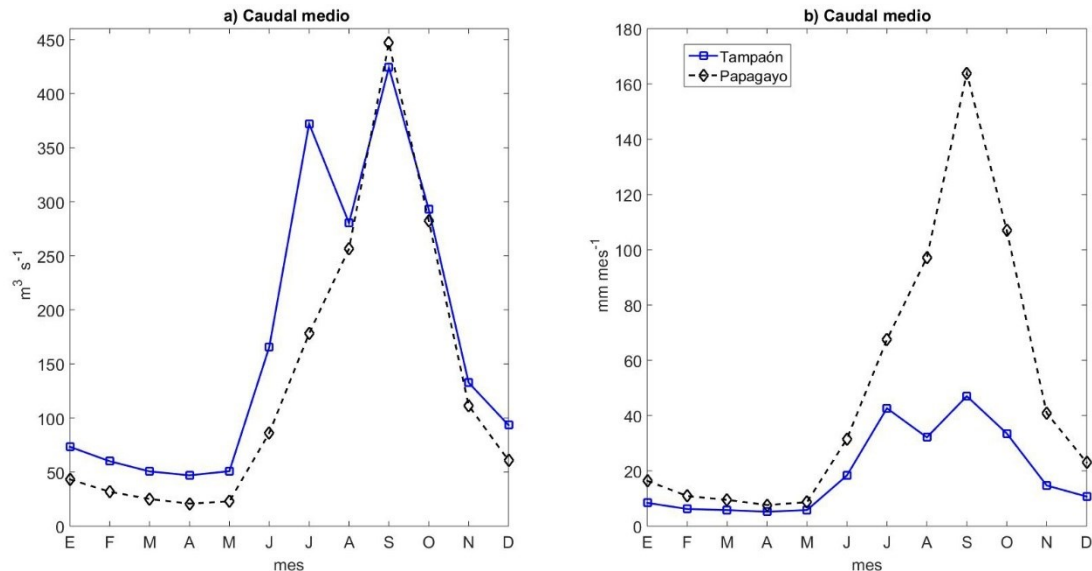
## Datos meteorológicos observados

Las series de temperatura máxima y mínima diaria, y de precipitación diaria se recuperaron de la base de datos *CLICOM* del servicio Meteorológico Nacional, vía el sitio web del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE, 2017). Se consideraron siete estaciones para la cuenca del río Tapaón y cinco para la cuenca del río Papagayo para el periodo 1971-2000 (Figura 1). La temperatura promedio anual es de 21.5 ° C y 24.1 ° C para las cuencas del río Tapaón y del río Papagayo, respectivamente. El mes más frío es enero y el más cálido es mayo (Figura 2). La estación de lluvias se extiende de mayo a octubre para ambas cuencas. La precipitación promedio anual es de 1 080 mm y 1 540 mm para las cuencas del río Tapaón y del río Papagayo, respectivamente.



**Figura 2.** Temperatura y precipitación promedio mensual en las cuencas de estudio para el periodo 1971-2000.

Los datos de caudal se obtuvieron del Banco Nacional de Aguas Superficiales (BANDAS) (IMTA, 2018) para el periodo 1971-2000. La Figura 3 muestra el caudal promedio mensual para las dos cuencas. En la cuenca del río Tampaón se presentan dos picos de caudal en julio y septiembre, mientras que en la cuenca del río Papagayo hay un máximo en septiembre. En ambas cuencas, el pico de septiembre es de  $450 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ( $47 \text{ mm mes}^{-1}$  y  $164 \text{ mm mes}^{-1}$  para la cuenca del río Tampaón y la cuenca del río Papagayo, respectivamente).



**Figura 3.** Caudal promedio mensual en las cuencas de estudio para el periodo 1971-2000.

## Los ensambles de simulaciones climáticas

Las simulaciones climáticas se obtuvieron de tres MCGs del experimento multimodelo CMIP3 (Meehl *et al.*, 2007) bajo tres escenarios de emisión (A1B, A2 y B1; ver Tabla 2). Tanto los MCGs como los escenarios de emisión se consideran igual de probables, por lo que las diferencias entre ellos al evaluar el impacto climático dan una idea de la incertidumbre de las futuras condiciones de los recursos hídricos en las



cuencas. Los MCGs utilizados en este estudio se seleccionaron porque proveen un ensamble de simulaciones para cada escenario, lo que permite evaluar la incertidumbre relacionada con la variabilidad natural del clima.

**Tabla 2.** Modelos del experimento CMIP3 empleados en este estudio (ver Meehl *et al.*, 2007, para la referencia de cada MCG).

Instituto	Identificador CMIP3	Identificador estudio	Miembros
Meteorological Institute of the University of Bonn, Meteorological Research Institute of KMA, and Model and Data Group	ECHO-G	ECH	3
Canadian Centre for Climate Modelling & Analysis	CGCM3.1	CGC	5
Meteorological Research Institute	MRI- CGCM2.3.2	MRI	5

El uso directo de datos (precipitación y temperatura) de un MCG como entrada de un modelo hidrológico puede llevar a resultados poco realistas debido a los errores sistemáticos (sesgos) de las simulaciones climáticas (Jung, 2005). Por lo tanto, antes de usar estos datos es necesario ajustar la distribución de las simulaciones climáticas a la distribución de las observaciones a través de un modelo estadístico (Teutschbein, Wetterhall, & Seibert, 2011).

En el presente estudio, el método de procesamiento estadístico empleado es el propuesto por Mpelasoka y Chiew (2009), llamado *daily translation* (DT). En éste se obtiene una función de transferencia calculada con la diferencia (en percentiles) entre las distribuciones de frecuencias de las observaciones y simulaciones climáticas. Cuando se aplica el método DT a un ensamble de simulaciones, la función de transferencia se calcula con el promedio de las simulaciones y después cada miembro se ajusta de manera separada. Las variables meteorológicas se corrigen en el periodo de referencia con la Ecuación (1) y la Ecuación (2):

$$T_{corr(d)}^{ref} = T_{sim(d)}^{ref} + \left( T_{obs(m,q)}^{ref} - T_{sim(m,q)}^{ref} \right) \quad (1)$$

$$P_{corr(d)}^{ref} = P_{sim(d)}^{ref} \left( \frac{P_{obs(m,q)}^{ref}}{P_{sim(m,q)}^{ref}} \right) \quad (2)$$

Donde  $T_{corr}$  y  $P_{corr}$  son la temperatura y precipitación corregidas en el periodo de referencia (*ref*) para un día dado (*d*); los subíndices *m*, *q*, *obs* y *sim* indican mes, percentil, observaciones y simulaciones climáticas, respectivamente; en el periodo futuro (*fut*), las variables meteorológicas se corrigen con la Ecuación (3) y la Ecuación (4):

$$T_{corr(d)}^{fut} = T_{sim(d)}^{fut} + \left( T_{obs(m,q)}^{ref} - T_{sim(m,q)}^{ref} \right) \quad (3)$$

$$P_{corr(d)}^{fut} = P_{sim(d)}^{fut} \left( \frac{P_{obs(m,q)}^{ref}}{P_{sim(m,q)}^{ref}} \right) \quad (4)$$

## Métodos

La cadena de simulación hidroclimática consiste en un ensamble de simulaciones climáticas (corregidas) provenientes de tres MCG bajo tres escenarios de emisión (B1, A1B y A2) que se usan como datos de entrada de un modelo hidrológico. Los caudales simulados se analizan para estimar el impacto del cambio climático en diversos indicadores hidrológicos. Esta metodología permite evaluar la incertidumbre relacionada con el modelo climático, escenario de emisión y variabilidad natural del clima.

## El modelo hidrológico

El modelo *SWAT* (*Soil Water Assessment Tool*) (Arnold, Srinivasan, Muttiah, & Williams, 1998) es hidrológico de tipo físico semidistribuido. Se seleccionó debido a que ha sido usado ampliamente en estudios previos para evaluar el impacto del cambio climático en recursos hídricos (p. ej., Githui, Gitau, Mutua, Bauwens, 2009; Troin, Velázquez, Caya, & Brissette, 2015). El modelo *SWAT* divide la cuenca en varias Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), que toman en cuenta la variabilidad espacial (relieve, uso del suelo, tipo de suelo, etc.) de la cuenca. Para cada URH, el modelo *SWAT* simula el balance hidrológico de la cuenca en un paso de tiempo diario. El balance hidrológico se evalúa con la Ecuación (5):

$$W_t = W_o + \sum_{i=1}^t (P_i - Q_{isurf} - ET_i - w_i - Q_{igw}) \quad (5)$$

Donde  $W_t$  es la humedad del suelo en un tiempo  $t$ ;  $W_o$ , la humedad inicial del suelo. Para un día dado  $i$ ,  $P_i$  es la precipitación;  $Q_{isurf}$ , el escurrimiento superficial;  $ET_i$ , la evapotranspiración;  $w_i$ , el agua percolada a través del perfil del suelo, y  $Q_{igw}$  es el flujo subterráneo. Todos los términos se expresan en mm de agua. Las referencias detalladas del modelo se dan en Neitsch, Arnold, Kiniry, Williams y King (2002).

El modelo *SWAT* se calibró en el periodo 1971-1985 y se validó en el periodo 1986-2000 para ambas cuencas. La eficacia del modelo se evaluó con el coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS). Los resultados muestran que *SWAT* simula de forma adecuada el caudal en los periodos



de calibración y validación, con valores de NS de 0.91 y 0.85, respectivamente, para la cuenca del río Tapaón, y valores de 0.86 y 0.84 en calibración y validación para la cuenca del río Papagayo.

## Indicadores hidrológicos

Se seleccionaron dos indicadores hidrológicos para evaluar el impacto del cambio climático en hidrología de las cuencas:

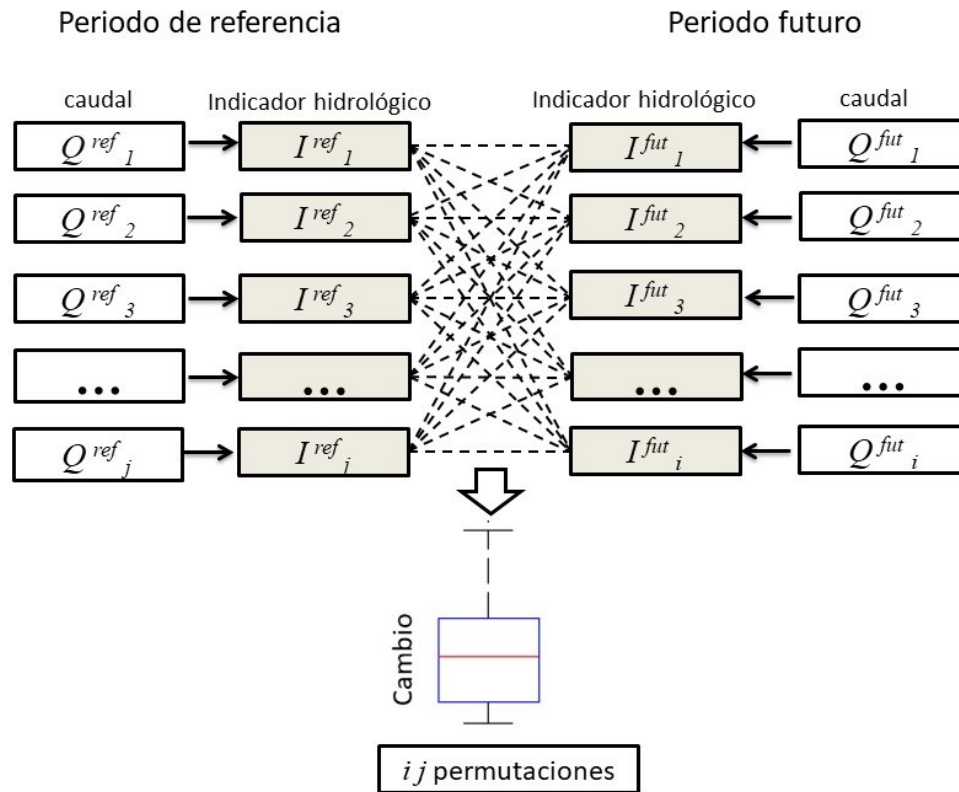
1. El caudal medio diario (OMF).
2. El caudal con periodo de retorno de dos años (HF2). Para calcularlo, se supone que la serie sigue la función de distribución de probabilidad log Pearson III (p. ej., Muerth *et al.*, 2013; Troin *et al.*, 2015).

Los MCGs usados en este estudio proveen un ensamble de simulaciones climáticas que se usan para la evaluación de incertidumbre de la VNC. Para ello, los cambios relativos en los indicadores hidrológicos se evalúan con permutaciones, tal como propone el trabajo de Velázquez *et al.* (2013). Este método asume que cada miembro del ensamble (en ambos periodos) es una representación independiente del clima. Por lo tanto, la permutación permite comparar el clima futuro de un miembro dado con el clima presente de todos los miembros del ensamble.

Las diferencias relativas en los indicadores hidrológicos ( $\Delta_{ij}$ ) se calculan con la Ecuación (6):

$$\Delta_{ij} = \frac{I_i^{fut} - I_j^{ref}}{I_j^{ref}} \quad (6)$$

En la Ecuación (6), los subíndices  $i$  y  $j$  representan las simulaciones climáticas usadas para evaluar los indicadores hidrológicos. Por lo tanto, con CGC y MRI se obtienen 25 valores de cambio relativo mientras que con ECH se obtienen nueve. El diagrama de caja de los cambios relativos (como se muestra en la Figura 4) da una estimación de la incertidumbre relacionada con la variabilidad natural del clima.



**Figura 4.** Diagrama del proceso de permutación.

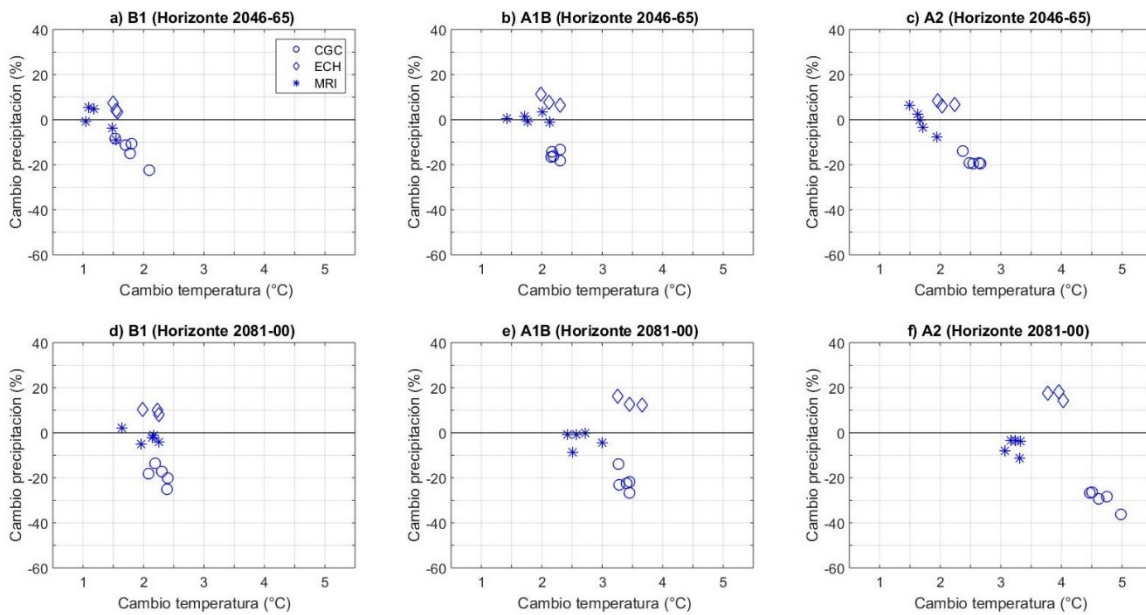
El impacto del cambio climático en los indicadores hidrológicos ( $\Delta I$ ) se expresa como la diferencia entre los indicadores evaluados en el periodo ( $I^{ref}$ ) de referencia y el periodo futuro ( $I^{fut}$ ).

## Resultados

### Cambios en temperatura y precipitación en el periodo futuro

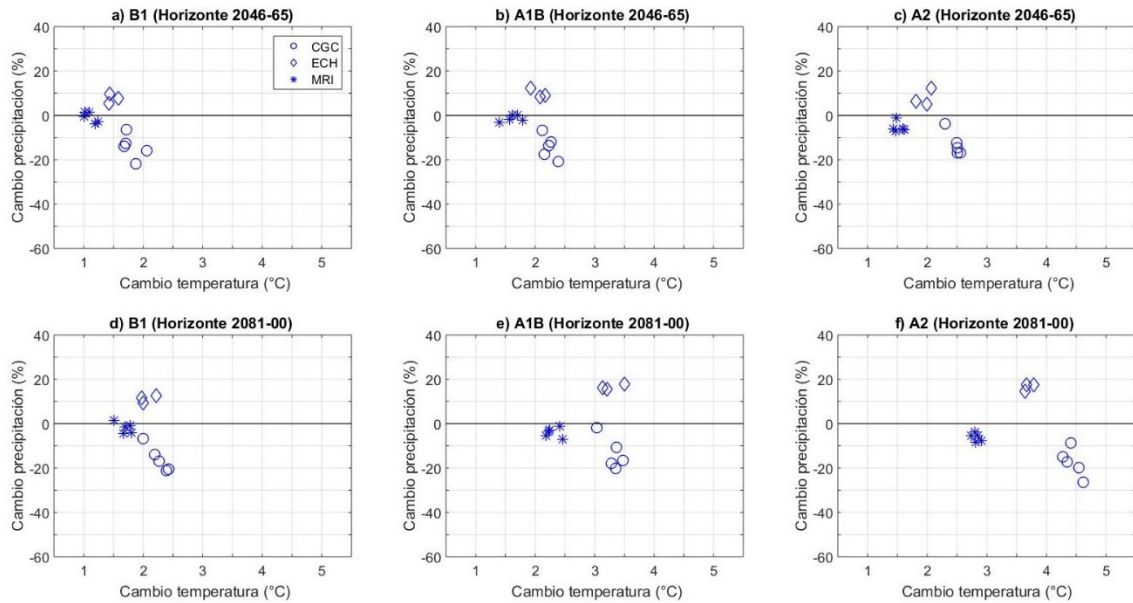
Los cambios en precipitación y temperatura se estiman al analizar las diferencias en las simulaciones climáticas (corregidas) entre los periodos futuros (2046-2065 y 2081-2100) y el periodo de referencia (1971-2000). La Figura 5 y Figura 6 muestran las señales de cambio climático para la temperatura media anual y la precipitación media anual para las cuencas del río Tampaón y del río Papagayo, respectivamente. Los resultados indican que, en ambos periodos futuros, se estima un aumento de la temperatura. Sin embargo, los MCGs proyectan diferentes valores de incremento para un escenario de emisión dado. Los tres escenarios de emisión utilizados en este estudio (A1B, B1 y A2) consideran diferentes hipótesis sobre la población futura en relación con la manera de producir y utilizar energía (IPCC, 2010). Como es de esperar, el mayor cambio de temperatura es estimado para el horizonte 2081-2100 bajo el escenario A2, seguido de los escenarios A1B y B1. El incremento de la temperatura también varía dependiendo del MCG: los

modelos ECH y CGC por lo general presentan los menores y mayores incrementos de temperatura de manera respectiva.



**Figura 5.** Señal de cambio climático en la cuenca del río Tamaopón, estimada con los tres MCGs para los horizontes 2046-2065 (paneles superiores) y 2081-2100 (paneles inferiores) bajo los escenarios B1 (a y d), A1B (b y e) y A2 (c y f).





**Figura 6.** Similar a la Figura 5 para la cuenca del río Papagayo.

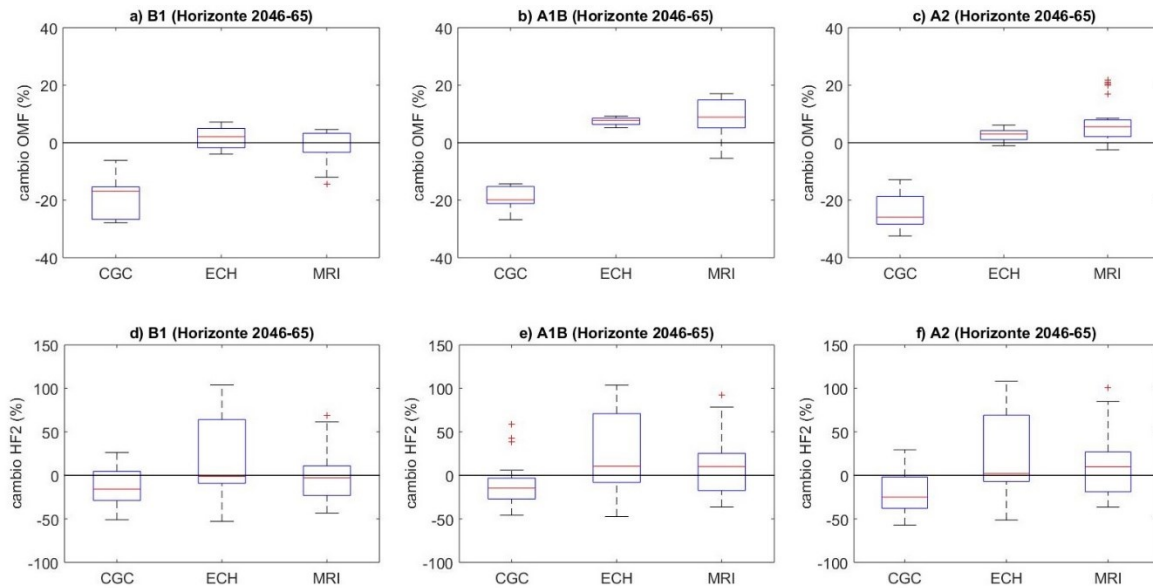
Los resultados son más variados para la precipitación. Así, en la Figura 5 y Figura 6 se puede ver que, en las dos cuencas, el modelo CGC estima un decremento en la precipitación, mientras que ECH evalúa un incremento. Por otro lado, MRI proyecta pocos cambios en el futuro para ambas cuencas.

Además, la Figura 5 y Figura 6 muestran que los valores de cambio de la temperatura y precipitación para el periodo 2081-2100 están más extendidos que en el horizonte 2046-2065, en especial para el escenario A2. Este resultado destaca la forma en que la incertidumbre varía según se considera un escenario de emisión y un horizonte de predicción dado. Asimismo, se puede ver que los cambios relativos pueden estar superpuestos entre los MCGs (p. ej., horizonte 2046-2065

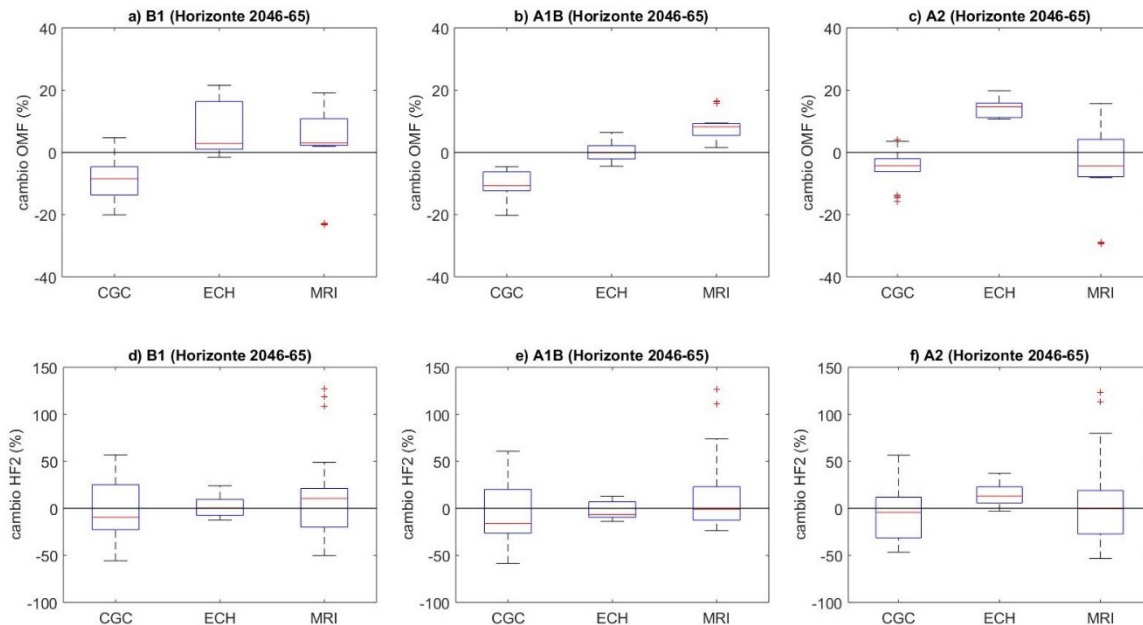
bajo el escenario B1; Figura 5a), lo que muestra que en este horizonte y con este escenario, la incertidumbre relacionada con la VNC es similar a la incertidumbre vinculada con el MCG. En contraste, la incertidumbre asociada con la VNC se vuelve menos importante en el horizonte 2081-2100 (Figura 5f). Tal resultado está de acuerdo con el trabajo de Hawkins y Sutton (2009), el cual analiza diferentes fuentes de incertidumbre en la predicción de la temperatura. Los autores de este trabajo mostraron que el peso específico que tiene cada fuente de incertidumbre varía con el escenario de emisión y con el horizonte de predicción. Por lo tanto, las fuentes dominantes de incertidumbre (con mayor peso) son el modelo climático y el escenario de emisión cuando se consideran los horizontes de predicción largos.

## **Incertidumbre asociada con la variabilidad natural del clima en los indicadores hidrológicos**

La Figura 7 y Figura 8 muestran, para los indicadores hidrológicos seleccionados, los cambios relativos entre el periodo de referencia (1971-2000) y el periodo futuro (2046-2065) evaluados con la Ecuación (6), para la cuenca del río Tapaón y la cuenca del río Papagayo, respectivamente.



**Figura 7.** Cambios relativos (evaluados con la Ecuación (6)) para el caudal medio (OMF, paneles superiores) y el caudal alto con periodo de retorno de dos años (HF2, paneles inferiores) entre el periodo de referencia (1971-00) y el periodo futuro (horizonte 2046-65) para la cuenca del río Tampaón. Los diagramas de caja muestran la mediana, y los percentiles 25 y 75.



**Figura 8.** Similar a la Figura 7, pero para la cuenca del río Papagayo.

A partir de estas figuras se puede observar que por lo general CGC conduce a valores negativos de OMF. Sin embargo, ECH y MRI producen valores tanto positivos como negativos para este indicador. Por ejemplo, para la cuenca del río Papagayo bajo el escenario A1B (Figura 8b), los valores de OMF para ECH varían entre -4.5% y +6.3%, con un valor mediano de -0.1%. Se puede notar que en algunos casos el rango de valores de cambios en OMF obtenidos con un MCG es cubierto por los cambios obtenidos con otro modelo. Por ejemplo, en la cuenca del río Tampaón (escenario A1B, Figura 7), los valores de cambios relativos para OMF obtenidos con MRI varían entre -5.5% y 17%, y cubre los valores de cambios relativos obtenidos con ECH (entre 7 y 9%), aunque el valor mediano de cambio en OMF para los dos modelos es muy cercano (8%). Esta situación es más común para el indicador de

caudal alto (Figura 7d, Figura 7e y Figura 7f), lo cual indica que la señal de cambio climático en HF2 obtenida con los diferentes MCG puede ser similar debido a la incertidumbre relacionada con la VNC.

El test de suma de rangos de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) fue hecho para evaluar si dos muestras de cambios relativos, obtenidas de distintos MCG, son independientes o no. En las tablas siguientes se presentan los resultados del test de Wilcoxon que muestran el rechazo (o no) de la hipótesis nula, la cual asume que dos series son muestras independientes de distribuciones continuas idénticas con medianas iguales. La Tabla 3 y Tabla 4 comparan (en pares), para un MCG dado, las series de cambio en los indicadores para los tres escenarios de emisión (B1, A1B y A2) para las cuencas del río Tampaón y del río Papagayo, respectivamente. De manera similar, la Tabla 5 y Tabla 6 comparan (en pares), las series de cambio en los indicadores para los tres MCG (CGC, ECH y MRI) para las cuencas del río Tampaón y del río Papagayo, respectivamente. Las áreas grises en la Tabla 3, Tabla 4, Tabla 5 y Tabla 6 indican que la hipótesis nula no es rechazada, esto es, que los pares de series tienen una señal de cambio climático similar debido a la variabilidad natural del clima.

**Tabla 3.** Resultados del test de Wilcoxon (*p-values*) en la comparación de pares de escenarios para la cuenca del río Tampaón. Las áreas grises indican que la hipótesis nula no fue rechazada a un nivel de significancia de 5%.

	CGC	ECH	MRI



Ind.	Hor.	B1-A1B	B1-A2	A1B-A2	B1-A1B	B1-A2	A1B-A2	B1-A1B	B1-A2	A1B-A2
OMF	2046-2065	0.712	0.030	0.088	0.001	0.605	<0.001	<0.001	<0.001	0.229
	2081-2100	<0.001	<0.001	0.002	<0.001	<0.001	0.114	0.063	0.003	0.081
HF2	2046-2065	0.954	0.222	0.174	0.796	0.436	0.863	0.125	0.222	0.907
	2081-2100	0.383	0.112	0.269	0.436	0.436	0.436	0.712	0.628	0.756

**Tabla 4.** Similar a la Tabla 3, pero para la cuenca del río Papagayo.

		CGC			ECH			MRI		
Ind.	Hor.	B1-A1B	B1-A2	A1B-A2	B1-A1B	B1-A2	A1B-A2	B1-A1B	B1-A2	A1B-A2
OMF	2046-2065	0.4263	0.0436	<0.001	0.077	0.1359	<0.001	0.4263	0.0914	<0.001
	2081-2100	0.415	0.017	0.2443	<0.001	0.014	0.6048	0.4492	0.0298	0.229
HF2	2046-2065	0.6554	0.8461	0.6414	0.3401	0.0625	0.004	0.8766	0.4492	0.4263
	2081-2100	0.9227	0.393	0.3825	0.3401	0.3865	0.9314	0.6695	0.6004	>0.99

**Tabla 5.** Resultados del test de Wilcoxon (*p-values*) en la comparación de pares de MCG para la cuenca del río Tampoán. Las áreas grises indican que la hipótesis nula no fue rechazada a un nivel de significancia de 5%.

Ind.	Hor.	CGC-ECH			CGC-MRI			ECH-MRI		
		B1	A1B	A2	B1	A1B	A2	B1	A1B	A2
OMF	2046-2065	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.258	0.310	0.118
	2081-2100	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.532	0.009
HF2	2046-2065	0.086	0.029	0.019	0.214	0.015	0.001	0.292	0.458	0.435
	2081-2100	0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.226	0.086	0.017

**Tabla 6.** Similar a la Tabla 5, pero para la cuenca del río Papagayo.

Ind.	Hor.	CGC-ECH			CGC-MRI			ECH-MRI		
		B1	A1B	A2	B1	A1B	A2	B1	A1B	A2
OMF	2046-2065	<0.001	<0.001	<0.001	0.005	<0.001	0.756	0.969	<0.001	0.002
	2081-2100	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	0.074	0.006	<0.001	<0.001	<0.001
HF2	2046-2065	0.369	0.274	0.042	0.304	0.027	0.641	0.585	0.482	0.160
	2081-	0.032	0.009	0.067	0.187	0.214	0.587	0.585	0.056	0.051

	2100									
--	------	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Así, se puede ver en la Tabla 3 y Tabla 4 que cuando se comparan los escenarios de emisión, la hipótesis nula no es rechazada en todos los casos de HF2. Los resultados para OMF son mixtos, por ejemplo, para el río Tamaón, en el periodo 2081-2100, la hipótesis nula fue rechazada para todos los casos de CGC, y en algunos casos de ECH y MRI (Tabla 3).

Por otro lado, cuando los pares de series de cambios son comparados por MCGs (Tabla 5 y Tabla 6), los resultados muestran un rechazo general de la hipótesis nula para el indicador OMF. La excepción se da para el río Tamaón en el horizonte 2046-2065, en la que la hipótesis nula no es rechazada para el par ECH-MRI en ningún escenario. En el caso de OMF para el río Papagayo (Tabla 6), la comparación en las series de cambios muestra que la hipótesis nula no fue rechazada para tres casos aislados. Sin embargo, los resultados son diferentes en el caso del indicador de caudal alto (HF2): para el río Tamaón (Tabla 5), la hipótesis nula no es rechazada en la mayoría de los casos cuando los pares ECH-MRI son evaluados. De manera similar para la cuenca del río Papagayo (Tabla 6) no hay rechazo de la hipótesis nula en la mayoría de los pares CGC-MRI y en todos los pares ECH-MRI.

Los resultados anteriores muestran que existe una incertidumbre importante en la evaluación del impacto del cambio climático del caudal alto (HF2), y que ésta se relaciona más con la VNC que con la elección del MCG o el escenario de emisión. Por otro lado, se puede observar que

la incertidumbre asociada con la VNC es menos importante para el caudal medio (OMF) que para el caudal alto.

## Conclusión

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto del cambio climático en dos cuencas mexicanas con diferente régimen hidrológico, considerando tres tipos de incertidumbre: el modelo climático (MCG), el escenario de emisión y la variabilidad natural del clima (VNC).

En lo que respecta a los cambios proyectados en las variables meteorológicas, el análisis mostró que en las dos cuencas hay una gran variabilidad en la precipitación, dado que los MCGs seleccionados estiman tanto incremento como decremento en el futuro. Además, la incertidumbre asociada con la VNC es una fuente importante de incertidumbre, dependiendo del escenario de emisión considerado.

Estudios previos muestran que la fuente más importante de incertidumbre en la evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos es la elección del MCG (p. ej., Graham, Hagemann, Jaun, & Beniston, 2007). Los resultados del presente estudio muestran que la incertidumbre asociada con el modelo climático es un factor

determinante, sin embargo, la incertidumbre ligada con la VNC no puede ser subestimada. Así, los resultados muestran que la incertidumbre relacionada con la VNC es crítica en el caso de caudales altos, y hasta cierto punto comparable con la incertidumbre asociada con MCG y el escenario de emisión.

El trabajo en el futuro deberá incluir más cuencas de estudio, con el fin de explorar los diversos climas en el territorio mexicano. Además, deberán evaluarse otras fuentes de incertidumbre, como la elección del método de corrección de sesgo y el modelo hidrológico. Por último, este trabajo se basó en simulaciones climáticas del experimento CMIP3, por lo que se deberán también considerar simulaciones del experimento CMIP5.

### **Agradecimientos**

Los autores agradecen a los grupos de investigación del PCMDI (*Program for Climate Model Diagnosis and Intercomparison*) y del WGCM (*WCRP's Working Group on Coupled Modelling*), que hicieron disponibles las simulaciones climáticas.

### **Referencias**

Arnell, N. G., & Gosling, S. N. (2013). The impacts of climate change on river flow regimes at the global scale. *Journal of Hydrology*, 486, 351-364.

- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89.
- Braun, M., Caya, D., Frigon, A., & Slivitzky, M. (2012). Internal variability of Canadian RCM's hydrological variables at the basin scale in Quebec and Labrador. *Journal of Hydrometeorology*, 13, 443-462.
- CICESE, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. (2017). *Base de datos climatológica nacional*. Ensenada, México: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx>
- Deser, C., Knutti, R., Solomon, S., & Phillips, A. S. (2012). Communication of the role of natural variability in future North American climate. *Nature Climate Change*, 2(11), 775-779.
- Githui, F., Gitau, W., Mutua, F., & Bauwens, W. (2009). Climate change impact on SWAT simulated streamflow in western Kenya. *International Journal of Climatology*, 29, 1823-1834.
- Graham, L. P., Hagemann, S., Jaun, S., & Beniston, M. (2007). On interpreting hydrological change from regional climate models. *Climatic Change*, 81, 97-122.
- Gratiot, N., Duvert, C., Collet, L., Vinson, D., Némery, J., & Sáenz-Romero, C. (2010). Increase in surface runoff in the central



- mountains of Mexico: Lessons from the past and predictive scenario for the next century. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 291-300. DOI: 10.5194/hess-14-291-2010
- Hawkins, E., & Sutton, R. (2009). The potential to narrow uncertainty in regional climate predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 90, 1095-1107.
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2018). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de <https://www.imta.gob.mx/bandas>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2010). *Emissions Scenarios: IPCC Special Report*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). *Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: Impacts, adaptation, and vulnerability*. Cambridge, UK, & New York, USA: Cambridge University Press.
- Jung, T. (2005). Systematic errors of the atmospheric circulation in the ECMWF forecasting system. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 131, 1045-1073. DOI:10.1256/qj.04.93
- Maderey, L. E., Jiménez, A., & Carrillo, J. J. (2013). Global climate change and its effect on hydrological resources of Mexico's central

- region. *Analele stiintifice ale Universitatii "Alexandru Ioan Cuza" din Iasi-seria Geografie*, 59(1), 59-78.
- Meehl, G. A., Covey, C., Taylor, K. E., Delworth, T., Stouffer, R. J., Latif, M., McAvaney, B., & Mitchell, J. F. B. (2007). THE WCRP CMIP3 Multimodel dataset: A new era. *Climate Change Research. Bulletin of the American Meteorological Society*, 88, 1383-1394.
- Mendoza, V. M., Villanueva, E. E., & Adem, J. (1997). Vulnerability of basins and watersheds in Mexico to global change. *Climate Research*, 9, 139-145.
- Molina-Navarro, E., Hallack-Alegría, M., Martínez-Pérez, S., Ramírez-Hernández, J., Mungaray-Moctezuma, A., & Sastre-Merlín, A. (2016). Hydrological modeling and climate change impacts in an agricultural semiarid region. Case study: Guadalupe River Basin, Mexico. *Agricultural Water Management*, 175, 29-42.
- Mpelasoka, F. S., & Chiew, F. H. S. (2009). Influence of rainfall scenario construction methods on runoff projections. *Journal of Hydrometeorology*, 10, 1168-1183.
- Muerth, M. J., Gauvin St-Denis, B., Ricard, S., Velázquez, J. A., Schmid J., Minville, M., Caya, D., Chaumont, D., Ludwig, R., & Turcotte, R. (2013). On the need for bias correction in regional climate scenarios to assess climate change impacts on river runoff. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 1189-1204.

- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R., & King, K. W. (2002). *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2000*. Texas, USA: Texas Water Resources Institutes.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633-1644.
- Rivas, I., Güitrón, A., & Montero, M. (2011). Hydrologic vulnerability to climate change of the Lerma-Chapala Basin, Mexico. *Sustainability Today*, 297-308.
- Robles-Morua, A., Che, D., Mayer, A. S., & Vivoni, E. R. (2015). Hydrological assessment of proposed reservoirs in the Sonora River Basin, Mexico, under historical and future climate scenarios. *Hydrological Sciences Journal*, 60(1), 50-66.
- Sedue, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. (1986). *Estudio de calidad y clasificación del río Tampaón, San Luis Potosí y Querétaro México*, DF: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.
- Tapia, E. M., Minjarez, I., Espinoza, I., & Minjarez, C. (2014). Use of Stella Software for the modelling of climate change impacts on water balance for the Rio Yaqui Basin, Sonora, Mexico. *European Scientific Journal, ESJ*, 10(14), 351-360.
- Teutschbein, C., Wetterhall, F., & Seibert, J. (2011). Evaluation of different downscaling techniques for hydrological climate-change impact studies at the catchment scale. *Climate Dynamics*, 37, 2087-2105.

- Troin, M., Velázquez, J. A., Caya, D., & Brissette, F. (2015). Comparing statistical post-processing of regional and global climate scenarios for hydrological impacts assessment: A case study of two Canadian catchments. *Journal of Hydrology*, 520, 268-288.
- Velázquez, J. A., Schmid, J., Ricard, S., Muerth, M. J., Gauvin St-Denis, B., Minville, M., Chaumont, D., Caya, D., Ludwig R., & Turcotte, R. (2013). An ensemble approach to assess hydrological models' contribution to uncertainties in the analysis of climate change impact on water resources. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 565-578, DOI: 10.5194/hess-17-565-2013
- Velázquez, J. A., Troin, M., & Caya, D. (2015). Hydrological modeling of the Tampoan River in the context of climate change. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(5), 17-30.
- Velázquez-Zapata, J. A., Troin, M., & Dávila-Ortiz, R. (2017). Evaluación del impacto del cambio climático en los indicadores hidrológicos de una cuenca del centro de México con base en un ensamble de modelos climáticos y en el modelo hidrológico SWAT. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 18(3), 341-351.

## **Claves para avanzar en GIRHT: tres laboratorios de planificación en Andalucía, España**

## **Keys for improving in IWLRM: Three laboratories in Andalusia, Spain**

Mercedes Rosa España-Villanueva<sup>1</sup>

Luis Miguel Valenzuela-Montes<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio, Universidad de Granada, España, merespavil@ugr.es, merespavil@hotmail.com

<sup>2</sup>Research Cluster on Territorial Synergies (CLUSTER), Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio, Universidad de Granada, España, lvmontes@ugr.es, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9805-8873>

<sup>1,2</sup>ETS Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos, Campus de Fuentenueva s/n, 18071, Granada, España

Autor para correspondencia: Luis Miguel Valenzuela-Montes,  
lvmontes@ugr.es

## Resumen

El logro de una gestión más sostenible de los recursos hídricos requiere sin duda una gestión integrada junto con los recursos territoriales, y así se viene afirmando en los foros científicos y técnicos de todo el mundo desde hace varias décadas. Este consenso generalizado no se ha traducido, sin embargo, en resultados efectivos debido a la existencia de impedimentos de diversa índole (administrativos, conceptuales, temporales...). El presente artículo plantea mejorar la redacción de los instrumentos de planificación (de naturaleza territorial e hidrológica) para que durante sus fases de vigencia se alcance en sus ámbitos de aplicación una gestión más integrada. Se sugieren cambios en cuanto al contenido de los planes según un marco de referencia que incluye el tratamiento de cuestiones relevantes para la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales (GIRHT) desde tres dimensiones distintas: presencia, efectividad, coherencia, lo que permitirá definir “planes modelos para la GIRHT” en ámbitos espaciales concretos. A partir de esta propuesta se desarrolla una metodología que compara los “planes modelo” y los planes existentes, con el fin de evaluar la aptitud



(alta, media, baja) de tales instrumentos para lograr la GIRHT, y además facilita la identificación de claves para alcanzar mejoras. Se han empleado como laboratorios territoriales tres ámbitos de Andalucía, España, en los que, tras evaluar sus principales instrumentos de planificación desde la perspectiva de la GIRHT, se han identificado las claves para mejorarlos y alcanzar así una gestión más integrada en dichas zonas.

**Palabras clave:** recursos hídricos y territoriales, gestión integrada, instrumentos de planificación, marco de referencia de contenidos, claves de mejora.

### **Abstract**

Of course, achieving a more sustainable water resources management needs an integrated management of them with land resources. This idea has been accepted by scientists and technicians all over the world for several decades. However, the consensus has not had significant operational results due to different existing impediments (administrative, conceptual, temporary...). This article suggests improve the proposals in the planning instruments (spatial and river basin plans) to achieve a more integrated management in this scopes. It is proposed to modify the content of plans according to a framework which include

important issues to the integrated management of water and territorial resources (IWLRM) from three unlike dimensions (presence, effectiveness, coherence) and so defining “model plans” for advancing in IWLRM in specific areas. With the proposed framework, we develop an original methodology to compare the “model plan” and the current plans. The results will show the aptitude (high, medium or low) of the assessed plans to achieve IWLRM and besides, they will facilitate the identification of keys to progress in IWLRM. Three zones of Andalusia, Spain, have been used as laboratories.

**Keywords:** Water and land resources, integrated management, planning instruments, information framework, key improvements.

Recibido: 04/09/2018

Aceptado: 28/03/2019

## Introducción

La gestión integrada de recursos hídricos y territoriales (GIRHT) está ampliamente aceptada (Falkenmark & Rockström, 2004; Calder, 2005; UNU-IHDP, 2014) como propuesta solvente para lograr una gestión más adecuada de estas dos tipologías de recursos tras casi tres décadas de debate intenso (Mitchell, 1990; Calder, 1998; Carter, Kreutzwiser, & DeLoë, 2005; Del Moral, 2006; Woltjer & Al, 2007; Ingram, 2008; Carmon & Shamir, 2010; Smith, Blackstock, Wall, & Jeffrey, 2014; Borchardt, Bogardi, & Ibisch, 2016), al minimizar los problemas ambientales y económico-sociales que existen (GWP, 2000; Jonch-Clausen & Fugl, 2001; Calder, 2005; GWP, 2008) y los que se prevén en el futuro, y que no podrán abordarse desde una perspectiva sectorial (Moss, 2004; Mukhtarov & Gerlak, 2014).

Entre las opciones barajadas para lograr una gestión más integrada se encuentra la coordinación del contenido de los instrumentos de planificación territorial e hidrológica (Carter, 2007; Del Moral, 2009). Pero para que las modificaciones en el contenido de estos instrumentos sean asumibles y permitan realmente avanzar, deben concebirse desde la perspectiva que sobre la integración tiene Mitchell (1987, 2005, 2008, 2015), es decir, centrarse en las principales

variables hídrico-territoriales existentes en el ámbito de intervención y en sus interrelaciones esenciales.

Atendiendo a este posicionamiento, el presente artículo identifica algunas claves para abordar la modificación de contenidos en los instrumentos de planificación (hidrológicos y territoriales) de Andalucía (región de España), de manera que durante la fase de vigencia de los mismos se avance hacia la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

Para obtener dichas claves, el artículo comienza buscando respuesta a: ¿cómo deberían ser los planes desde la perspectiva de la GIRHT?, intentando para ello precisar cuáles son los “planes ideales” para tal propósito. Así, se afronta la siguiente cuestión: ¿cómo evaluar la aptitud de los instrumentos de planificación actualmente vigentes? Con este objetivo, empleando una metodología propia, se compara el plan evaluado con el plan previamente definido como el “ideal” (para el ámbito de estudio específico) y se determina si la aptitud para la GIRHT es alta, media o baja.

## **Tres laboratorios territoriales andaluces: caracterización desde un enfoque integrado**

Las propuestas que incluye este artículo para mejorar la GIRHT parten de la realidad andaluza y se definen para ese contexto. Con el objeto de ensayar la metodología se seleccionaron tres laboratorios territoriales andaluces de escala subregional: Levante de Almería, Costa Noroeste de Cádiz y Costa Occidental de Huelva.

### **Marco normativo-administrativo**

En materia territorial, en España, las competencias son exclusivas de las Administraciones Autonómicas (Feria, Rubio, & Santiago, 2005) y concretamente en Andalucía se rigen por la Ley de Ordenación del Territorio (Ley 1/1994, 1994). En esta Ley se contemplan dos instrumentos de planificación integral del territorio: el Plan de

Ordenación del Territorio de Andalucía (POTA, en adelante) y los Planes de Ordenación del Territorio de Ámbito Subregional (POT, en adelante). Los laboratorios territoriales seleccionados poseen POTs aprobados, cuyos nombres se han utilizado para designarlos: POT Costa Occidental de Huelva (aprobado en 2006); POT Levante de Almería (2009); POT Costa Noroeste de Cádiz (2011).

Además, hay que considerar los instrumentos de planeamiento urbanístico, siendo los Planes Generales de Ordenación Urbanística (PGOU, en adelante) los más relevantes en Andalucía (Ley 7/2002). Dentro de cada uno de los laboratorios territoriales se han seleccionado dos municipios, de los que se analizarán sus PGOU: Antas (2009) y Vera (2009) en el ámbito Levante de Almería; Chipiona (2005) y Rota (2008) de la Costa Noroeste de Cádiz; Lepe (2015) y Cartaya (2015) del Litoral Occidental de Huelva.

En materia de aguas, en lo que llevamos de siglo, han acaecido en Andalucía dos hitos normativos muy relevantes:

- La entrada en vigor de la Directiva Marco de Aguas (Directiva 60/2000), que introdujo el concepto de demarcación hidrográfica, derogando el de cuenca hidrográfica. Esto obligó a reorganizar la administración sectorial y Andalucía, que hasta ese momento

estaba afectada por cuatro planes hidrológicos (PH, en adelante), quedó sujeta a seis.

- La transferencia a la administración autonómica de las competencias relativas a las demarcaciones intracomunitarias (Demarcación de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas; Demarcación del Guadalete-Barbate; Demarcación del Tinto-Odiel-Piedras) en 2005 y 2006.

Gran parte de la superficie de los tres laboratorios seleccionados está afectada por planes hidrológicos cuya competencia posee la Administración Autonómica Andaluza, y son los instrumentos de planificación hidrológica que se van a evaluar para conocer su aptitud respecto a la GIRHT, aprobados todos ellos en 2016: PH Demarcación Tinto-Odiel-Piedras; PH Demarcación Cuencas Mediterráneas Andaluzas; PH Demarcación Guadalete-Barbate.

En la Figura 1 se muestra la localización de los laboratorios territoriales seleccionados y los ámbitos de los principales instrumentos de planificación que les afectan en materia territorial e hidrológica que se van a analizar.





**Figura 1.** Localización de los laboratorios territoriales e instrumentos de planificación valorados.

## Singularidades naturales y socioeconómicas

Las particularidades naturales y socioeconómicas de los tres laboratorios de estudio se sintetizan en la Figura 2.

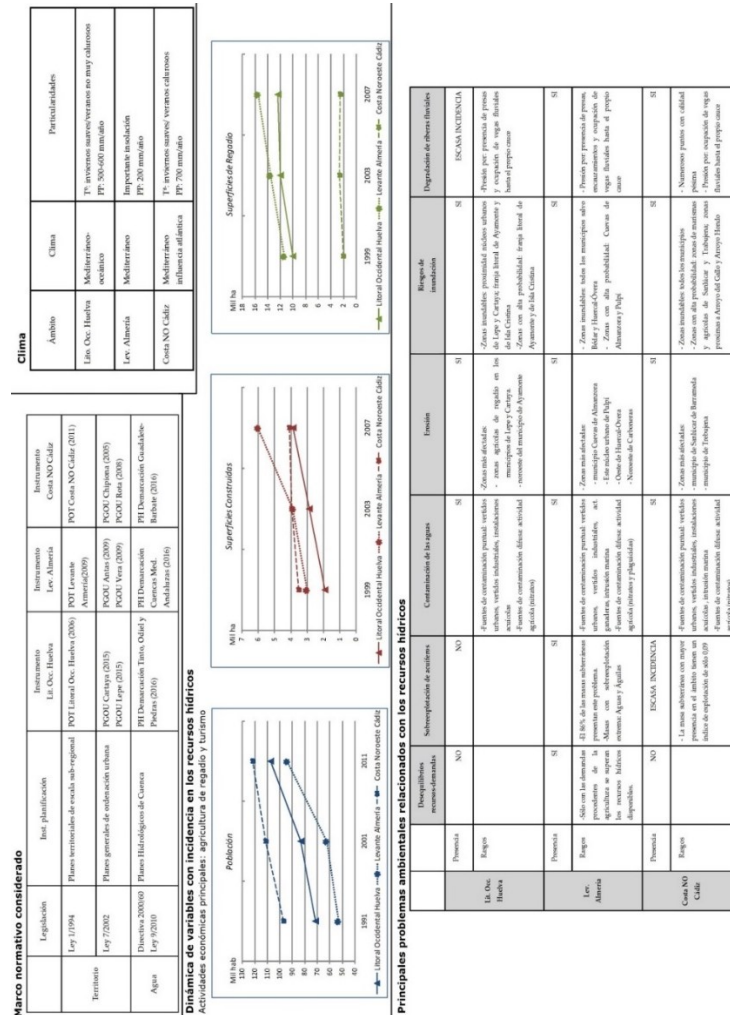


Figura 2. Síntesis de la caracterización territorial desde la perspectiva integrada de los tres laboratorios.

Como se desprende de la Figura 2, las condiciones de los tres laboratorios son muy similares:

- Son ámbitos litorales en los que predomina el clima mediterráneo.
- Presentan como actividades económicas principales la agricultura de regadío y el turismo (siendo, además, actividades con elevadas demandas hídricas).
- Han experimentado, en los últimos 15 años, una evolución importante en cuanto a superficie construida.
- Presentan importantes problemas ambientales vinculados con el agua y el territorio, al mismo tiempo que albergan zonas de gran valor ambiental.

## **Materiales y métodos**

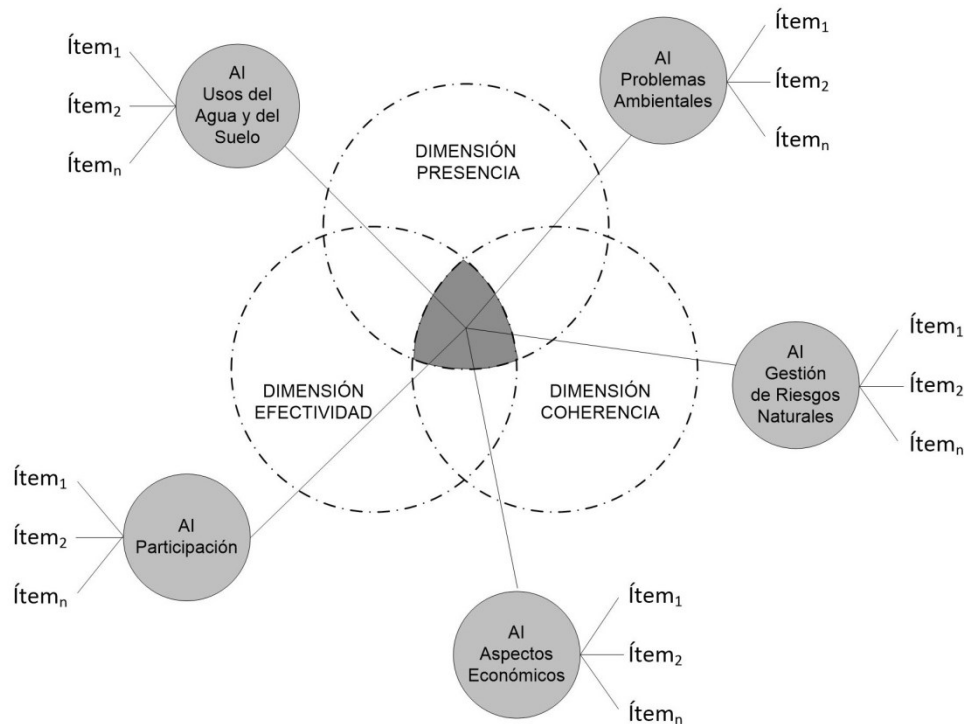
### **Modificar el contenido de los planes para prosperar en GIRHT**

Partiendo de la premisa de que el tratamiento común de variables hídricas y territoriales, así como de las principales interrelaciones entre ellas, puede favorecer una gestión más integrada durante el periodo de vigencia de los planes (España-Villanueva & Valenzuela-Montes, 2016), primero se va a definir cuál será el marco de referencia en cuanto a contenido —que los instrumentos de planificación deben cumplir para avanzar en GIRHT— y que dibujará el que sería el plan “ideal” para lograr el objetivo.

### **Definición del marco de referencia a aplicar en los planes para avanzar en GIRHT**

En el contexto de los recursos hídricos y territoriales desde la perspectiva de la integración, es imprescindible la consideración de las características propias del ámbito de intervención para que las acciones tengan éxito. Antes de pensar en cuáles serían las variables vinculadas con estos recursos más trascendentes (GWP-INBO, 2009) en los

laboratorios andaluces elegidos, a las que se ha denominado “Ítems de integración agua-territorio”, presentamos la estructura genérica del marco de referencia (Figura 3), conformada por:



**Figura 3.** Marco de referencia genérico a aplicar en los planes para avanzar en la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

- Áreas de Integración (en adelante AI): que serían los aspectos principales a abordar por cualquier plan territorial e hidrológico desde una perspectiva integrada.

Con base en la revisión de trabajos previos (Jonch-Clausen & Fugl, 2001; Kidd & Shaw, 2007; GWP-INBO, 2009; Del Moral, 2009; Plummer, Grosbois, Loë, & Velaniskis, 2011; Mitchell, 2015), y el análisis de la normativa europea en materia de agua (en especial la Directiva 60/2000 y parte de la normativa que ha derivado de ella, como el Real Decreto 907/2007, 2007); se han reconocido cinco AI: usos del agua y del suelo; problemas ambientales; gestión de riesgos naturales vinculados con agua; aspectos económicos; participación.

Dimensiones de la información: aluden a tres requisitos que debería cumplir la información que se incluya en los planes sobre las AI:

- Dimensión Presencia (DP, en adelante). Hace referencia a la necesaria incorporación de información para mejorar la integración a través de la intervención a nivel de planificación (Molle, 2008).
- Dimensión Efectividad (DE, en adelante). Reconoce el requisito de que los planes incorporen medidas y propuestas que al desarrollarse durante la fase de gestión contribuyan a avanzar

en la dirección de la GIRHT. Deberían ser, por tanto, propuestas operativas.

- Dimensión Coherencia (DC, en adelante). Pone en evidencia la inapelable congruencia que debería existir entre los principales planes territoriales e hidrológicos aplicables en una misma zona, para posibilitar un avance hacia la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

A partir de la caracterización hecha de los tres laboratorios territoriales andaluces seleccionados (Figura 2), los ítems de integración agua-territorio serían los recogidos en la Tabla 1 (iguales para los tres ámbitos, al presentar características naturales y socioeconómicas similares y un mismo marco normativo). Aparecen en negrita aquellos ítems con los que se tendrá en consideración la Dimensión Coherencia.

**Tabla 1.** Ítems de integración agua-territorio específicos para los laboratorios andaluces seleccionados.

Áreas de integración	Ítems
Usos del agua y del suelo	<p>Unidades de gestión definidas con criterios territoriales e hidrológicos</p> <p>Información reciente de los recursos hídricos disponibles en cada unidad de</p>



	<p>gestión</p> <p>Información reciente y espacializada de los usos del agua y los usos del suelo</p> <p>Escenarios posibles (a medio plazo) de los usos del agua y los usos del suelo</p> <p>Localización de las principales masas de agua</p> <p><b>Medidas y perímetros de protección para las masas de agua</b></p> <p>Límites a las demandas de recursos hídricos</p> <p><b>Medidas para mantener o recuperar equilibrio entre recursos y consumos</b></p>
<p>Problemas ambientales</p>	<p>Identificación de masas de agua contaminadas o en riesgo</p> <p>Información reciente de las fuentes de contaminación</p> <p><b>Medidas para prevenir o eliminar la contaminación de las masas de agua</b></p> <p>Identificación de acuíferos sobreexplotados o en riesgo</p> <p><b>Medidas para prevenir o paliar la sobreexplotación</b></p> <p>Identificación de zonas en erosión hídrica o en riesgo de estarlo</p> <p><b>Restricciones a determinados usos y actividades en zonas con riesgo de erosión hídrica</b></p> <p><b>Medidas para prevenir o mejorar las zonas erosionadas</b></p>
<p>Gestión de riesgos naturales vinculados con el agua</p>	<p>Localización de zonas inundables</p> <p><b>Restricciones a determinados usos y actividades en zonas inundables</b></p> <p><b>Medidas para prevenir o actuar en avenidas</b></p> <p><b>Medidas extraordinarias en caso de sequía</b></p>
<p>Aspectos económicos</p>	<p><b>Asignación presupuestaria para las medidas propuestas en el resto de aspectos esenciales</b></p> <p>Recuperación de los costes de los servicios del agua, de los costes de capital y de los costes ambientales y del recurso</p>

Participación	<p><b>Procedimientos de colaboración con otras administraciones de diferente naturaleza y/o escala</b></p> <p>Fórmula para abrir procesos participativos en las diferentes fases de elaboración de los planes</p> <p>Incorporación de algunas de las aportaciones hechas en el proceso participativo en la versión final de los planes</p> <p>Mecanismo de <i>feedback</i> para la fase de gestión</p>
---------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

## **Valoración de la aptitud de los planes vigentes para prosperar en GIRHT**

De manera sencilla, la metodología que se ha diseñado persigue determinar la distancia que existe entre el plan evaluado y lo que se ha considerado el plan "ideal" (aquel que se ajuste al marco de referencia). Se obtendrán tres resultados parciales, uno para cada dimensión de la información, que reconocerán si el plan evaluado posee aptitud elevada, media o baja para avanzar en la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

La metodología se estructura en varias fases (Figura 4), existiendo en la tercera dos formas de proceder: una a aplicar para las

dimensiones Presencia y Efectividad y otra para la dimensión Coherencia (esta dimensión requiere un análisis comparado del plan evaluado con otros planes que tengan vigencia en el mismo ámbito).



Como se aprecia en la Figura 4, tras la extracción de la información relativa a los ítems de integración agua-territorio que contenga el plan analizado (Fase 1) y su clasificación (Fase 2), la evaluación según la DP y la DE (Fase 3.a) requerirá la asignación de valores (0, 1 o 2) a la información según su categorización previa, la sumatoria de los valores por áreas de información y la aplicación de factores de ponderación para cada AI (que se han determinado aplicando una herramienta de análisis jerárquico; Saaty, 1977). Después, y tras el cálculo previo del máximo valor posible que podría alcanzar la aptitud (el del "plan ideal", que tuviese información explícita en todos los ítems y propuestas útiles, respectivamente), se procederá a la normalización de los valores, dividiendo el valor del plan evaluado entre el máximo posible. El resultado final de la aptitud será:

- Valor normalizado de la aptitud (para DP y DE) entre 0-0.25 → aptitud baja para avanzar en la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.
- Valor normalizado de la aptitud (para DP y DE) entre 0.25-0.75 → aptitud media para avanzar en la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

- Valor normalizado de la aptitud (para DP y DE) entre 0.75-1  
→ aptitud alta para avanzar en la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

Para la evaluación de la aptitud de los planes según la Dimensión Coherencia (Fase 3.b), una vez clasificada la información extraída del plan (Fase 2), se requerirá la aplicación del diagrama de flujo diseñado, en cuyo planteamiento se han tomado en consideración las dos premisas reconocidas en la metodología (destacando como hito importante las incoherencias en aquellas AI que presentan factores de ponderación más elevados).

## Resultados

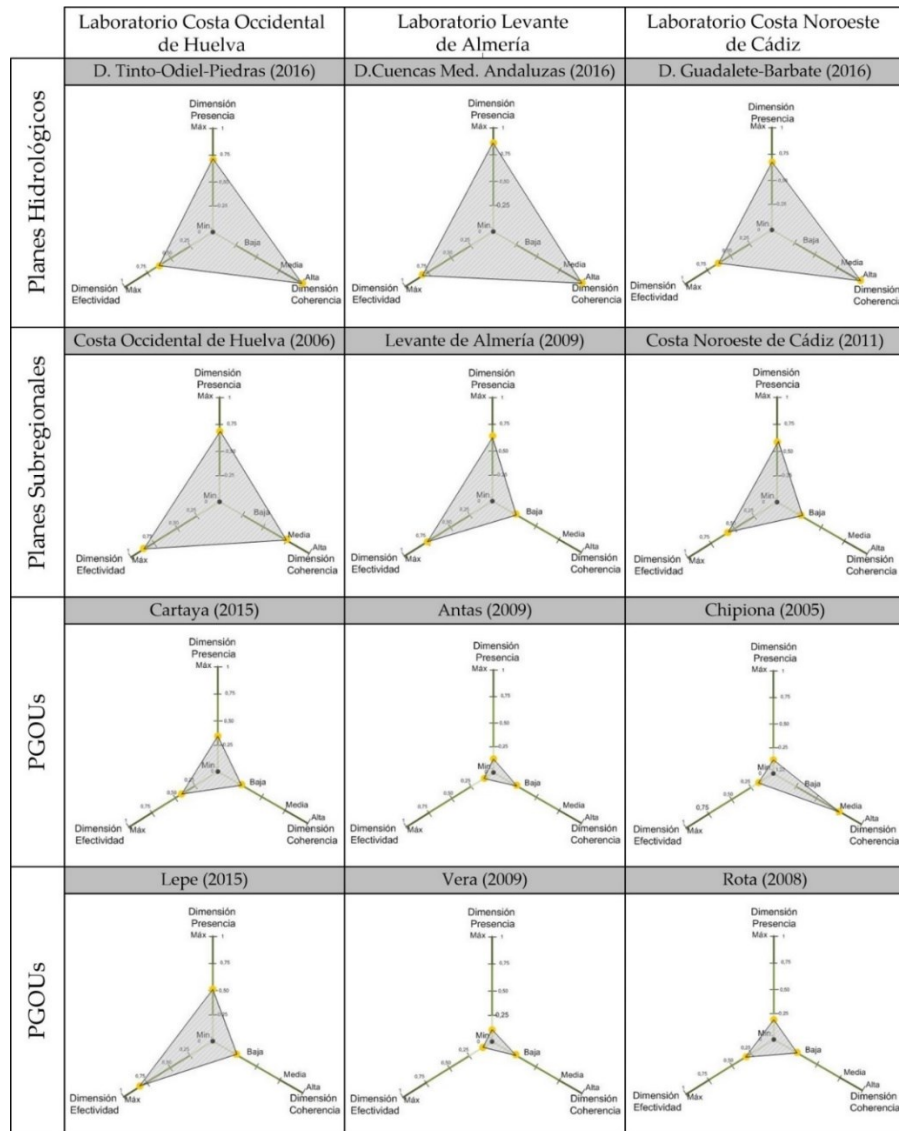
### **Aptitud para GIRHT de los instrumentos de planificación vigentes en los laboratorios territoriales**

Aplicando la metodología descrita a los 12 instrumentos de planificación seleccionados (con aplicación en los tres laboratorios andaluces), se ha obtenido su aptitud para avanzar en GIRHT durante su periodo de vigencia.

Con el objetivo de facilitar la comprensión de los resultados, para cada plan se han representado los tres resultados parciales (uno por cada dimensión de la información) en un gráfico de tres ejes y luego se han unido, conformando un triángulo cuya área podría interpretarse como la aptitud global del plan evaluado para avanzar en gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

Los resultados alcanzados se registran en la Figura 5. Posteriormente se reseñan los hallazgos más significativos obtenidos durante el proceso de evaluación de los planes de cada uno de los laboratorios territoriales.





**Figura 5.** Representación gráfica de los resultados obtenidos en los planes con aplicación en tres laboratorios andaluces.

## Costa Occidental de Huelva

Al observar los resultados en la Figura 5 correspondientes a los planes de este laboratorio, se constata que los instrumentos de mayor escala presentan mejor disposición para contribuir a la GIRHT, obteniendo el POT y el PH en las gráficas áreas más amplias que los PGOUs evaluados (Cartaya y Lepe).

Tras el análisis de contenidos de los cuatro planes cabe reseñar las siguientes cuestiones, por área de integración, debido a su significancia para la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales:

- AI "Usos del agua y del suelo": resulta muy llamativa la incoherencia detectada entre la documentación gráfica del POT y la de los PGOUs de Cartaya y Lepe referente a la clasificación de suelos. Varias zonas, con una superficie total cercana a las 1 000 ha se considerarán como no urbanizables en el POT, pero urbanizables en los planes municipales. Esta contradicción es en sí misma una barrera

para la GIRHT de la zona, pues incide no sólo en el uso del suelo sino también en la demanda de recursos hídricos, y en la gestión de los riesgos y problemas asociados.

- AI "Problemas Ambientales": es una de las áreas de integración con más trascendencia para posibilitar la GIRHT, como se desprende del factor de ponderación otorgado en la metodología. Sin embargo, presenta unos resultados bastante mejorables en los cuatro planes evaluados, ya que (en valores normalizados) en relación con la Dimensión Presencia, esta AI ha obtenido: 0.75 en el POT; 0.62 en el PH; 0.44 en PGOU Lepe, y 0.12 en PGOU Cartaya.
- AI "Gestión de riesgos naturales vinculados al agua": el tratamiento que ofrecen los planes de este laboratorio territorial al respecto de los riesgos es positivo, incluyendo información y medidas operativas para reducir su incidencia. Pese a ello, se pueden señalar algunos hallazgos sorprendentes, como la ausencia de delimitación de las zonas inundables en el plan hidrológico del Tinto, Odiel y Piedras.
- AI "Aspectos Económicos": los resultados para esta AI son muy dispares, siendo positivos para el PH y el POT al incluir referencias presupuestarias para la mayoría de las medidas

que plantean, y aludir a diferentes mecanismos para la recuperación de costes de los servicios del agua. En el caso de los PGOUs, no se hace referencia a ninguno de los ítems incluidos en esta AI.

- AI "Participación": en general, los resultados son negativos. Si bien el plan hidrológico, al menos de forma teórica, presenta mecanismos para la participación activa durante la fase de elaboración, el POT y el PGOU ni siquiera los mencionan, relegando la participación a un periodo de exposición pública del documento una vez redactado.

## **Levante de Almería**

Reafirmando los resultados obtenidos en el primer laboratorio, los planes de mayor escala del ámbito Levante de Almería analizados son los que presentan mejor aptitud para avanzar en GIRHT según la metodología empleada (Plan Hidrológico Cuencas Mediterráneas Andaluzas). Si se analiza en detalle la información extraída de los planes

para cada AI, se detectan algunas cuestiones de gran trascendencia para la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales:

AI “Usos del agua y del suelo”: zona donde los problemas de desequilibrio entre recursos y demandas son importantísimos, y así se ha registrado en la Figura 2. Resulta llamativo que los planes de naturaleza territorial (tanto POT como PGOUs) no reconozcan límites para las demandas de agua de ninguna actividad.

En esta AI se ha detectado también la existencia de incoherencias entre la clasificación de suelos del POT y la de los dos planes municipales, sobre todo porque son muy importantes las superficies clasificadas como urbanizables por el POT (aprobado en 2009), pero que realmente se encontraban ya urbanizadas, como se recoge en los mapas de ordenación de los PGOUs (aprobados ese mismo año). Lo que supondrá un escollo para la GIRHT, pues al no contemplarse como zonas urbanas en el POT, existe una discordancia con la realidad al no contemplar la demanda de recursos hídricos de estas parcelas, ni sus necesidades de depuración, ni los potenciales problemas ambientales que puedan derivarse de dicha urbanización, ni las infraestructuras para minimizar riesgos de avenidas.

AI “Problemas ambientales”: destaca la ausencia de medidas explícitas, tanto en el POT como en el PH, para contrarrestar los efectos

de la erosión hídrica, a pesar de ser aquí un problema muy relevante. También es significativa la ausencia de medidas en el POT para prevenir o paliar la sobreexplotación de acuíferos (que afecta a más de 80% de masas subterráneas). En los PGOUs, para los ítems incluidos en esta AI, se han encontrado tan sólo dos referencia al ítem sobre medidas para prevenir la contaminación de las aguas en el PGOU de Antas (en el PGOU de Vera ninguna información para ninguno de los ocho ítems).

AI "Gestión de riesgos naturales vinculados al agua": el POT de este territorio delimita las áreas inundables y en su artículo 74 establece que aquellas que no estuvieran urbanizadas antes de aprobarse el plan se considerarán suelos no urbanizables. Sin embargo, al superponer dicha delimitación con la clasificación de suelos del PGOU de Vera (aprobado en el mismo año) se detectan más de 100 ha urbanizables, asentadas sobre zonas inundables ( $T = 500$  años) en la franja litoral.

AI "Aspectos económicos" y AI "participación": los resultados obtenidos para estas áreas de integración son similares a los obtenidos en el laboratorio anterior, existiendo en los planes de mayor escala referencias presupuestarias a casi todas las medidas enunciadas, y ausencia de información al respecto en los PGOUs. En cuanto a la participación, vuelve a ser el PH el que arroja mejores resultados, al incluir información relativa a los cuatro ítems de integración

contemplados. El POT contempla la exposición pública del documento, pero carece de mecanismos de participación activa.

### **Costa noroeste de Cádiz**

La aptitud para la GIRHT de los planes relativos a este laboratorio es similar a la obtenida tras la aplicación de la metodología en los instrumentos de planificación de los otros laboratorios ya comentados, siendo destacable sólo el menor área que dibuja el gráfico de resultados del POT Costa Noroeste de Cádiz, en comparación con los otros dos planes subregionales evaluados.

Por área de integración son destacables los siguientes aspectos:

Al "usos del agua y del suelo": al contrario de lo observado en los otros PGOUs evaluados, el PGOU de Chipiona presenta una clasificación de suelos más restrictiva que la del POT, existiendo parcelas que el POT señala como urbanizables y que no lo son en el plan municipal.

En el PGOU de Rota se han apreciado desajustes al cotejar la clasificación de suelos con la del POT, pues algunas parcelas están

clasificadas como urbanas en el PGOU (aprobado en 2009) y como urbanizables en el POT (aprobado en 2011), lo que tiene implicaciones negativas para la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

AI “Problemas ambientales”: destaca positivamente la gran cantidad de información encontrada en los planes evaluados respecto a la contaminación de las aguas, que es uno de los problemas ambientales existentes en el ámbito (Figura 2) y que, según el plan hidrológico vigente, va a continuar en el medio plazo. Otro aspecto positivo a destacar respecto a la información vinculada con este AI es la incorporación de “medidas para prevenir o paliar la sobreexplotación”.

AI “Gestión de riesgos asociados al agua”: los resultados en esta área no son tan positivos. Respecto a las zonas inundables, el POT sí recoge una delimitación de áreas, señalando incluso suelos urbanos que se asientan sobre estas zonas. El PH, al igual que ocurre en el laboratorio de Huelva, no incluye esta información. En relación con el riesgo de sequías, los planes de naturaleza territorial (POT y PGOU) ni siquiera aluden a ella en sus documentos.

AI “aspectos económicos” y “participación”: los resultados para estas dos áreas son similares a lo descrito en los laboratorios anteriores, es decir, asignación presupuestaria para las medidas enunciadas en el POT, pero sobre todo en el PH, y nula en los PGOUs. Y existencia de información para todos los ítems del área de participación en el PH,



contemplando el POT sólo la exposición pública de la documentación previa a la aprobación del plan.

## Discusión

### **Claves para avanzar en GIRHT a través de modificaciones en los planes**

Se han identificado cuáles serían los puntos prioritarios de intervención en los documentos que posibilitarían avanzar hacia una gestión más integrada de los recursos hídricos y territoriales en estas áreas:

## **Incrementar la información relativa a los Ítems de integración agua-territorio**

En el análisis realizado en este artículo, la escasez de información es especialmente significativa en los planes municipales. Tal carencia es tan significativa que en algunos de los PGOUs revisados sólo se hace referencia a 2 de los 26 ítems de integración propuestos (PGOU de Vera).

En los planes subregionales no es tan acuciante la falta de información, y para la mayoría de los ítems de las áreas de integración más relevantes para la GIRHT (“problemas ambientales” y “gestión de riesgos naturales vinculados al agua”), existen datos y propuestas. Sin embargo, hay que señalar la deficiente información referente al AI “usos del agua y del suelo”, que puede lastrar la GIRHT, por desajustes con consecuencias negativas como ha ocurrido hasta el momento (desequilibrios recursos-demandas; sobreexplotación; contaminación...).

Esta última deficiencia señalada para los POTs también es aplicable a los PH, pues a pesar de su elevada aptitud para lograr la GIRHT, se aprecian importantes carencias de información en el primer AI, sobre todo en lo que a usos del suelo se refiere.

## **Mitigar las discordancias en la clasificación de suelos**

En el análisis de los planes evaluados se aprecian numerosos desajustes entre lo establecido en los POTs y lo dictaminado en los PGOUs. En dos de los ámbitos (Litoral Occidental de Huelva y Levante de Almería), la fecha de aprobación del POT precede a la entrada en vigor de los PGOUs revisados, mostrándose por tanto que el fallo de coordinación se produce desde la escala local hasta el ámbito territorial.

Las discordancias recurrentes identificadas son, por un lado, la clasificación por parte de los PGOUs de una mayor superficie de suelo urbanizable de la que estipula el plan subregional. Por otro lado, se ha detectado la diferente clasificación inicial de suelos “urbanos” en un plan y “urbanizables” en otro, a pesar de tener ambos fechas de aprobación próximas.

## **Incrementar la información de los planes respecto a particularidades del ámbito de planificación**

Ajustar la información de partida y las propuestas a las peculiaridades de cada ámbito de intervención es fundamental para lograr la GIRHT, y así lo reconocen numerosos autores (Chéné, 2009; Pahl-Wostl, Jeffrey, & Sendzimir, 2011).

Un ejemplo claro de esta deficiencia se detecta en levante de Almería, donde se registran unas precipitaciones muy inferiores a las de los otros dos laboratorios, y se experimenta el fenómeno de la sequía con más asiduidad, así como problemas más graves de desequilibrio entre recursos y demandas, y sobreexplotación de acuíferos. Sin embargo, el POT relativo a este ámbito subregional no incluye ninguna propuesta eficaz para el Ítem "medidas extraordinarias en caso de sequía" y los PGOUs revisados (Antas y Vera) no incorporan en sus documentos ninguna alusión a estas situaciones.

## **Incrementar la atención a la recuperación de costes relacionados con el agua**

En los planes hidrológicos actuales se aprecia que la atención a la recuperación de costes es poco concreta y esto supone un freno para el objetivo de la DMA de “incentivar el uso eficiente del agua”, que a su vez contribuye al objetivo de la GIRHT, al minimizar los problemas de desequilibrio entre recursos y demandas, y sobreexplotación. En el informe publicado por la Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA, 2014), de evaluación del primer ciclo de planificación hidrológica en España en aplicación de la DMA, se reconoce esta deficiencia en el manejo de los costes del agua.

## **Mejorar la participación pública**

En el marco de referencia empleado en los tres laboratorios analizados, el AI denominada “participación” alberga a cuatro ítems de integración. Los POTs revisados aluden a procedimientos de colaboración con otras administraciones, pero no hacen referencia a procesos participativos, ya que según la ley por la que se rigen (Ley 1/1994, 1994, art. 13), sólo tienen que someterse una vez redactados a información pública durante dos meses.

En los PH sí que se identifican algunas referencias sobre procesos participativos durante las fases de elaboración de los mismos, al igual que el reconocimiento de haber incluido en la redacción final algunas de las sugerencias recibidas. Sin embargo, si se analiza más en profundidad, se descubren también deficiencias, como ratifica el Informe de la Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA, 2014), donde se sostiene que: “los procesos de participación pública no han sido efectivos para influir en las cuestiones de calado, como la consecución de los objetivos ambientales, los programas de medidas y los costes”.

Además de la participación en las fases de elaboración del plan, uno de los ítems de integración agua-territorio propuestos contempla la necesidad de establecer procesos activos durante la fase de gestión para el éxito de la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

## **Aumentar la información especializada**

En los planes hidrológicos revisados aparece gran cantidad de información especializada como: zonas de gestión, unidades de demanda de recursos hídricos, masas de agua, delimitación de zonas de protección y masas con problemas de contaminación y sobreexplotación; aunque no poseen información sobre los usos del suelo, algo que debería solventarse.

En los planes de naturaleza territorial ya aparece información cartográfica, pero sería necesario mejorar la representación de variables y elementos vinculados con los recursos hídricos, así como las zonas que puedan verse afectadas por las propuestas que sugieran.

## **Incorporar escenarios a medio plazo**

Su presencia en los planes ayudará a un ajuste más adecuado entre la evolución real de las variables, y lo que se estipula como probable y óptimo, pues durante la fase de gestión se podrán detectar desviaciones y surgirá la oportunidad de modificar la trayectoria.

Así, por ejemplo, los planes hidrológicos incluyen los recursos hídricos disponibles para 2021 y 2027, y fijan cuáles serán los volúmenes de demanda por sectores, en consonancia con los recursos disponibles. En los años anteriores a los horizontes temporales se podrían realizar estudios sobre estas variables y descubrir si se sigue la dinámica prevista o, por el contrario, si hay desviaciones. Si el desajuste es por exceso, con volúmenes demandados superiores a la línea de tendencia prevista, se podrían iniciar actuaciones para reducir dicha demanda o para frenar su incremento, evitando la aparición de problemas graves (desequilibrio recurso-demanda, sobreexplotación de acuíferos, intrusión salina).

## **Incluir información procedente de otros planes**



La cuestión estriba en incrementar la capacidad de dichas entidades para compartir y hacer fluir los datos, estudios e informaciones, dejando de lado las rivalidades y asumiendo la GIRHT de cada ámbito como un objetivo común (dentro del objetivo más general del desarrollo sostenible).

El PGOU de Lepe es un buen ejemplo para sustentar tal recomendación. A lo largo de todo el documento se hace alusión a cifras, datos y propuestas del POT del Litoral Occidental de Huelva. Así, el PGOU hace suya toda la información del POT que tiene aplicación en su municipio e incluso realiza *zoom* a la cartografía de Planes de Ordenación del Territorio de Ámbito Subregional.

## Conclusiones

La comparativa de los planes vigentes con lo que constituiría el “plan ideal” para afrontar la GIRHT (aquel que cumpliera con el marco de referencia) en un ámbito determinado evidencia cuáles son las

modificaciones más trascendentes a realizar para lograr avances significativos hacia el objetivo de una gestión más integrada.

La aplicación de dicha metodología en tres regiones de Andalucía, España, seleccionadas como laboratorios de estudio ha conducido a la identificación de ocho claves sencillas con las que se obtendrían mejoras significativas. Algunas de esas claves podrían aplicarse incluso durante la fase de gestión actual, supliendo los defectos de los planes actuales sin necesidad de esperar a un nuevo ciclo de planificación, para afrontar el reto de la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

Estas ocho claves de intervención, derivadas del análisis realizado en los tres laboratorios andaluces, se podrían extrapolar a otras zonas con realidades similares, y muestran la utilidad de las propuestas contenidas en el artículo para abordar verdaderamente la gestión integrada de recursos hídricos y territoriales.

Como conclusión, se remarca el potencial extrapolable de las propuestas incluidas en este trabajo, así como la sencillez con la que reconocer las claves para lograr avances en GIRHT en ámbitos específicos a través de la modificación del contenido de sus instrumentos de planificación (territoriales e hidrológicos).

## **Agradecimientos**

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la Junta de Andalucía y los fondos FEDER para el Proyecto de Excelencia P12-RNM-1514: "Instrumentos para la valoración de escenarios urbanos frente al cambio climático. Diseño de un *software* para la evaluación ambiental-MITIGA", 2014-2018.

## Referencias

- Borchardt, D., Bogardi, J. J., & Ibisch, R. B. (2016). *Integrated water resources management: Concept, research and implementation*. New York, USA: Springer.
- Calder, I. R. (1998). *Water-resource and land-use issues. SWIM Paper 3*. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.
- Calder, I. R. (2005). *Blue revolution: Integrated land and water resource management* (2<sup>nd</sup> ed.). London, UK: Earthscan.
- Carmon, N., & Shamir, U. (2010). Water-sensitive planning: Integrating water considerations into urban and regional planning. *Water and Environment Journal*, 24, 181-191.  
DOI:10.1111/wej.2010.24.issue-3

- Carter, J. (2007). Spatial planning, water and the Water Framework Directive: Insights from theory and practice. *The Geographical Journal*, 173 (4), 330-342. DOI:10.1111/geoj.2007.173.issue-4
- Carter, N., Kreutzwiser, R., & DeLoë, R. (2005). Closing the circle: Linking land use planning and water management at the local level. *Land Use Policy*, 22(2), 115-127. DOI:10.1016/j.landusepol.2004.01.004
- Chéné, J. M. (2009). Introduction integrated water resources management: Theory versus practice. *Natural Resources Forum*, 33, 2-5. DOI:10.1111/narf.2009.33.issue-1
- Del Moral, L. (2006). Planificación hidrológica y política territorial en España (Water planning and spatial policy in Spain). In Cuadrat, J. M. (coord.). *El agua en el siglo XXI. Gestión y planificación* (pp. 29-46). Zaragoza, España: Institución Fernando el Católico.
- Del Moral, L. (2009). New trends in water management, spatial planning and integration of sectoral policies. *Scripta Nova: Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, 13, 281-309.
- Directiva 60/2000. (December, 2000). Directive/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327.

- España-Villanueva, M. R., & Valenzuela-Montes, L. M. (2016). Criteria for assessing the level of land–water integration in planning instruments in Andalusia, Spain. *Water International*, 41(5), 176-737.
- Falkenmark, M., & Rockström, J. (2004). *Balancing water for humans and nature: The new approach in eco-hydrology*. London, UK: EarthScan.
- Feria, J. M., Rubio, M., & Santiago, J. (2005). Los planes de ordenación del territorio como instrumentos de cooperación. *Boletín de la AGE*, 39, 87-116.
- FNCA, Fundación Nueva Cultura del Agua. (2014). *Informe de evaluación del primer ciclo de planificación hidrológica en aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA)*. Recuperado de <http://www.fnca.eu/images/documentos/ODMA/5%C2%AA%20FASE/Informe%20OPPA%20evaluador%201er%20ciclo%20planificaci%C3%B3n.pdf>
- GWP, Global Water Partnership. (2000). *Integrated water resource. Global Water Partnership Technical Advisory Committee, Background paper no. 4*. Stockholm, Sweden: GWP Technical Committee.

GWP, Global Water Partnership (ed.). (2008). *GWP Toolbox. Integrated Water Resources Management*. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.

GWP-INBO, Global Water Partnership-International Network of Basin Organizations. (2009). *A Handbook for Integrated Water Resources Management in Basin*. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership-International Network of Basin Organizations.

Ingram, H. (2008). Beyond universal remedies for good water governance: a political and contextual approach. Paper presented at the *Rosenberg Forum for Water Policy*, Zaragoza, Spain.

Jonch-Clausen, T., & Fugl, J. (2001). Firming up the conceptual basis of integrated water resources management. *International Journal of Water Resources Development*, 17, 501-510. DOI:10.1080/07900620120094055

Kidd, S., & Shaw, D. (2007). Integrated water resource management and institutional integration: Realising the potential of spatial planning in England. *The Geographical Journal*, 173 (4), 312-329. DOI:10.1111/geoj.2007.173.issue-4

Ley 1/1994. (22 de enero, 1994). Ley 1/1994 del 11 de enero, de Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma de Andalucía. *Boletín Oficial de la Junta de Andalucía*, (8), 425.

Ley 7/2002, de 17 de diciembre, de Ordenación Urbanística de Andalucía  
<https://www.boe.es/buscar/pdf/2003/BOE-A-2003-811-consolidado.pdf>

Mitchell, B. (1987). *A comprehensive-integrated approach for land and water management. Occasional paper 1, centre for water policy research*. Armidale, Australia: University of New England.

Mitchell, B. (1990). *Integrated water management: International experiences and perspectives*. London, UK: Belhaven Press.

Mitchell, B. (2005). Integrated water resource management, institutional arrangements, and land-use planning. *Environment and Planning A*, 37, 1335-1352. DOI:10.1068/a37224

Mitchell, B. (2008). Resource and environmental management: Connecting the academy with practice. *Canadian Geographer*, 52, 131-145.

Mitchell, B. (2015). Water risk management, governance, IWRM and implementation. In Fra-Paleo, U. (ed.), *Water risk management, governance, IWRM and implementation* (pp. 317-335). DOI: 10.1007/978-94-017-9328-5\_17

Molle, F. (2008). Nirvana concepts, narratives and policy models: Insight from the water sector. *Water Alternatives*, 1(1), 131-156.

- Moss, T. (2004). The governance of land use in river basins: Prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive. *Land Use Policy*, 21, 85-94. DOI:10.1016/j.landusepol.2003.10.001
- Mukhtarov, F., & Gerlak, A. (2014). Epistemic forms of integrated water resources management: Towards knowledge versatility. *Policy Science*, 47, 101-120. DOI: 10.1007/s11077-013-9193-y
- Pahl-Wostl, C., Jeffrey, P., & Sendzimir, J. (2011). Adaptive and integrated management of water resources. In: Grafton, R. Q., & Hussey, K. (eds.). *Water resources planning and management*. Cambridge, UK: Cambridge University.
- Plummer, R., Grosbois, D., Loë, R., & Velaniskis, J. (2011). Probing the integration of land use and watershed planning in a shifting governance regime. *Water Resources Research*, 47(9). DOI: 10.1029/2010WR010213
- Real Decreto 907/2007. (7 de julio de 2007). Real Decreto 907/2007 de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. *Boletín Oficial del Estado*, (162), 29361.
- Saaty, T. L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15, 234-281. DOI: 10.1016/0022-2496(77)90033-5



Smith, H. M., Blackstock, K. L., Wall, G., & Jeffrey, P. (2014). River basin management, development planning, and opportunities for debate around limits to growth. *Journal of Hydrology*, 519, 2624-2631. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.04.022

UNU-IHDP, 2014. *Land, Water and People from Cascading Effects to Integrated Flood and Drought Responses. Summary for Decision-Makers*. Bonn, Germany: United Nations University-International Human Dimensions Programme.

Woltjer, J., & Al, N. (2007). Integrating water management and spatial planning. *Journal of the American Planning Association*, 73(2), 211-222. DOI: 10.1080/01944360708976154

## **Tendencia de la sequía meteorológica en el estado de Durango, México, por el método de Rodionov**

### **Trend of meteorological drought in the state of Durango, Mexico, by the Rodionov method**

Janeth Cortez-Villa<sup>1</sup>

Abel Quevedo-Nolasco<sup>2</sup>

Ramón Arteaga-Ramírez<sup>3</sup>

Guillermo Carrillo-Flores<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México- Texcoco km 36.5, Texcoco, Estado de México, México, [janeth.cortez.villa@gmail.com](mailto:janeth.cortez.villa@gmail.com), ORCID: 0000-0003-0049-3362

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México- Texcoco km 36.5, Texcoco, Estado de México, México, [anolasco@colpos.mx](mailto:anolasco@colpos.mx), ORCID: 0000-0003-3303-5077

<sup>3</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Carretera México-Texcoco km. 38.5, Texcoco, Estado de México, México, arteagar@correo.chapingo.mx, ORCID: 0000-0001-9459-3588

<sup>4</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, carretera México- Texcoco km 36.5, Texcoco, Estado de México, México, gflores@colpos.mx

Autor para correspondencia: Abel Quevedo Nolasco, anolasco@colpos.mx

## Resumen

La sequía es el fenómeno natural que afecta a más personas en el mundo, hasta la última consecuencia, la muerte de plantas, animales y seres humanos. Para evaluar los posibles daños que causa, se desarrollaron índices de sequía que facilitan su análisis cuantitativo para realizar una planeación y manejo de los recursos hídricos. Sin embargo, actualmente se observan cambios en el sistema climático global que provocan condiciones de sequía de mayor intensidad, duración y frecuencia. Por lo que se realizó la detección de cambios con el método de Rodionov en los índices de sequía SPEI (Índice de Precipitación y Evapotranspiración Estandarizado) y SPI (Índice de Precipitación Estandarizada) a escalas de 6 y 12 meses en el estado de Durango,

México. Se analizaron las tendencias de cambios en la media (RSI) y varianza (RSSI) de los índices en 49 estaciones del índice SPI de 6 meses y en 45 del índice SPEI de seis meses. Los valores RSI identificaron el comienzo de los periodos de sequía, la mayoría de los valores máximos de RSI se presentaron en julio de 1992. Las tendencias de la frecuencia de valores RSI, disminuyó durante el periodo 2000-2004 y aumentó durante 2005-2008. La década de mayores cambios en la media fue 1990-1999. La mayor frecuencia de valores RSSI fue en el periodo 1985-1989, los cambios se mantuvieron constantes durante los últimos 20 años. La década de mayores cambios en la varianza fue de 1980-1989.

**Palabras clave:** Durango, sequía, SPI, SPEI, Rodionov, cambios de media, cambios de varianza.

### **Abstract**

Drought is the natural phenomenon that affects the most people in the world, until the last consequence, the death of plants, animals, and humans. To evaluate the possible damages it causes, drought indices were developed that facilitate its quantitative analysis to carry out planning and management of water resources. However, there are currently changes in the global climate system, which cause drought conditions of greater intensity, duration, and frequency. Therefore,

changes were detected with the Rodionov method in the SPEI (Standardized Precipitation Evapotranspiration Index) and SPI (Standardized Precipitation Index) indices at 6 and 12 month scales in the state of Durango, Mexico. We analyzed the trends of changes in the mean (RSI) and variance (RSSI) of the indices in 49 stations of the SPI index for 6 months and in 45 of the SPEI index for 6 months. The RSI values identified the beginning of the drought periods, most of the maximum RSI values were presented in July 1992. Trends in the frequency of RSI values decreased during the 2000-2004 period and increased during 2005-2008. The decade of greatest changes in the average was 1990-1999. The highest frequency of RSSI values was in the 1985-1989 period, the changes have remained constant during the last 20 years. The decade of greatest change in variance was 1980-1989.

**Keywords:** Durango, drought, SPEI, SPI, Rodionov, mean changes, changes of variance.

Recibido: 24/11/2018

Aceptado: 27/03/2019

## Introducción

La sequía es un fenómeno climático que ha afectado a la humanidad a través de la historia (Heim, 2002), con mayor impacto en las personas en el planeta (Ortega, 2013). El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) indica que la sequía es de los eventos más costosos para el país (Ibarrarán & Rodríguez, 2007).

Los impactos de la sequía son muy variados, desde la muerte de plantas y animales, e inclusive la de seres humanos (Cenapred, 2002), efectos sociales en México, con un marcado efecto en el Norte de México (Domínguez, 2016). Una sequía no se puede predecir, pero sí es posible planear y manejar de modo adecuado los recursos hídricos, a fin de mitigar el posible impacto de los daños que pueda causar la sequía (Cancelliere & Salas, 2010).

Así, es necesario un análisis del fenómeno espacial y temporal, entre las opciones existen índices de sequía, que tienen por objetivo la caracterización de ésta bajo diferentes puntos de vista (Hounam, Burgos, Kalik, Palmer, & Rodda, 1975).

Los índices de sequía facilitan el análisis cuantitativo sobre la magnitud (con una escala) de la sequía y con ello analizar la distribución

espacial y temporal del fenómeno, e incluso su frecuencia. Dichos estudios permiten hacer un análisis, evaluación sobre sectores más vulnerables, y contar con información útil para la gestión de riesgos en los grupos afectados (OMM, 2016).

En este marco se deben considerar los cambios en el sistema climático global que se asocian con condiciones de sequía de mayor intensidad, y de mayor duración y frecuencia (Bates, Kundzewicz, Wu, & Palutikof, 2008). Si bien estas variaciones en el clima son ciertamente naturales, algunos componentes podrían asociarse con efectos antrópicos (Miller, Cayan, & Barnett, 1994).

En la década de 1970, la interpretación de las variaciones en los registros climáticos derivó en la aceptación del término “cambios de régimen” (Rodionov, 2005a), que son las reorganizaciones rápidas de los ecosistemas de un estado relativamente estable a otro (Rodionov & Overland, 2005).

Se han desarrollado diversos métodos para detectar cambios de régimen, o discontinuidad, en series de tiempo. Típicamente, estos métodos emplean técnicas estadísticas estándar, como las pruebas de Student o Mann-Kendall, o sus modificaciones (Rodionov, 2004). Un problema común de los métodos existentes para la detección de cambios de régimen es su bajo rendimiento al final de las series temporales. En consecuencia, los cambios en los índices ambientales por lo general se detectan mucho después de su aparición real (Rodionov &

Overland, 2005). Como solución a este problema, Rodionov (2004) propone el uso de una técnica de procesamiento de datos secuencial, en la cual se realiza una comprobación para determinar si una nueva observación representa una desviación estadísticamente significativa del valor medio del régimen actual y puede considerarse como un cambio de régimen.

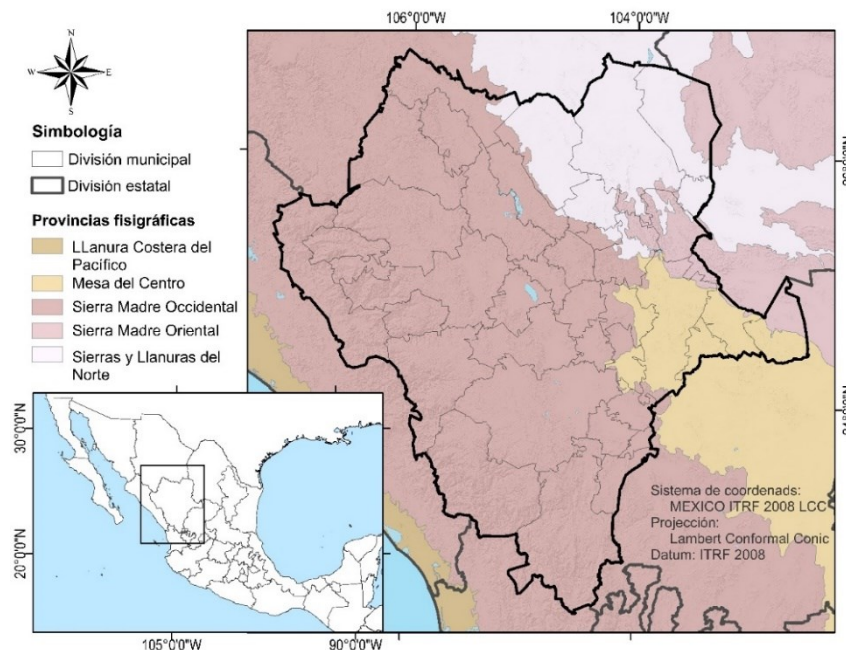
En este trabajo se evalúa la sequía a través del Índice de Precipitación Estandarizada (SPI), y el Índice de Precipitación y Evapotranspiración Estandarizado (SPEI) en el estado de Durango, México (con áreas muy afectadas por la sequía). Se aplicó la prueba de Rodionov para detectar cambios de régimen de media y varianza de los índices de sequía, e identificar si existe tendencia de un incremento o disminución de la ocurrencia de cambios en los últimos años.

## **Materiales y métodos**

### **Descripción del área de estudio**

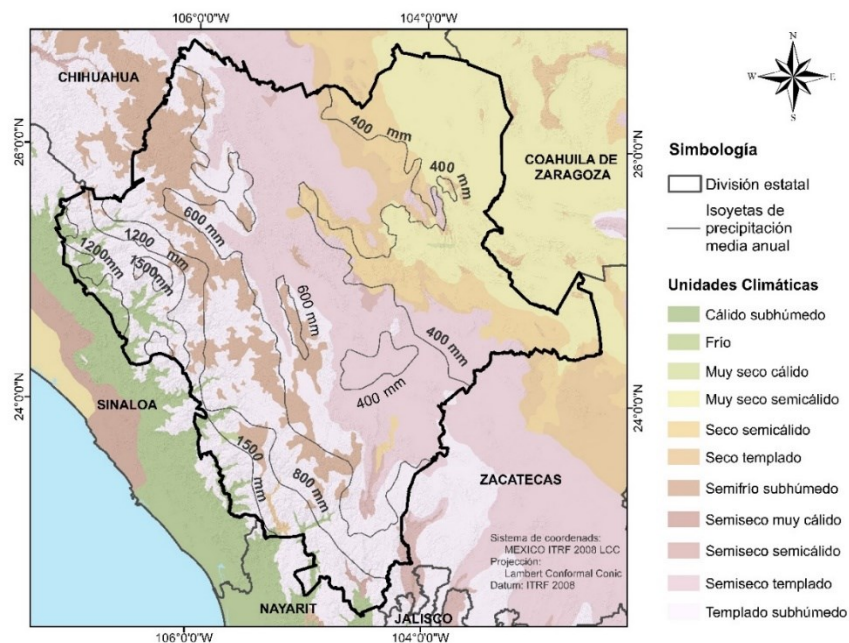


El estado de Durango se ubica en el noroeste de México y tiene una superficie de 123 367 km<sup>2</sup>, cuenta con 39 municipios (INEGI, 2017). Con cuatro provincias fisiográficas (Semarnat, 2009), de mayor a menor extensión están la Provincia Sierra Madre Occidental (porción central y occidental de la entidad); las Llanuras del Norte (en la zona Noreste); la Mesa del Centro (parte centro-oriental), y la Sierra Madre Oriental (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación del estado de Durango, México, y provincias fisiográficas.

Por su localización geográfica, Durango presenta climas semisecos templados, secos, muy secos, semifríos, semicálidos y cálidos. La distribución de las isoyetas es de suroeste a noroeste en orden decreciente, siendo la mayor de 1 200 mm y la de menor de 200 mm; esta última ubicada en el límite con el estado de Coahuila (Figura 2).



**Figura 2.** Distribución climática e isoyetas del estado de Durango, México.

En la vertiente del Pacífico, región que corre de noroeste a suroeste, se considera como la zona con mayores precipitaciones (lluvia promedio de 1 200 mm), que coincide con las zonas de bosque y selva de Durango. En esta parte del estado se encuentra la Sierra Madre

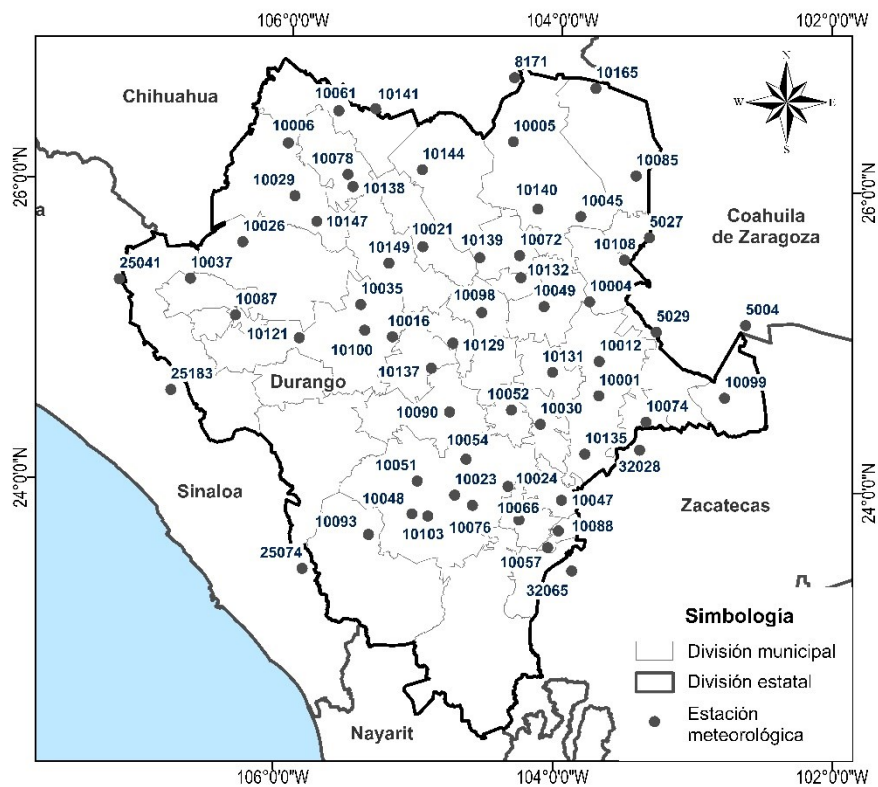
Occidental, la cual, al recibir la humedad del Pacífico, y al condensar por enfriamiento al ascender, conforma los eventos más importantes de lluvia.

Sólo una pequeña parte de la humedad del Pacífico logra traspasar la barrera orográfica hacia la vertiente interior de Durango, en la zona de pastizales, matorral y agricultura. Con una precipitación media de 600 mm anuales, y cada vez menores, conforme se adentra a la parte oriental, donde la precipitación media es de 200 mm al año, se presentan los climas semiseco, seco y muy seco (Semarnat, 2009).

## **Información meteorológica**

La información meteorológica de las variables de temperatura máxima y mínima, y precipitación a escala diaria de las estaciones meteorológicas que se ubican dentro del área de estudio, se recuperó de las bases de datos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN). Se descargó la información mensual por estación del sitio web [smn.cna.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica](http://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica).

Se eligió como periodo de estudio los años de 1979 a 2008, ya que incluye un mayor número de estaciones con registros (con al menos un 90% y algunas con 75% de registros en zonas con poca información) en el periodo de estudio. Con un total de 61 estaciones meteorológicas del SMN, de las cuales 52 pertenecen al estado de Durango, tres a Coahuila, tres a Sinaloa, dos al estado de Zacatecas y una a Chihuahua (Figura 3).



**Figura 3.** Estaciones meteorológicas SMN seleccionadas.

A la información meteorológica se le aplicó un control de calidad de datos, que consistió en identificar valores no razonables de acuerdo con los siguientes criterios: (1) cantidad de precipitación diaria menor que cero, y (2) temperatura máxima diaria menor que la temperatura mínima diaria. Se eliminaron los valores no razonables y se trataron como datos faltantes.

Los datos faltantes se completaron de dos formas. El primero, con el método del *US National Weather Service* (NWS) —conocido también como el cuadrado de la distancia inversa— es un método sencillo de utilizar, pero se debe contar con información de estaciones cercanas (Campos, 1998); puede ser aplicado a datos diarios, mensuales o anuales. Trabajos recientes indican que es uno de los mejores métodos para estimar datos faltantes en México (Gallegos, Arteaga, Vázquez, & Juárez, 2016; Gamboa, 2015). El segundo, es el modelo *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR), que desarrolló el *National Center for Environmental Prediction* (NCEP) y el *National Center for Atmospheric Research* (NCAR) de EUA. Se trata de un modelo que representa la interacción global entre los océanos, la tierra y la atmósfera (Saha *et al.*, 2010), se cuenta con un periodo de 35 años (1979-2014) de datos diarios para las variables de temperatura, precipitación, viento, humedad relativa y energía solar; la resolución del CFSR es de unos 38 km (Saha *et al.*, 2014).

El método NWS estima el valor faltante en la estación de acuerdo con la Ecuación (1):

$$P_x = \frac{\sum P_i * W_i}{\sum W_i} \quad (1)$$

Donde  $P_i$  es la precipitación observada en la estación auxiliar  $i$ ;  $i = 1, 2, 3...n$ , para la fecha faltante;  $n$  es el número de estaciones auxiliares (mínimo  $n = 2$ ).

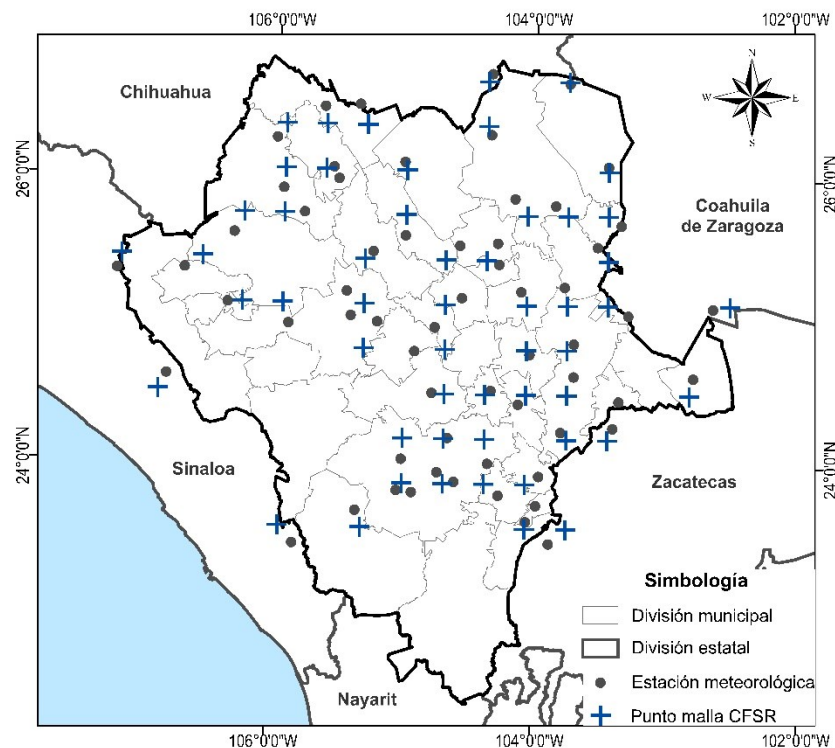
$$W_i = \frac{1}{D_i^2} \quad (2)$$

$D_i$  es la distancia entre cada estación auxiliar y la estación incompleta, en kilómetros.

Para cada estación se ubicaron las más cercanas como auxiliares y se calculó la distancia entre ellas. Cuando fue posible, se ubicaron las cuatro estaciones auxiliares más cercanas, una sobre cada cuadrante de los ejes coordenados norte-sur y este-oeste (Campos, 1998).

Los datos del modelo CFSR se obtuvieron del sitio web [globalweather.tamu.edu](http://globalweather.tamu.edu). Se realizó la descarga de valores de la malla

de puntos para el estado de Durango. Para completar los datos faltantes, se eligió el punto de la malla más cercano a cada estación meteorológica (Figura 4).



**Figura 4.** Puntos de la malla CFSS seleccionados.

Se completaron los datos faltantes en 59 estaciones con el procedimiento para cada variable y el método más adecuado. Para lo cual se evaluó la capacidad explicativa de los modelos sobre los datos



medidos en las estaciones meteorológicas, a través de cinco índices estadísticos: cuadrado medio del error (MSE) (Sánchez-Algarra, Barraza-Sánchez, Reverter-Comas, & Vegas-Lozano, 2006); raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE) (Lehmann & Casella, 1998); error absoluto medio (MAE) (Fuertes & Javier, 1998); índice de Willmott ( $d$ ) (Willmott, 1982), y el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) (Infante & Zarate, 2012).

Cada índice tiene un criterio para determinar si el modelo es un buen estimador; de esta forma se eligió como mejor método para estimar datos faltantes aquel en el que al menos tres índices estadísticos lo señalaran como el mejor estimador.

El modelo CFSR para estimar temperatura máxima en 34 estaciones resultó ser el mejor estimador de datos perdidos en comparación con las 25 que se completaron con el método NWS. El método NWS es el mejor estimador para precipitación, pues se evaluó como mejor en 57 estaciones, mientras que el modelo CFSR fue el mejor sólo en dos. Para temperatura mínima, el método NWS se evaluó como mejor en 41 estaciones. De esta manera se obtuvieron 61 series climáticas mensuales completas para las variables temperatura máxima y mínima, y precipitación.



## Metodología

### Índices de sequía

Se utilizaron los índices de sequía Índice de Precipitación Estandarizada (SPI) y el Índice de Precipitación y Evapotranspiración Estandarizado (SPEI) para el análisis de la sequía. De acuerdo con las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2016), ambos ya han sido probados en el área de estudio (Rivera, Crespo, Arteaga, & Quevedo, 2007; Llanes *et al.*, 2018) y se pueden aplicar a partir de la información disponible.

El SPI se desarrolló por Mckee, Doesken y Kleist (1993), con el objetivo de cuantificar los impactos del déficit de precipitación sobre los diferentes recursos hidrológicos: agua subterránea, agua almacenada, corrientes de agua y humedad del suelo. El índice se define con base en la precipitación estandarizada, que es la diferencia de precipitación de la media para un periodo de tiempo específico dividido por la desviación estándar, donde la media y la desviación estándar se determinan a partir de registros pasados.

Se calcula con base en un conjunto de datos mensuales de precipitación, el cual se está moviendo en el sentido de que cada mes se determina un nuevo valor a partir de los meses anteriores. Cada uno de los conjuntos de datos se ajusta a la función Gamma, para definir la relación entre probabilidad y precipitación. Dado que la función Gamma en análisis climáticos es su integral, se obtienen probabilidades de ocurrencia de una precipitación menor o igual que una precipitación determinada. Con el propósito de facilitar la obtención del índice SPI, la probabilidad acumulada se transforma a una variable normalizada  $Z$  (con media cero y varianza uno), que representa el valor de SPI.

El SPEI fue desarrollado por Vicente, Beguería y López (2010). Es un índice de sequía multiescalar, que combina datos de precipitación y temperatura. Funciona a partir del procedimiento original de cálculo del SPI. El SPEI utiliza la diferencia mensual (o semanal) entre la precipitación y evapotranspiración (PET). Esto representa un balance hídrico climático simple que se fija en diferentes escalas de tiempo para obtener el SPEI.

El cálculo de PET resulta difícil por la cantidad de parámetros que intervienen en el proceso. El objetivo de incluir PET en el cálculo del índice de sequía es obtener una estimación temporal relativa; por lo tanto, el método que se utiliza para calcular el PET no es crítico, es decir, que SPEI no se encuentra vinculado con ningún método en particular.

Para calcular SPEI se necesita una distribución de tres parámetros, ya que puede tener valores negativos, que son comunes en la serie de balance entre precipitación y evapotranspiración. Vicente *et al.* (2010) seleccionaron la función de densidad de probabilidad Log-logística, con base en el comportamiento de los valores más extremos. Después es transformada a una distribución normal estándar con media 0 y varianza 1. Dado que SPEI es una variable estandarizada, se puede comparar con otros valores de SPEI a lo largo del tiempo y el espacio.

Mckee *et al.* (1993) utilizaron un sistema de clasificación para definir intensidades de sequía (Tabla 1) y definieron criterios para cuando ocurre un evento de sequía, para cualquier escala de tiempo. Ya que SPEI es una variable estandarizada, al igual que SPI, se utiliza el mismo sistema de clasificación de sequías para ambos índices.

**Tabla 1.** Clasificación de SPI y SPEI.

Valor del índice	Categoría del índice
2 o mayor	Extremadamente húmedo
1.5 a 1.99	Muy húmedo
1.0 a 1.49	Moderadamente húmedo
-0.99 a 0.99	Cercano a lo normal
-1.0 a -1.49	Moderadamente seco
-1.5 a -1.99	Muy seco

Valor del índice	Categoría del índice
-2 o menor	Extremadamente seco

Se calcularon los índices SPEI y SPI para las series climáticas con el programa RStudio® (RStudio Inc., 2018), con la paquetería SPEI (Begueria, Serrano, & Sawasawa, 2013). Se obtuvieron los índices SPEI y SPI a escalas de 6 y 12 meses; además de la información climática de temperatura máxima y mínima, y precipitación, se utilizó la latitud de cada estación. Se seleccionó el método de Hargreaves para estimar la evapotranspiración.

## Comprobación de normalidad

El método de Rodionov utiliza la prueba *t-student* como parte del procedimiento en la detección de cambios. Para emplear el procedimiento de la prueba *t* se debe cumplir el supuesto de que los datos proceden de una distribución normal (Montgomery, 2010).

Para comparar la normalidad de los datos se eligió la prueba de bondad, la prueba de Kolmogorov-Smirnov modificada por Lilliefors (1967). Se aplicó la prueba a cada serie de índices de sequía; se realizó mediante la paquetería *nortest* de RStudio®; se utilizó un nivel de significancia (alfa,  $\alpha$ ) de 0.01.

## **Método de Rodionov para detectar cambios de régimen**

Rodionov (2004) propuso un método secuencial para detectar cambios de régimen (en la media y desviación estándar) como solución al problema de las series temporales de no considerar los datos finales de los métodos existentes para la detección de cambio de régimen y que en consecuencia se detectan mucho después de su aparición real.

El método consiste en realizar una prueba para determinar la validez de la hipótesis nula  $H_0$  (en este caso, la existencia de un cambio de régimen). Hay tres posibles resultados de la prueba: aceptar  $H_0$ , rechazar  $H_0$  o seguir realizando la prueba.

En una serie de tiempo, cuando llega una nueva observación —que lo hace de forma regular—, se hace una comprobación para determinar si representa una desviación estadísticamente significativa del valor medio del régimen actual. Si es el caso, ese año se marca como un posible punto de cambio  $c$ , y las observaciones posteriores se utilizan para confirmar o rechazar esta hipótesis (Rodionov & Overland, 2005).

La hipótesis se prueba al usar el índice de cambio de régimen (RSI), que se calcula para cada  $c$ :

$$RSI_c = \sum_{i=c}^{c+m} \frac{x_i^*}{l\sigma_l} \quad (3)$$

Donde  $m = 0, \dots, l - 1$  es el número de años desde el inicio de un nuevo régimen;  $l$ , la longitud de corte de los regímenes a probar, y  $\sigma_l$  es la desviación estándar promedio para todos los intervalos de un año en las series de tiempo. RSI representa una suma acumulativa de desviaciones normalizadas  $x_i^*$  del nivel medio hipotético para el nuevo régimen ( $\bar{x}_{nvo}$ ), para el cual la diferencia del nivel medio para el régimen actual ( $\bar{x}_{act}$ ) es estadísticamente significativa de acuerdo con una prueba  $t$  de Student.

$$dif = \bar{x}_{nvo} - \bar{x}_{act} = t \sqrt{2\sigma_t^2 / l}$$

(4)

Donde  $t$  es el valor de la distribución  $t$ -student con  $2l-2$  grados de libertad a un nivel de probabilidad  $p$  dado. Si en cualquier momento desde el comienzo del nuevo régimen el RSI se vuelve negativo, la prueba falla y se asigna un valor cero. Si el RSI permanece positivo durante  $l-1$ , entonces  $c$  se explica como el tiempo de un cambio de régimen en el nivel  $\leq p$ . La búsqueda del próximo cambio de régimen comienza con  $c+1$  para garantizar que su sincronización se detecte de forma correcta, incluso si la duración real del nuevo régimen es  $< 1$  año.

El valor promedio del régimen actual  $\bar{x}_{act}$  se calcula para el periodo  $(c-l, c)$ . Se calcula para el periodo desde el cambio de régimen anterior al punto inmediatamente anterior al punto actual en el tiempo. Como resultado, se produce una función gradual de los regímenes en casi todos los casos y no sólo para cambios abruptos en el régimen.

Los cambios en la varianza de alguna variable meteorológica pueden tener un impacto similar o incluso mayor en los ecosistemas que las variables en la media. Como los cambios climáticos debidos a causas naturales o humanas pueden ser en la frecuencia de los eventos

extremos, representan el peligro de favorecer el aumento del "calentamiento global" (Rodionov, 2005b).

Rodionov desarrolló una extensión para Excel (Rodionov, 2005b) que detecta cambios en la varianza, procedimiento similar al de la media, excepto que es con base en la prueba  $F$  en lugar de la prueba  $t$ .

Los datos de entrada para el programa son los valores de los índices de sequía y los parámetros de la prueba: longitud de corte, nivel de significancia y función de peso de Huber.

Los parámetros de longitud de corte y nivel de significancia controlan la magnitud y escala de los regímenes que fueron detectados. Diferentes combinaciones en estos parámetros tienen un efecto directo sobre el valor de RSI, es decir, se obtendrán diferentes interpretaciones de los resultados (Rodionov, 2006a). De esta manera, se analizó el caso de una longitud de corte igual a cinco para un nivel de significancia de 0.05.

El parámetro de peso de Huber controla la participación de los valores atípicos. Debido a estos valores, el promedio no es representativo del valor medio de los regímenes. El peso para el valor de los datos se debe elegir de modo que sea pequeño si ese valor se considera como un valor atípico (Rodionov, 2006a). En función de la desviación estándar se usó un peso de Huber de 2.



## **Análisis de tendencias de cambios en media y varianza de los índices de sequía**

Para cada estación se calcularon las frecuencias de ocurrencia de cambios en la media (RSI) y varianza (RSSI) de los índices de sequía; para los valores RSI se calculó sólo la frecuencia de los valores RSI negativos, que representan los regímenes de sequía.

Se hizo un análisis espacial de las frecuencias obtenidas de los valores RSI y RSSI a través de la interpolación, que fue con base en el principio de autocorrelación y determina si hay un patrón espacial (Childs, 2004). La interpolación se hizo con la extensión *Spatial Analyst* de ArcGIS® (ESRI, 2016), con el método kriging (Villatoro, Henríquez, & Sancho, 2008).

Para el análisis de tendencias, las frecuencias de ocurrencia de cambios en la media y varianza se agruparon en periodos de 5 y 10 años. Se identificó si durante estos periodos se presentó una tendencia de disminución o incremento del número de cambios.

## Resultados

Se calcularon los índices de sequía SPEI y SPI de seis meses para el periodo de junio de 1979 a diciembre de 2008; para los índices SPEI y SPI de seis meses, los valores obtenidos son de diciembre 1979 a diciembre de 2008. En la Tabla 2 se presentan las estadísticas de los índices de sequía.

**Tabla 2.** Estadísticas generales de los índices de sequía para el estado de Durango, México.

Índice de sequía	Media	Desviación estándar	Mínimo	Máximo	Rango
SPI de 6 meses	0.009	0.984	-3.025	2.46	5.485
SPI de 12 meses	0.003	0.986	-2.752	2.376	5.128
SPEI de 6 meses	0.008	0.979	-2.308	2.268	4.576
SPEI de 12 meses	0.006	0.978	-2.157	2.161	4.318

La media de los índices (SPI y SPEI) es muy cercana a cero, lo cual indica que los valores extremos (periodos de sequías y de humedad) ocurren con la misma frecuencia. Es decir, que la presencia de las sequías durante el periodo de estudio es una característica normal del clima de la región, resultado similar a lo que presentó Contreras (2005).

En términos de la magnitud de los promedios de valores extremos, es mayor para los valores mínimos en tres de los índices analizados (SPI de 6 y 12 meses, y SPEI de seis meses). Esto indica que la magnitud de la sequía es mayor con respecto a la magnitud de los periodos húmedos. Ello se traduce en que las sequías representan mayor riesgo en el área cuando se presentan.

De las pruebas de normalidad, se cumplieron en 46 estaciones para el índice SPI de seis meses; 45, para SPEI de seis meses; 32, del índice SPI de 12 meses, y 31 para SPEI de 12 meses. Se realizó la prueba de Rodionov para la detección de cambios de régimen para los índices SPI y SPEI de seis meses, pues son los que cuentan con un mayor número de estaciones que cumplen la condición de normalidad, esto, con la finalidad de incluir una mayor superficie en el análisis.

## **Análisis del cambio de régimen en la media (RSI) y la varianza (RSSI)**

Para la media de los índices SPI y SPEI de seis meses se obtuvo el RSI; la media de los regímenes con pesos iguales; el valor medio de los regímenes calculados con la función de ponderación de Huber; la longitud de los regímenes; el nivel de confianza final para los cambios, y el peso (en función de la desviación estándar) de los valores atípicos.

Para la varianza, se obtuvo el índice de cambio de régimen de la varianza promedio (RSSI) y, al igual que para la media, se obtuvo la longitud del régimen y el nivel de confianza para los cambios.

Con los valores de RSI y RSSI se calcularon las frecuencias de ocurrencia de los valores de cambio por estación para el periodo 1979-2008.

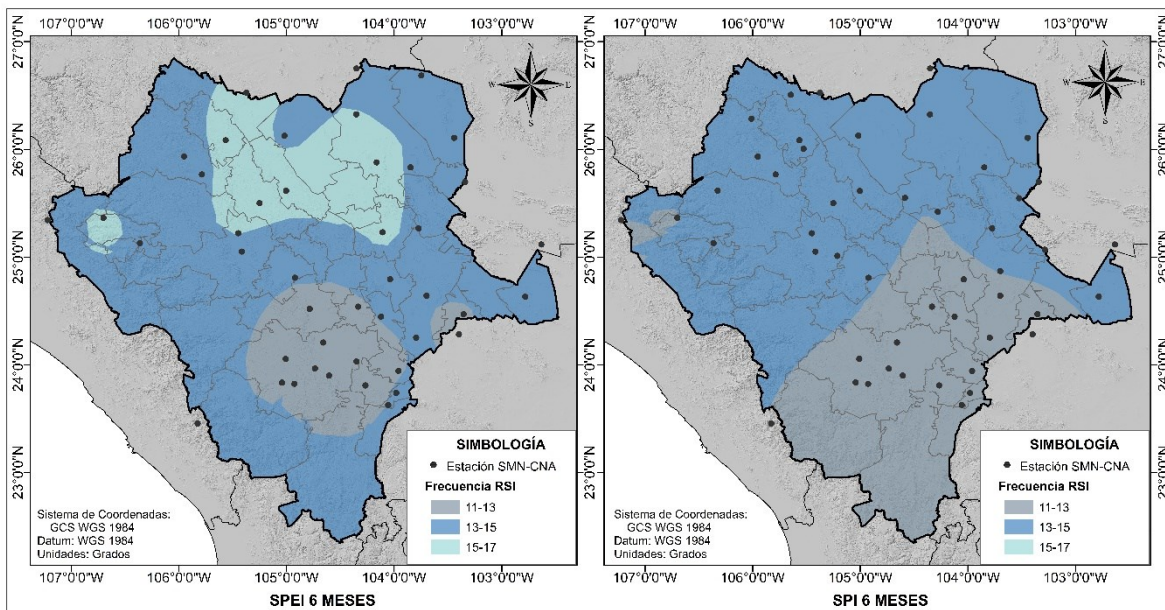
Para RSI se obtuvieron las frecuencias de los valores negativos, que son los que indican el cambio hacia un régimen de sequía. Para cada estación se obtuvieron los valores mínimos y máximos de RSI y RSSI, respectivamente, así como la fecha en que se presentaron.

Los valores mínimos promedio de RSI son -3.23 para el índice SPEI de seis meses y -2.96 para SPI de seis meses. El promedio de

valores máximos de RSSI es de 1.30 para SPEI de seis meses y 2.00 para SPI de seis meses.

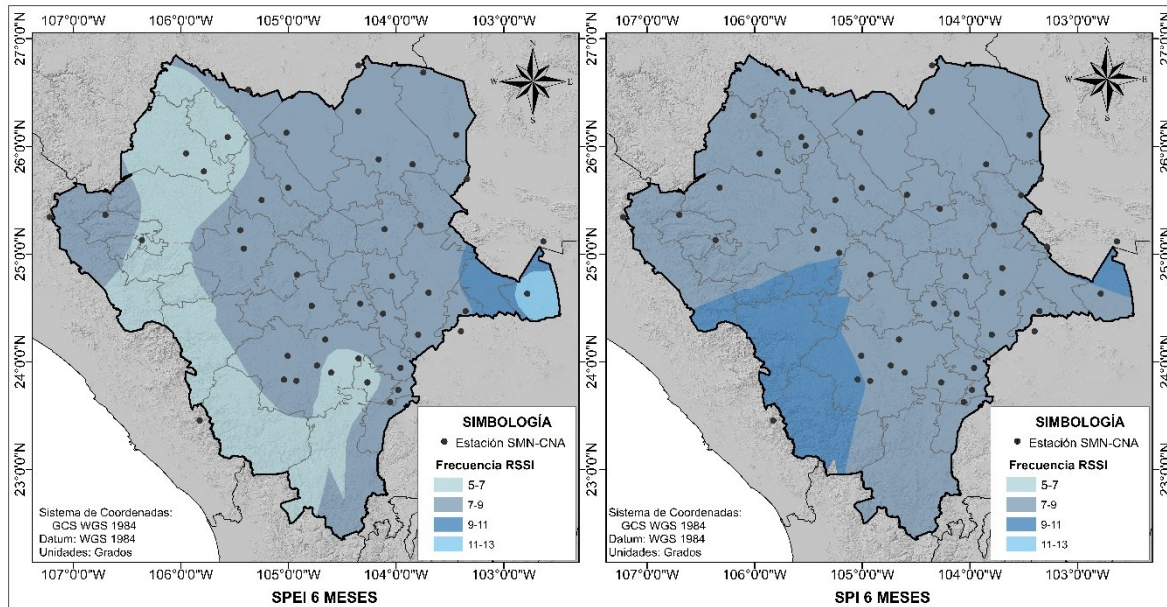
Para los cambios en la media se tiene mayor frecuencia de ocurrencia de valores máximos en una fecha específica; mientras que para los cambios en la varianza, la frecuencia es más constante.

A través del análisis espacial se identificaron áreas del estado que muestran mayor frecuencia de cambios de régimen en la media y varianza. Para el RSI, en ambos índices, los valores de menor ocurrencia se presentan al sur del estado, que comprende un área mayor en el índice SPI. Una estación que se ubica en el noroeste presentó la mayor frecuencia para el índice SPEI; mientras que para el índice SPI, la frecuencia de cambios RSI fue la menor (Figura 5).



**Figura 5.** Distribución espacial de la frecuencia de valores RSI durante el periodo 1979-2008 en el estado de Durango México.

En la Figura 6 se observa que la frecuencia de los valores de cambio en la varianza RSSI va de 5 a 13 durante el periodo 1979-2008. Para el índice SPEI de seis meses, la menor frecuencia se presenta al oeste del estado, a modo de una franja que va de norte a sur, excluyendo una pequeña porción en los límites con Chihuahua y Sinaloa, que presenta una frecuencia de 7 a 9 ocurrencias, al igual que la mayor parte del estado, ya que las frecuencias mayores sólo representan una pequeña área al este, correspondiente con valores de sólo dos estaciones climatológicas.



**Figura 6.** Distribución espacial de la frecuencia de valores RSSI durante el periodo 1979-2008 en el estado de Durango, México.

La frecuencia de RSSI para el índice SPI de seis meses presentó dos categorías de ocurrencia de 7 a 9 que cubre la mayor parte del estado; de 9 a 11 distribuida al oeste (resultado de dos estaciones), y una pequeña porción al este (de una estación).

La detección de cambios en la media y varianza depende del índice de sequía utilizado. Al emplear el índice SPEI, las frecuencias muestran mayor variabilidad, al agruparse en mayor número de categorías que las frecuencias obtenidas para el índice SPI.

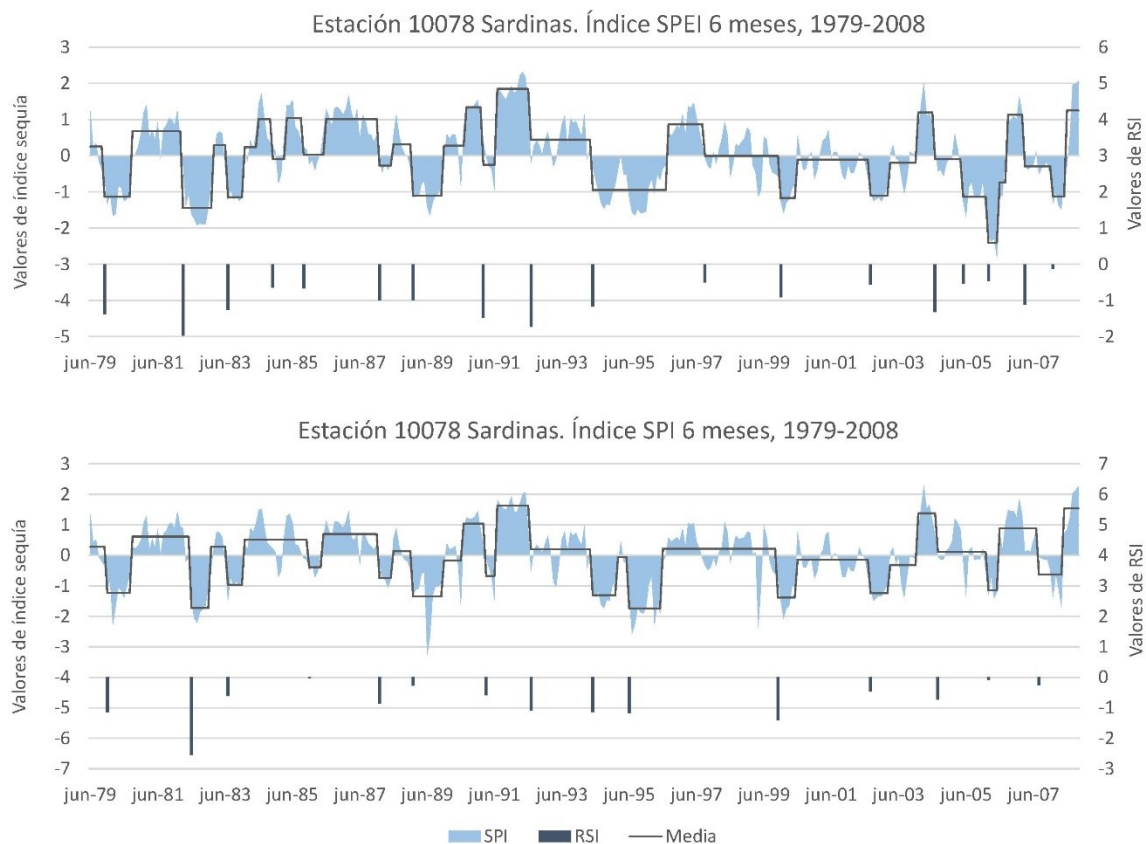


De acuerdo con el análisis espacial, la región norte del estado presenta mayor frecuencia de cambios; la estación que muestra mayor número de cambios es la 10078 Sardinias.

Por lo cual, a continuación se presenta un análisis individual de los resultados obtenidos en esta estación para los valores de RSI y RSSI (cambios en media y varianza de los índices de sequía, respectivamente).

Se representa en la gráficas (Figura 7) los valores de los índices de sequía, así como los valores de RSI y RSSI. Para los valores de RSI negativos, se ubicaron en el inicio de los periodos de sequía para los índices SPEI y SPI de seis meses, es decir que, el método detectó todos los cambios hacia un régimen de sequía.





**Figura 7.** Valores de cambio RSI para los índices SPI y SPEI de seis meses en la estación 10078 Sardinas.

Hubo 18 números de cambios en la media para el índice SPEI de seis meses, 18 en total; y 16 cambios para SPI en el mismo periodo. La mayor parte de los valores RSI se calculó en la misma fecha para ambos índices. La detección de cambios en la media depende entonces del

índice de sequía con el cual se trabaje (SPEI o SPI), siendo más sensible con el índice SPEI.

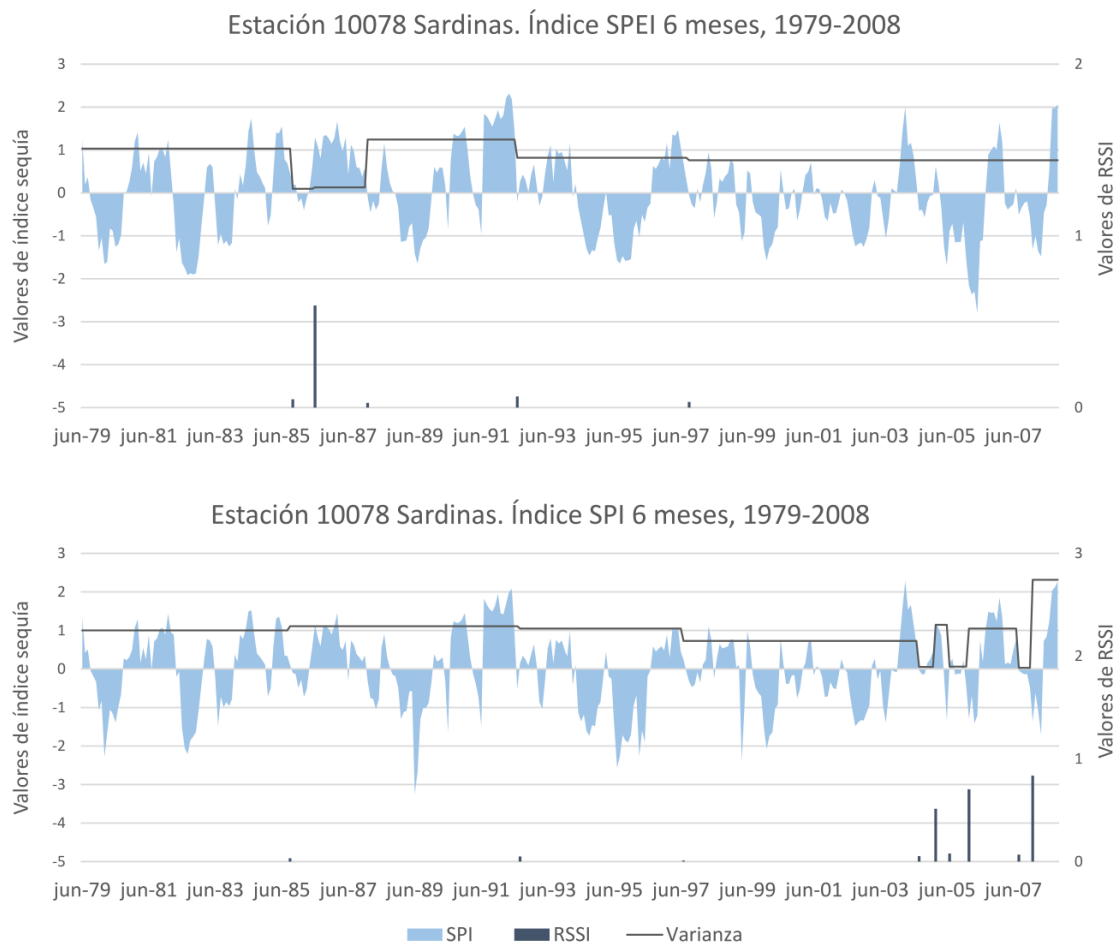
De 1994 a 1996 se presentó el mayor periodo de sequía en la estación 10078 Sardinias. En este periodo se observan dos cambios negativos en la media. El valor de RSI es útil para detectar si una sequía continuará, pues el valor negativo de RSI indica que los valores de clasificación de sequía de los índices seguirán en la misma tendencia.

Los valores mayores de RSI se tienen cuando el cambio de régimen es más abrupto; en cambio, cuando la media es más constante, el cambio se da de forma gradual; los valores de RSI son de menor magnitud. Si los índices de sequía se encuentran en valores grandes de humedad (positivo) o de sequía (negativo), el cambio a un valor grande de la condición contraria resulta en valores de RSI de mayor magnitud.

Los valores máximos de RSI ocurrieron en diversas fechas en las estaciones analizadas, sin embargo se detectó que una gran parte ocurrió durante los meses de junio y julio de 1992.

Los cambios de la varianza no indican un comportamiento general de la sequía, sino que es particular de acuerdo con el índice utilizado. Además, la varianza es sensible a los valores extremos, por lo que la interpretación de los resultados se inclina hacia un cambio rápido en los valores de los índices de sequía.

Los cambios detectados en la varianza para la estación 10078 Sardinas (Figura 8) indican una varianza media constante en prácticamente todo el periodo. Para SPEI de seis meses, los cambios en la varianza se ubican en los años 1985 a 1987; para SPI, la mayor parte de las variaciones se detectaron al final de la serie, de 2005 a 2007.



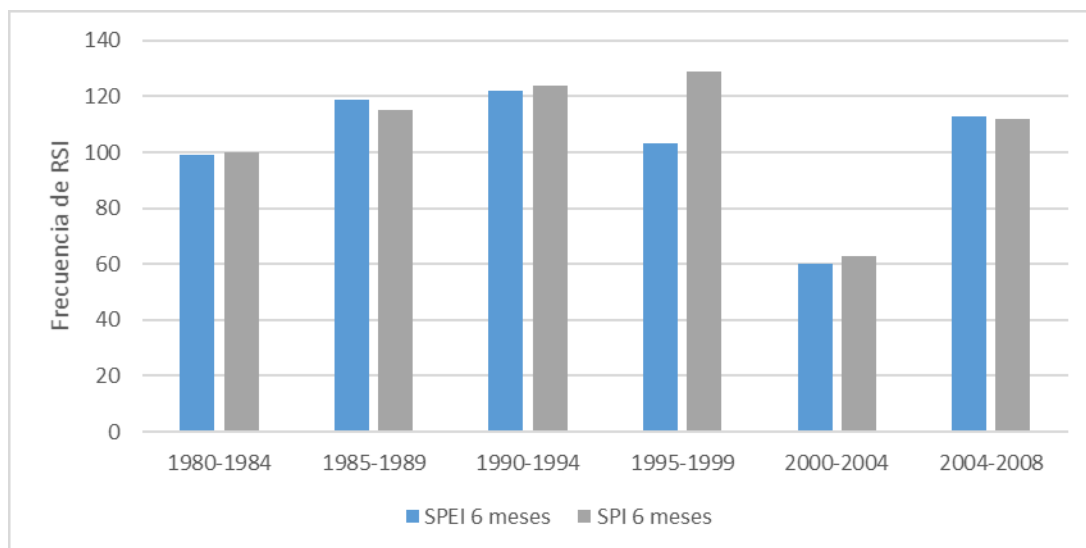
**Figura 8.** Valores de cambio RSSI para los índices SPI y SPEI de seis meses en la estación 10078 Sardinias.

En la estación 10078 Sardinias, los valores máximos de RSSI no coinciden con los valores máximos de RSI; en cambio, los máximos de RSSI se observan en una variación de la media de los índices de sequía, lo cual es de esperarse, ya que el índice de varianza indica la dispersión de los valores con respecto a su media.

Con lo anterior se puede inferir que los valores de RSSI serán útiles para detectar cambios hacia un periodo prolongado de sequía. Sin embargo, cuando los periodos de humedad se alternen con periodos de sequía con la misma magnitud y duración, no se detectarán cambios en la varianza. Por lo cual, los valores de RSSI se deben utilizar como un complemento de los valores RSI. Con ambas pruebas es posible que se detecten con mayor certeza los periodos de sequía prolongados y de mayor severidad y duración.

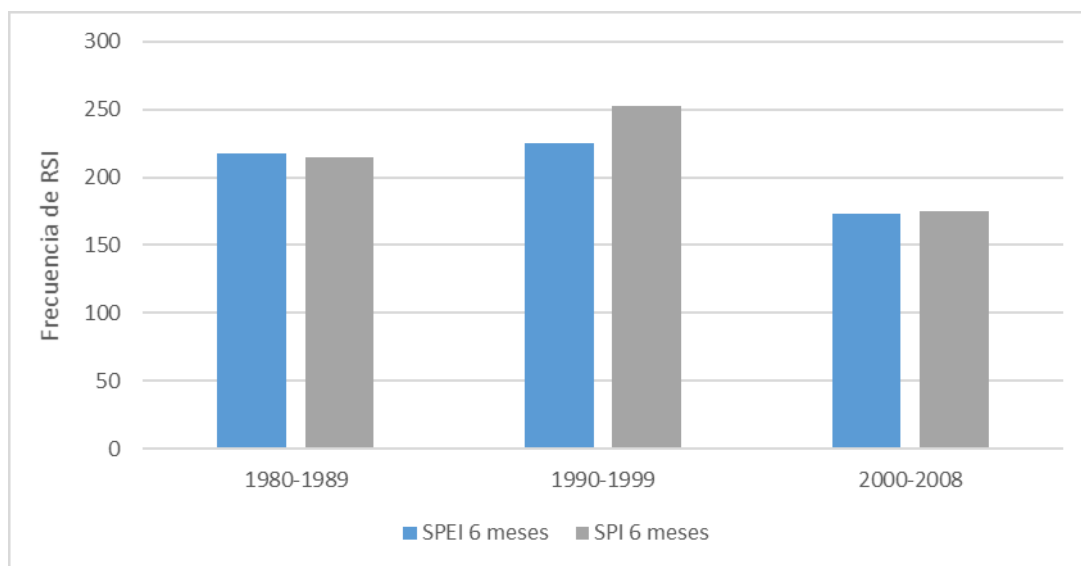
Se analizó la frecuencia de los valores de cambio RSI y RSSI de la media y varianza en los índices de sequía mediante la suma de valores cada 5 y 10 años. De esta manera, se identificó la tendencia de la frecuencia de cambios; es decir, si ha aumentado o disminuido la ocurrencia de cambios en la media y varianza de los índices de sequía en el tiempo.

La tendencia de la frecuencia de cambios en la media cada cinco años (quinquenal) para los índices de sequía SPEI y SPI de seis meses se indica en la Figura 9. La frecuencia de ambos índices es parecida; sólo durante el periodo 1995-1999 la frecuencia de cambios para el índice SPEI de seis meses es menor que para SPI de seis meses. Durante los primeros cuatro quinquenios se observa una tendencia de aumento en los cambios en la media, y después durante el periodo 2000-2004 disminuye radicalmente; en el último periodo de 2004-2008, los cambios aumentan de nuevo hasta valores similares que en los primeros quinquenios.



**Figura 9.** Frecuencia quinquenal de cambios en la media (RSI) durante el periodo 1980-2008.

La frecuencias de cambios en la media cada diez años (decadal) se tiene en la Figura 10. Se observa que durante la última década (2000-2008) ocurrió la menor cantidad de cambios, y durante el periodo 1990-1999 se presentó la mayor frecuencia de valores RSI.

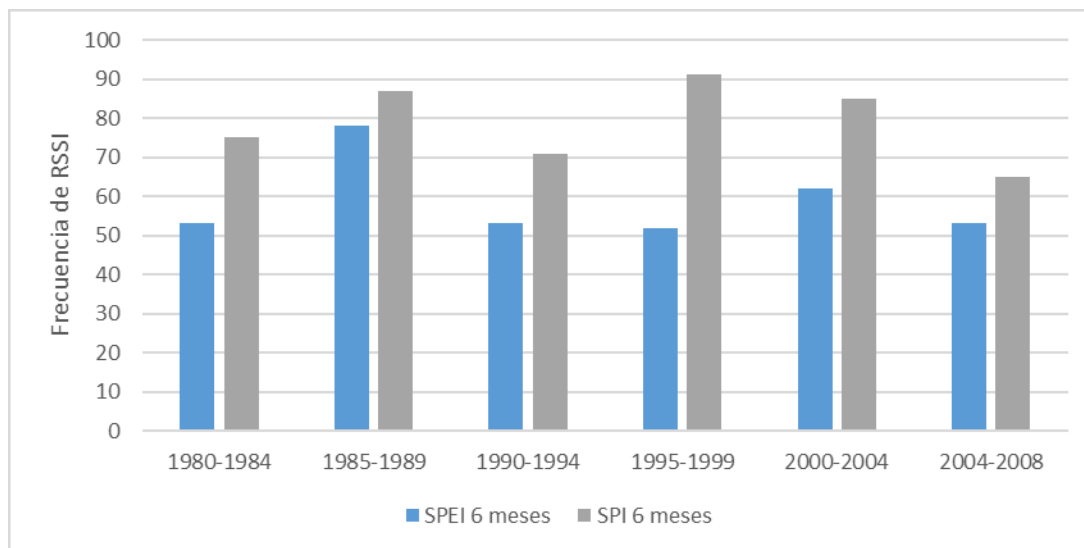


**Figura 10.** Frecuencia decadal de cambios en la media (RSI) durante el periodo 1980-2008.

Los resultados obtenidos coinciden con los encontrados por Llanes *et al.* (2018), donde se concluye que los eventos extremos de sequía se

presentaron durante los años de 1990 y 1997, siendo los años intermedios un periodo de sequías recurrentes.

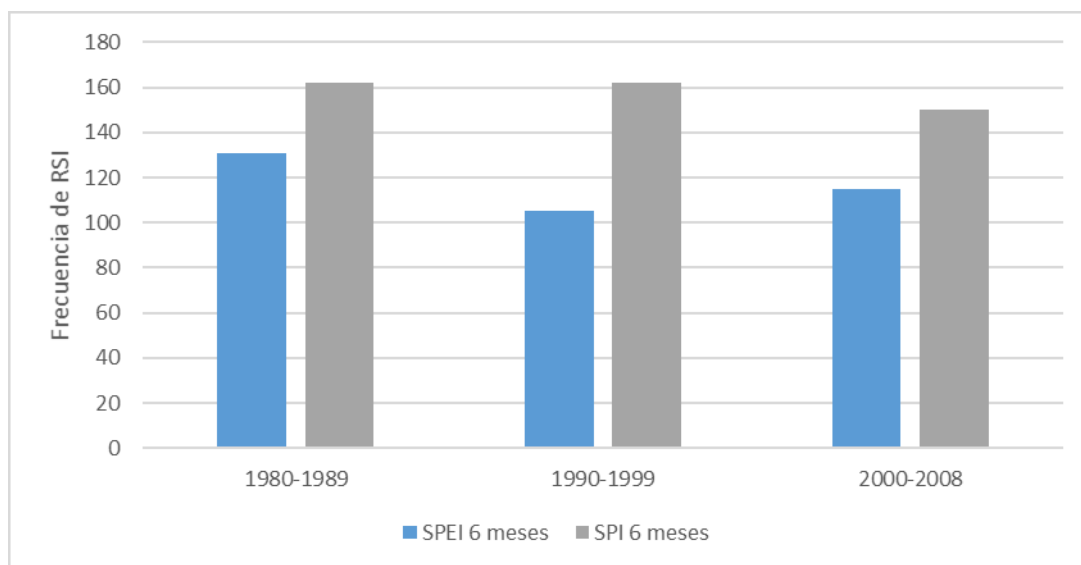
Para la frecuencia de cambios en la varianza, los índices de sequía SPI y SPEI de seis meses se muestran en la Figura 11, donde se observa una mayor frecuencia (> 40) de cambios para el índice SPI de seis meses en todos los periodos; la frecuencia de RSSI es mayor para el SPI con respecto a SPEI.



**Figura 11.** Frecuencia quinquenal de cambios en la varianza (RSSI) durante el periodo 1980-2008.

La frecuencia de cambios en la varianza para periodos de diez años se muestra en la Figura 12. Se observa que la primera década de

análisis (1980-1989) es la que presentó mayor frecuencia de cambios; sin embargo, para SPI, el valor se repite en la siguiente década, por lo que durante 20 años el promedio de cambios fue relativamente constante.



**Figura 12.** Frecuencia decadal de cambios en la varianza (RSSI) durante el periodo 1980-2008.

Los resultados obtenidos indican que los cambios en media y varianza no han sido mayores durante los últimos años del periodo analizado.



## Conclusiones

Se analizó la sequía por medio de los índices de sequía SPI y SPEI a escalas temporales de 6 y 12 meses en el estado de Durango, México. Se identificaron los periodos de sequía con los valores de cambios de la media (RSI) de signo negativo. Se detectaron 14 cambios en promedio para el índice SPEI de seis meses y 13 cambios para el índice SPI de seis meses. Los valores de cambio en la varianza (RSSI) fueron ocho para el índice SPEI de seis meses y 10 para el índice SPI de seis meses.

Las tendencias de los cambios en la media y varianza de los índices de sequía con base en la frecuencia de los cambios en la media disminuyó durante el periodo 2000-2004 y aumentó durante 2005-2008. La década de mayores cambios en la media fue 1990-1999. Para la varianza se observó una frecuencia máxima de cambios durante el periodo 1985-1989; los cambios se mantuvieron constantes durante los últimos 20 años. La década de mayores cambios en la varianza fue de 1980-1989.

## Referencias

- Bates, B. C., Kundzewicz, Z. W., Wu, S., & Palutikof, J. P. (2008). Climate change and water. *Climate Change and Water*. DOI:10.1016/j.jmb.2010.08.039
- Beguiria, S., Serrano, V., & Sawasawa, H. (2013). *SPEI: Calculation of Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index. R package version 1.6*. DOI:10.1175/2009JCLI2909.1.http
- Campos, D. F. (1998). *Procesos del ciclo hidrológico*. San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Cancelliere, A., & Salas, J. D. (2010). Drought probabilities and return period for annual streamflows series. *Journal of Hydrology*, 391(1-2), 77-89. DOI:10.1016/j.jhydrol.2010.07.008
- Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2002). *Fascículo sequías*. México, DF, México: Secretaría de Gobernación. Recuperado de <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/8-FASCCULOSEQUAS.PDF>
- Childs, C. (2004). Interpolating surfaces in ArcGIS spatial analyst. *Education Service*. ArcUser July-September. 32-34 p. Recuperado de <http://www.esri.com>
- Contreras, C. S. (2005). Las sequías en México durante el siglo XIX. *Investigaciones Geográficas*, (56), 118-133. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n56/n56a8.pdf>

- Domínguez, J. (2016). Revisión histórica de las sequías en México: de la explicación divina a la incorporación de la ciencia. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(5), 77-93.
- ESRI, Environmental Systems Research Institute. (2016). *ArcMap | ArcGIS Desktop 10.5. Versión 10.5.0.6491*. USA: Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Fuertes, S. J., & Javier, S. (1998). *Evaluación de dos métodos de determinación de la evapotranspiración de referencia en condiciones semiáridas*. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10261/16644>
- Gallegos, J., Arteaga, R., Vázquez, M. A., & Juárez, J. (2016). Estimation of missing daily precipitation and maximum and minimum temperature records in San Luis Potosí. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 8(1), 3-16. DOI: 10.5154/r.inagbi.2015.11.008
- Gamboa, R. O. (2015). *Evaluación de modelos empíricos, matemáticos y redes neuronales para estimar datos faltantes en estaciones meteorológicas en México* (tesis de maestría en ciencias), Postgrado de Hidrociencia, Colegio de Postgraduados.
- Heim, R. R. (2002). A review of twentieth-century drought indices used in the United States. *Bulletin of the American Meteorological*

*Society*, 83(8), 1149-1165. DOI: 10.1175/1520-0477(2002)083<1149:AROTDI>2.3.CO;2

Hounam, C. E., Burgos, J. J., Kalik, M. S., Palmer, W. C., & Rodda, J. (1975). *Drought and agriculture* (Technical Note No. 138). World Meteorological Organization, (392), 129.

Ibarrarán, M. E., & Rodríguez, M. (2007). *Estudio sobre economía del cambio climático en México*. Recuperado de <http://inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/e2007h.pdf>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Durango 2017*. Recuperado de [http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva\\_estruc/anuarios\\_2015/702825077174.pdf](http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2015/702825077174.pdf)

Infante, S., & Zarate, G. P. (2012). *Métodos estadísticos. Un enfoque interdisciplinario* (3a ed.). Colegio de Postgraduados. España: Mundi-Prensa.

Lehmann, E. L. & Casella, G. (1998). *Theory of point estimation. Springer Texts in Statistics* (2<sup>nd</sup> ed.) New York, USA: Springer-Verlag Inc.

Lilliefors, H. W. (1967). On the Kolmogorov-Smirnov Test for Normality with Mean and Variance Unknown. *Journal of Statistical Association*, 62(318), 399-402. DOI: 200.130.19.152

- Llanes, O., Gaxiola, A., Estrella, R. D., Norzagaray, M., Troyo, E., Pérez, E., Ruíz, R., & Pellegrini, M. de J. (2018). Variability and factors of influence of extreme wet and dry events in Northern Mexico. *Atmosphere*, 9(4), 1-16. DOI: 10.3390/atmos9040122
- Mckee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. *AMS 8th Conference on Applied Climatology*, (January), 179-184. Recuperado de <https://doi.org/citeulike-article-id:10490403>
- Miller, A. J., Cayan, D. R., & Barnett, T. P. (1994). The 1976-77 climate shift of the Pacific Ocean. *Oceanography*, 7(1), 21-26.
- Montgomery, D. C. (2010). *Diseño y análisis de experimentos* (2ª ed.). México, DF, México: Limusa Wiley.
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2016). *Manual de indicadores e índices de sequía. Programa de gestión integrada de sequías*. Recuperado de [http://www.droughtmanagement.info/literature/WMO-GWP\\_Manual-de-indicadores\\_2016](http://www.droughtmanagement.info/literature/WMO-GWP_Manual-de-indicadores_2016)
- Ortega, D. (2013). Sequía : causas y efectos de un fenómeno global. *Ciencia y Sociedad*, 16(61), 8-15. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/260163188>

- Rivera, R., Crespo, G., Arteaga, R., & Quevedo, A. (2007). Temporal and spatial behavior of drought in the state of Durango, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 25(1), 383-392.
- Rodionov, S. (2004). A sequential algorithm for testing climate regime shifts. *Geophysical Research Letters*, 31(9), 2-5. DOI: 10.1029/2004GL019448
- Rodionov, S. (2005a). A brief overview of the regime shift detection methods. In: Velikova, V., & Chipev, N. (eds.). Large-scale disturbances (regime shifts) and recovery in aquatic ecosystems: Challenges for management toward sustainability. *UNESCO-ROSTE/BAS Workshop on Regime Shifts* (pp. 17-24), 14-16 June 2005, Varna, Bulgaria.
- Rodionov, S. (2005b). A sequential method for detecting regime shifts in the mean and variance. *Joint Institute for the Study of the Atmosphere and Ocean*. Seattle, USA: University of Washington. Recuperado de [https://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/rodionov\\_var.pdf](https://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/rodionov_var.pdf)
- Rodionov, S. (2006a). *Help with regime shift detection software*. Recuperado de <https://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/help3.html>
- Rodionov, S. (2006b). *Sequential regime shift detection*. Recuperado de <https://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/>

- Rodionov, S., & Overland, J. (2005). Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea ecosystem. *Journal of Marine Science*, 62(May), 328-332. DOI: 10.1016/j.icesjms.2005.01.013
- RStudio Inc. (2018). *RStudio*. Recuperado de <https://www.rstudio.com/products/rstudio/download/>
- Saha, S., Moorthi, S., Pan, H.-L., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Kistler, R., Woollen, J., Behringer, D., Liu, H., Stokes, D., Grumbine, R., Gayno, G., Wang, J., Hou, Y. T., Chuang, H. Y., Juang, H. M. H., Sela, J., Iredell, M., Treadon, R., Kleist, D., Van Delst, P., Keyser, D., Derber, J., Ek, M., Meng, J., Wei, H., Yang, R., Lord, S., van den Dool, H., Kumar, A., Wang, W., Long, C., Chelliah, M., Xue, Y., Huang, B., Schemm, J. K., Ebisuzaki, W., Lin, R., Xie, P., Chen, M., Zhou, S., Higgins, W., Zou, C. Z., Liu, Q., Chen, Y., Han, Y., Cucurull, L., Reynolds, R. W., Rutledge, G., & Goldberg, M. (2010). The NCEP Climate Forecast System Reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(8), 1015-1058. DOI:10.1175/2010BAMS3001.1
- Saha, S., Moorthi, S., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Behringer, D., Hou, Y. T., Chuang, H. Y., Iredell, M., Ek, M., Meng, J., Yang, R., Peña-Mendez, M., van den Dool, H., Zhang, q., Wang, W., Chen, M., & Becker, E. (2014). The NCEP Climate Forecast System

Version 2. *Journal of Climate*, 27(6), 2185–2208. DOI:  
10.1175/JCLI-D-12-00823.1

Sánchez-Algarra, P., Barraza-Sánchez, X., Reverter-Comas, F., & Vegas-Lozano, E. (2006). *Métodos estadísticos aplicados*. Barcelona, España: Universitat de Barcelona.

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2009). *Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Durango*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Vicente, S. M., Beguería, S., & López, J. I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696-1718. DOI:10.1175/2009JCLI2909.1

Villatoro, M., Henríquez, C., & Sancho, F. (2008). Comparación de los interpoladores idw y kriging en la variación espacial de ph, ca, cice y p del suelo. *Agronomía Costarricense*, 32(1), 95-105.

Willmott, C. J. (1982). Some comments on the evaluation of model performance. *American Meteorological Society*, 63(11), 1309-1313. DOI: 10.1175/1520-0477(1982)063<1309:SCOTEO>2.0.CO;2



## **Fragility curves for hardfill dams under seismic loading**

### **Curvas de fragilidad para presas de *hardfill* bajo carga sísmica**

Grissel Hurtado-López<sup>1</sup>

Juan Manuel Mayoral-Villa<sup>2</sup>

<sup>1</sup>PhD student, Engineering Institute, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico, [grisshl@hotmail.com](mailto:grisshl@hotmail.com)

<sup>2</sup>Research, Engineering Institute, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico, [JmayoralV@iingen.unam.mx](mailto:JmayoralV@iingen.unam.mx)

Correspondence author: Grissel Hurtado López, [grisshl@hotmail.com](mailto:grisshl@hotmail.com)

#### **Abstract**

Hardfill dams are comprised of cemented granular materials gathered directly from the river bed or its surroundings, or which are by-product of the dam excavation. This fact leads to significant variations in as-built strengths and deformability parameters within the dam body. In this

paper, a numerical approach is applied to derive fragility curves for hardfill dams under seismic loading. Fragility curves describe the probability of a structure to experience a certain damage level for a given earthquake intensity measure, providing a relationship between seismic hazard and vulnerability. Both static and seismic responses of the hardfill dam are assessed using tridimensional finite difference analyses carried out with the software FLAC3D, considering increasing levels of seismic intensity. The fragility curves are estimated in terms of peak ground acceleration at the free field, based on the evolution of damage with increasing earthquake intensity. The proposed fragility models allow to characterize the seismic risk of representative hardfill dam typologies and foundation conditions considering the associated uncertainties, and partially fill the gap of data required in performing a risk analysis of this type of dams.

**Keywords:** Hardfill dams, fragility curves, vulnerability, risk analysis.

## Resumen

Las presas de *hardfill* están construidas con materiales granulares cementados recolectados directamente del cauce del río y sus alrededores, o producto de excavaciones para la construcción de la presa. Este hecho conduce a variaciones significativas en la resistencia y los parámetros de deformación en la construcción del cuerpo de la presa. En este artículo se aplica un enfoque numérico para obtener

curvas de fragilidad de presas de *hardfill* bajo carga sísmica. Las curvas de fragilidad describen la probabilidad de una estructura a experimentar un cierto nivel de daño para una intensidad de sismo dada, proporcionando una relación entre el riesgo sísmico y la vulnerabilidad. Las respuestas estática y sísmica de la presa de *hardfill* se evalúan usando un análisis tridimensional de diferencias finitas realizado con el software *FLAC<sup>3D</sup>*, considerando diferentes niveles crecientes de intensidad sísmica. Las curvas de fragilidad se estiman en términos de la aceleración máxima del terreno en el campo libre,  $PGA_{ff}$ , basadas en la evolución del daño con el incremento en la intensidad sísmica. Los modelos de fragilidad propuestos permiten caracterizar el riesgo sísmico de presas de *hardfill* con esta tipología y de las condiciones del suelo, considerando las incertidumbres asociadas, y llena parcialmente la brecha de datos requerida para realizar un análisis de riesgo de este tipo de presas

**Palabras clave:** presas de *hardfill*, curvas de fragilidad, vulnerabilidad, análisis de riesgo.

Received: 13/06/2018

Accepted: 07/05/2019

## Introduction

Concrete-faced hardfill dams are built mostly using granular materials, such as sand and gravel, obtained directly from the riverbed or its surroundings, or the same dam excavation by-products, artificially cemented together. It is common to have hardfills with 5 to 10% content of non-plastic fines. In recent years, the use of hardfill dams have increased worldwide due in part to its low cost and simplicity of construction. Generally, a typical hardfill dam is constructed using symmetrical trapezoidal sections. An impervious concrete-face is placed on the upstream slope. Hardfill dams heights range from 3 to 110 m approximately (Cai, Wu, Guo, & Ming, 2012; Mason, Hughes, & Molyneux 2012; Fujisawa & Sasaki, 2012; Guillemot & Lino, 2012). Traditionally, they have been classified as small to medium size dams (Cai *et al.*, 2012; Guillemot & Lino, 2012). In particular, one of the highest hardfill dams reported in the literature is the Cindere dam, located in Turkey, which is 107 m high, and has a capacity of 84.3 million m<sup>3</sup> (Guillemot & Lino, 2012; Batmaz, 2003). The trapezoidal shape helps minimizing stresses within the dam body and foundation as well as reducing oscillations during a seismic event (Xiong, Weng, & He, 2013). Some of the main advantages of hardfill dams are the quick and simple construction because of the strength demand on foundation is

relatively less than that required in other types of dams such as gravity dams with typical sections, and also that the specifications of aggregates and cement are less stringent, which results in reduced production cost of hardfill. These facts, however, can lead to significant variations in as-built strengths and deformability parameters within the dam body (Batmaz & Gürdil, 2003).

Fragility curves relate the seismic intensity parameter to the probability of reaching or exceeding a given level of damage for each element at risk. The level of shaking can be quantified using numerous earthquake parameters, including peak ground acceleration (PGA), peak ground velocity (PGV), permanent ground deformation (PGD), spectral acceleration, spectral velocity or spectral displacement. To build these curves it is necessary to define some objective indicators that allow to estimate when the damage of a structure has passed from one level of damage to another. These levels are known as damage thresholds or damage degrees (e.g. minor, moderate, extensive and complete). Fragility functions are required elements for the assessment of vulnerability and risk (Argyroudis & Kaynia, 2015).

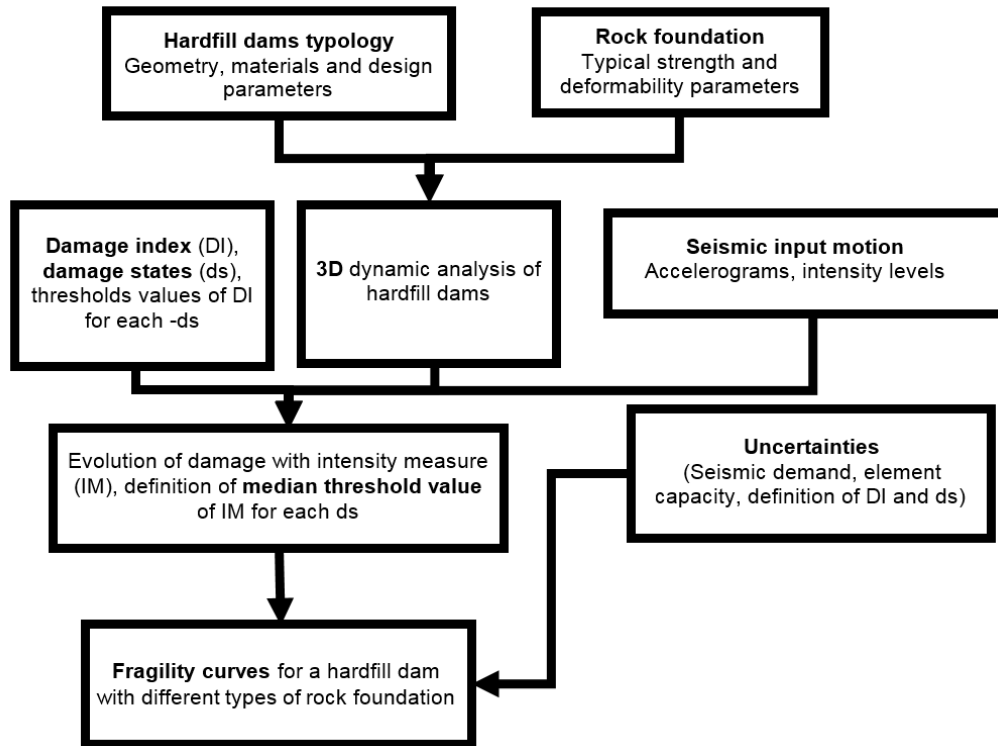
Fragility curves are essentially based on expert opinions and field observations. Nevertheless, one limitation when dealing with geotechnical problems, is the lack of well documented field data, with respect to damage indicators (e.g. permanent displacement, cracks and resisting exceedance force). The objective of this paper is to develop numerically-derived fragility curves for hardfill dams following the

procedure proposed by (Argyroudis & Kaynia, 2015). Thus, commonly used geometry, structural parameters, rock foundation conditions, and a wide variety of ground motion characteristics are considered. This information partially fills the gap of information regarding the seismic response of this type of dams under medium to strong ground shaking.

## Methodology

The procedure for developing numerically-derived fragility curves is described in Figure 1. First, the dam typology and hardfill and rock foundation mechanical parameters must be established, along with the material properties of the concrete face. Second, the damage states,  $ds$ , are stated, and the dynamic analysis of the hardfill-rock foundation dam is performed, considering a three-dimensional seismic environment. Third, the damage evolution is obtained for each intensity measure,  $MI$ , defining the value of the average threshold of  $MI$  for each,  $ds$ . Finally, fragility curves are derived for four damage states (i.e. minor, moderate, extensive and complete). These curves consider the uncertainty in seismic demand, capacity of each element, and the

definition of the damage index and damage states. The response of the basin-rock foundation-dam coupled system is computed through a series of 3D finite difference dynamic analyses for an increasing level of seismic intensity using the software FLAC<sup>3D</sup> (Itasca Consulting Group, 2005). The geometry, material properties, and structure details are parameters, which describe the typology of the hardfill dam and its capacity to withstand seismic loads. The seismic loads are function of the seismic environment and basin-rock foundation-dam interaction. Three types of rock foundation were considered in the numerical study, to assess the effect of different deformability parameters on the vulnerability of a hardfill dam. Several ground motion were selected in terms of amplitude, frequency content and duration. Damage was quantified in terms of the shear stress acting on the dam under static and seismic loading, normalized by the shear strength (stresses capacity) on the dam.

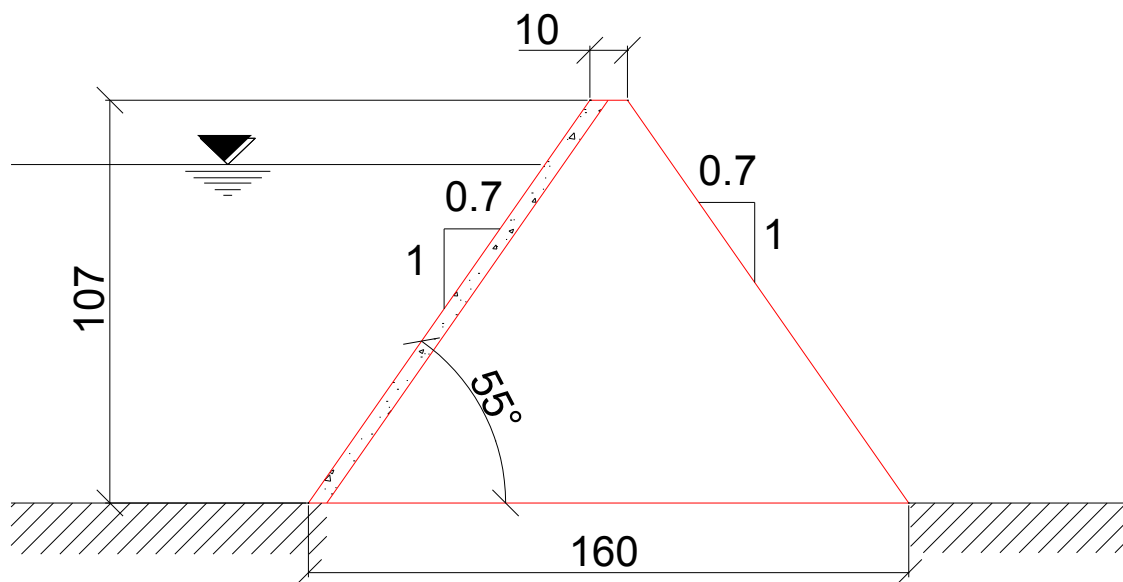


**Figure 1.** Procedure followed herein for deriving numerical fragility curves for hardfill dams.

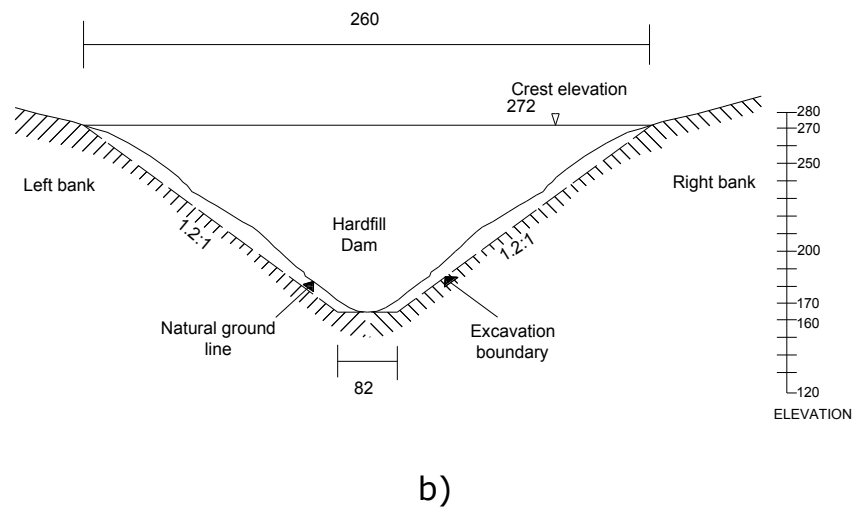
## Numerical model



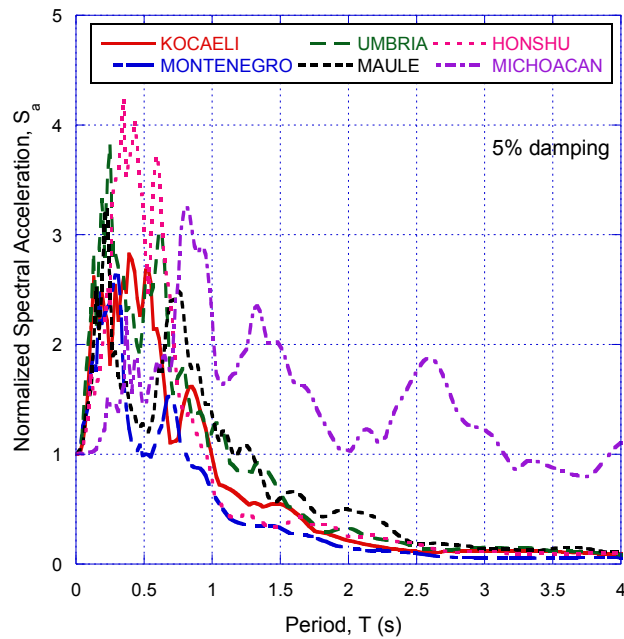
A numerical study was conducted in order to characterize the damage that a typical hardfill dam can exhibit for several seismic shaking scenarios varying from moderate to extreme ground shaking. It is worth mentioning that all the records used correspond to earthquakes measured at rock outcrops. A schematic representation of the dam geometry is presented in Figure 2. The dam is symmetrical, and 107 m high. The faces slopes are 0.7:1.0. The dam is considered founded on rock. Table 1 summarizes information regarding the earthquakes considered in the analyses, and Figure 3 shows the corresponding response spectra.



a)



**Figure 2.** Dam typology a) Cross section b) Downstream view (dimensions in meters).



**Figure 3.** Response spectra of ground motions considered to derived the fragility curves.

**Table 1.** Earthquakes considered in the analyses.

<b>Seismogenic Zone</b>	<b>Earthquake Name</b>	<b>Year</b>	<b>Moment magnitude, <math>M_w</math></b>	<b>Epicentral distance, Ed (km)</b>	<b>PGA (g)</b>	<b>Duration (sec)</b>
Normal	Montenegro (former Yugoslavia)	1979	6.9	21	1.774	48
	Kocaeli (Gebze, Turkey)	1999	7.4	47	0.218	32
	Umbria Marche (Gubbio-Piana, Italy)	1998	4.8	10	0.235	40
Subduction	Maule (Concepcion San Pedro, Chile)	2010	8.8	109	0.605	120
	Honshu (Haga, Japan)	2011	9.0	283	0.814	300
	Michoacan (Tacubaya, Mexico)	1985	8.1	265	0.032	170

Three sets of rock foundation properties were considered in the analyses, as compiled in Table 2. The concrete deformation parameters used in the analyses are summarized in Table 3. For a given project, it is necessary to perform both laboratory and field tests to characterize strength and deformability parameters of the hardfill for short and long-

term conditions, to conduct a final dam reliability assessment. For the cases studied included herein, these properties were defined from a statistical analysis of the information available in the technical literature (Zou, Li, Xu, & Kong, 2011; Xiong, Young, & Peng, 2008) as summarized in Table 4.

**Table 2.** Properties of the rock foundation used for the analysis.

Properties	Units	Type C1	Type C2	Type C3
Young modulus	MPa	4903	9806	15475
Shear Modulus, G	MPa	2114	4227.0	6670
Volumetric weight $\gamma$	kN/m <sup>3</sup>	25	26	27
Poisson ratio $\nu$		0.16	0.16	0.16

**Table 3.** Concrete properties used in the analyses.

Properties	Units	Concrete
Young modulus, E	MPa	28000
Volumetric weight, $\gamma$	kN/m <sup>3</sup>	24
Poisson ratio, $\nu$		0.20

**Table 4.** Typical hardfill properties reported in the technical literature.

Cohesion, c (MPa)	Friction angle, $\phi$ (°)	Young modulus, E (MPa)	Cement content	Curing time	Confining stress	Reference
-------------------	----------------------------	------------------------	----------------	-------------	------------------	-----------

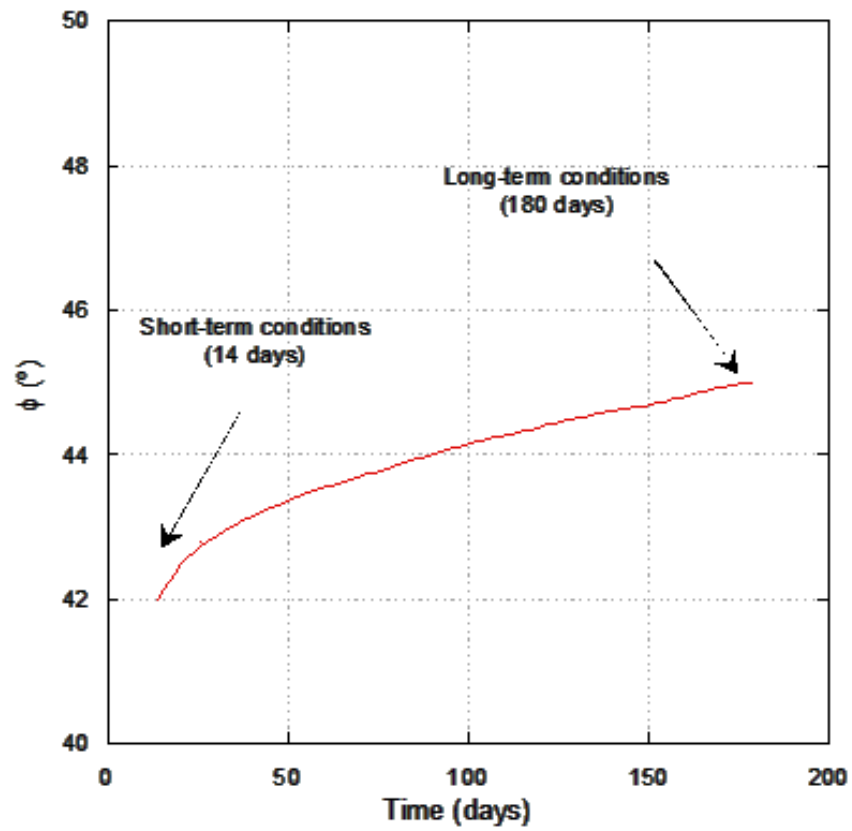
			(kg/m <sup>3</sup> )	(days)	(kPa)	
0.80	49	342	198	14	100	Zou <i>et al.</i> , 2011
0.42	46	341	132	14	100	
0.25	44	145	66	14	100	
0.24	49	594	60	28	200	Sun & Yang, 2011
0.20	49	500	50	28	200	
0.12	49	450	40	28	200	
0.08	46	400	30	28	200	
0.08	42	250	20	28	200	
0.5	45	2,000	60	91	---	Xiong <i>et al.</i> , 2008
0.8	45	4,000- 11,586	70	180	--	Yanmaz & Sezgin, 2009

## Short-term condition analyses

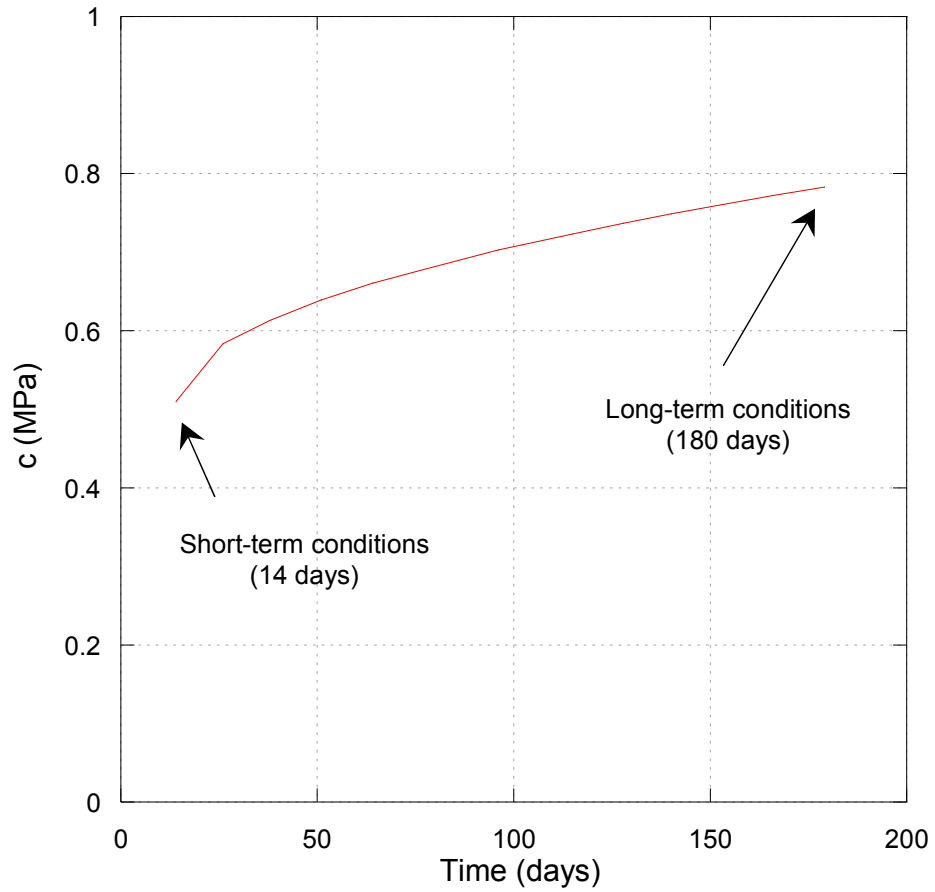
For short-term conditions, the hardfill cohesion,  $c$ , corresponds to the average of those values associated to a curing time of 14 days gathered from Zou, Li, Xu and Kong (Zou *et al.*, 2011; Xiong *et al.*, 2008) summarized in Table 4. Similarly, the internal friction angle,  $\phi$ , corresponds to the lowest reported value.

## Long-term conditions analyses

For the long-term conditions, the  $c$  and  $\phi$  values associated to a hardfill curing time of 180 days were considered (Sun & Yang, 2011), which correspond to the mechanical properties of the hardfill parameters used in Cindere dam (Table 4). To take into account the evolution of hardfill properties with curing time a parabolic distribution was assumed. Figure 4 shows the evolution of the hardfill friction angle, cohesion and initial tangent elastic modulus considered in this study. The short and long term conditions parameters are summarized in Table 5.

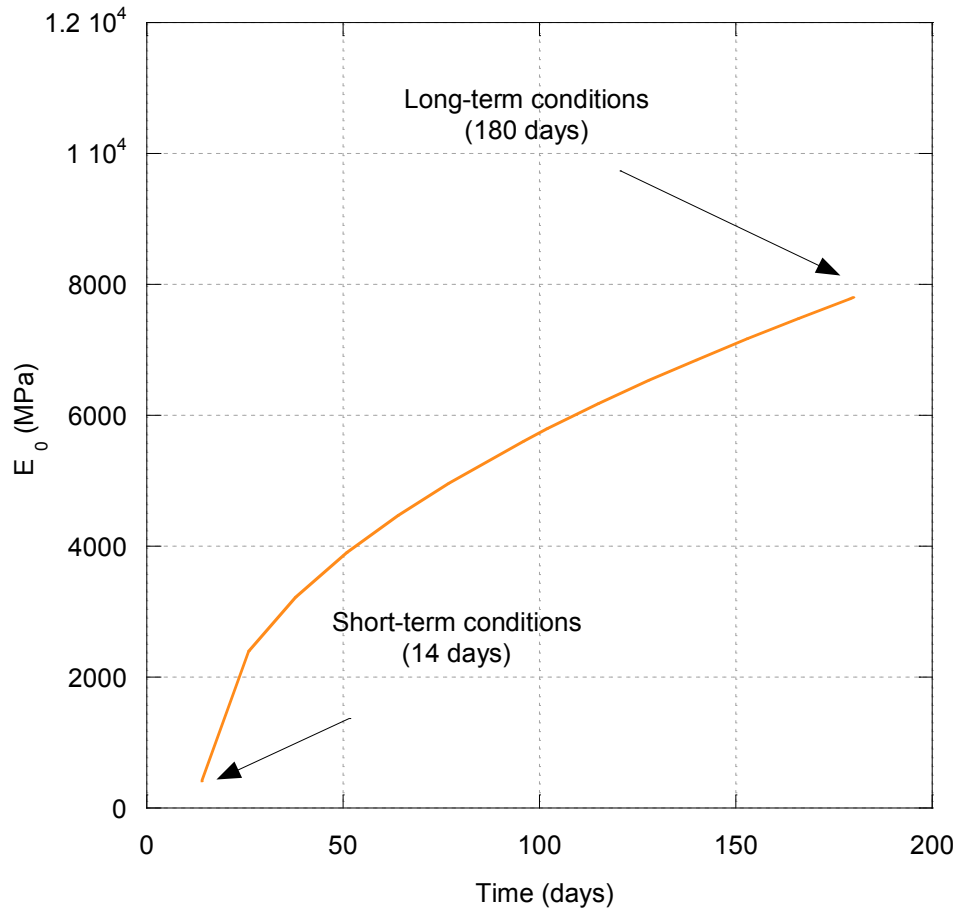


a)



**b)**





c)

**Figure 4.** Evolution a) Friction angle, b) Cohesion and c) Initial tangent elastic modulus of hardfill with curing time.

**Table 5.** Short and long term conditions parameters.

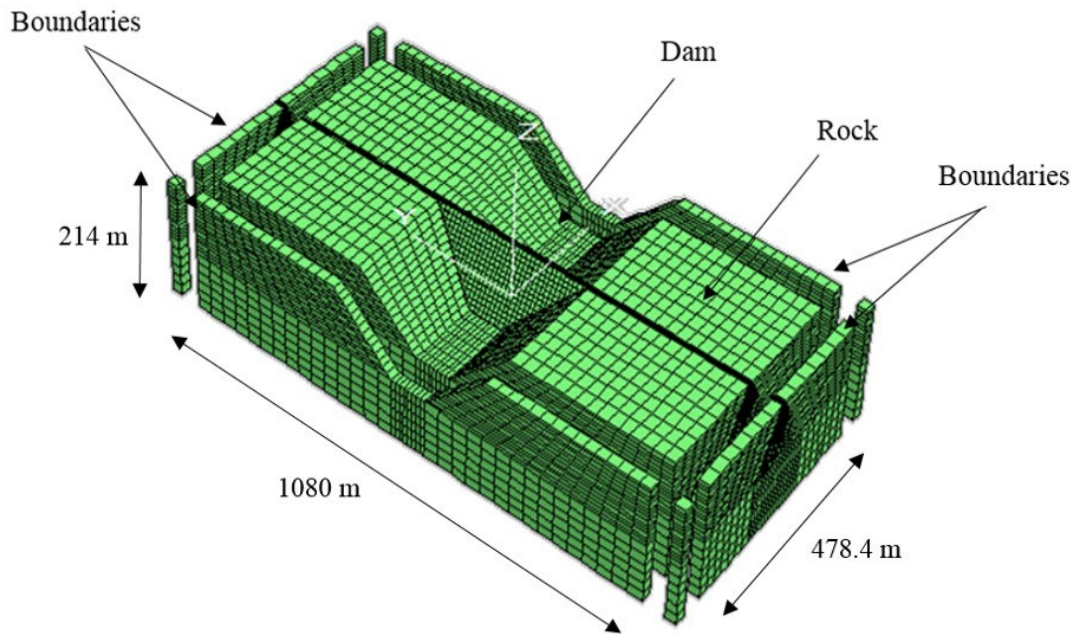
Condition	Cohesion,	Friction angle,	Initial	Volumetric	Poisson
-----------	-----------	-----------------	---------	------------	---------

	<b>c (MPa)</b>	<b><math>\phi</math> (°)</b>	<b>Young modulus, <math>E_0</math> (MPa)</b>	<b>weight, <math>\gamma</math> (kN/m<sup>3</sup>)</b>	<b>ratio, <math>\nu</math></b>
Short-term	0.5	42	420	23	0.20
Long-term	0.8	45	7930	23	0.20

## Tridimensional soil-structure interaction analyses

The seismic dam response analyses were carried out with a three-dimensional finite difference model, using the software FLAC<sup>3D</sup> (Itasca Consulting Group, 2005). The numerical model is depicted in Figure 5. The dam-foundation-embankment system was modelled with solid elements. This allows obtaining acceleration, velocity and displacements time histories simultaneously, along with strains and stresses. An elasto-plastic Mohr-Coulomb model was used to represent the stress-strain relationship for the hardfill. The rock and hardfill dynamic shear stiffness and damping variation as a function of shear strain during the seismic event was assumed negligible, considering the soundness of the

rock foundation and that the hardfill should behave in its elastic range to avoid excessive and unacceptable cracking. The calculation is based on the explicit finite difference scheme, to solve the full equations of motion, using lumped grid point masses derived from the real density of surrounding zones. The added masses, required to account for hydrodynamic pressures in the numerical simulation, were obtained using the equation proposed by Chwang and Housner (1990). In the three-dimensional model a typical hardfill construction procedure was considered, which consists in a continued placement of hardfill layers with constant thickness (i.e. 1 m). The placement of one hardfill layer per day was simulated, considering the evolution of the hardfill properties with curing time explicitly in the model. The dam stages modelled were: 1) Sequential dam construction, 2) First reservoir filling, and 3) Seismic loading. The model depth is 214 m, the width is 480 m and the length 1080 m. The free field boundaries implemented in FLAC<sup>3D</sup> (Itasca Consulting Group, 2005) were used through the edges of the model. A flexible base was considered along the bottom of the model, to avoid boundary seismic wave reflection towards the dam-rock foundation system.



**Figure 5.** Finite difference model (FLAC<sup>3D</sup>).

## Fragility curves development

Hardfill dam numerically-derived fragility curves were obtained following the approach described in Figure 1. As previously described, the dam was assumed founded on rock. Three cases of rock foundation were

considered to take into account the influence of their deformability parameters. The seismic loads are function of the surrounding rock, seismic environment and the basin-rock foundation–dam interaction. Several ground motions were selected based on amplitude, frequency content and duration. Finally, fragility curves were derived for different damage states (minor, moderate, extensive and complete) considering the primary sources of uncertainties.

Both normal and subduction earthquake type events were considered. A total of six ground motions recorded during these events were used in the analyses, exhibiting varying spectral acceleration amplitudes, frequency contents, significant durations and seismotectonic settings (Figure 3). The time histories are scaled to five intensity levels of PGA (i.e. 0.15, 0.30, 0.45, 0.60 and 0.75g) in order to perform the dynamic analyses of the basin-rock foundation-soil system for an increasing seismic excitation. Thus, a total of 90 cases were analyzed.

## **Damage index and damage states**

A practice-oriented damage criterion for hardfill dams was proposed. Considering that there is currently a lack of relevant information on this

subject, in this research the damage index, DI, is defined as the relationship between the shear stress acting on the dam,  $\tau_{act}$ , considering both static and seismic loading conditions, normalized by the shear strength (stresses capacity),  $\tau_{cap}$ , as follows:

$$DI = \frac{\tau_{act}}{\tau_{cap}} \quad (1)$$

where:

$$\tau_{act} = \frac{\sqrt{(\sigma_1 - \sigma_2)^2 + (\sigma_2 - \sigma_3)^2 + (\sigma_3 - \sigma_1)^2}}{3} \quad (2)$$

$$\tau_{cap} = c + (\sigma_{oct} \tan \phi) \quad (3)$$

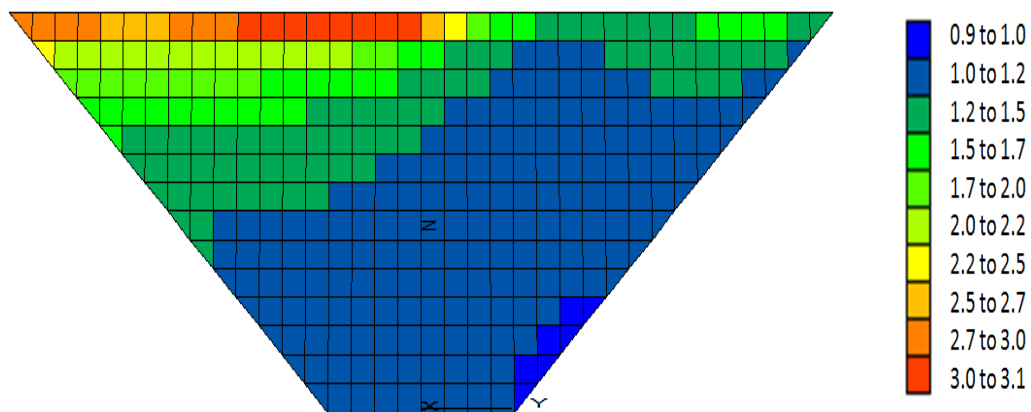
$c$  is the hardfill cohesion,  $\phi$  is the friction angle, the octahedral stress,  $\sigma_{oct}$  is defined as  $\frac{(\sigma_1 + \sigma_2 + \sigma_3)}{3}$ , and  $\sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$  are the principal stresses.

Four damage states were considered (i.e. minimum, moderate, extensive and complete, as summarizes in Table 6. In particular, Figure 6 shows the damage index contour through the dam body for the seismic subduction event of Maule, Chile, 2010, scaled to 0.75 g and considering the rock type 1. It can be observed that, in this case, the

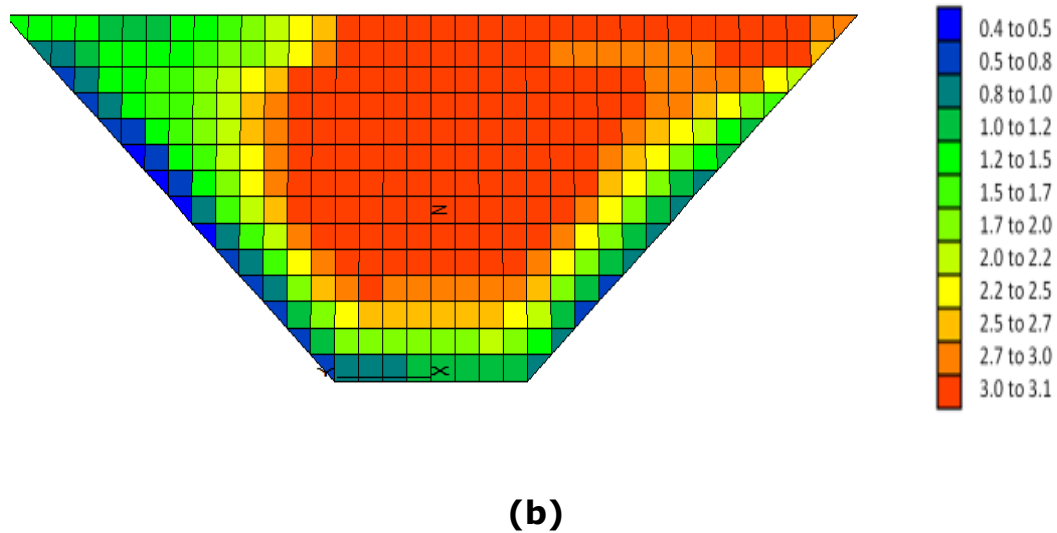
higher values of damage indices are concentrated in the downstream part of the dam.

**Table 6.** Definition of damage states for the hardfill dam.

Damage states (ds <sub>i</sub> )	ds1 Minimum	ds2 Moderate	ds3 Extensive	ds4 Complete
Range of damage index	0.5 < DI ≤ 0.65	0.65 < DI ≤ 0.8	0.8 < DI ≤ 1.3	1.3 > DI



**(a)**



**Figure 6.** Damage Index contour (a) downstream face and (b) upstream face for the seismic subduction event of Maule, Chile, 2010.

## Derivation of fragility curves

Fragility functions describe the probability of reaching or exceeding a given damage state for a certain intensity measure. They are usually described by a lognormal probability distribution function, as follows:



$$P_f(PGA_{ff}) = \Phi \left( \frac{1}{\beta_{tot}} \ln \left( \frac{PGA_{ff}}{PGA_{ffmi}} \right) \right) \quad (4)$$

where  $P_f(\bullet)$  is the probability of exceeding a particular damage state,  $ds$ , for a given seismic intensity level defined by the earthquake intensity measure, IM (e.g.; peak ground acceleration, PGA),  $\Phi$  is the standard cumulative normal distribution,  $PGA_{ffmi}$  is the median threshold value of the earthquake intensity measure, required to cause the  $i$ th damage state and  $\beta_{tot}$  is the total lognormal standard deviation. Therefore, the development of fragility curves requires the definition of two parameters,  $PGA_{ffmi}$  and  $\beta_{tot}$  (Mayoral, Argyroudis, & Castañon, 2016). The lognormal standard deviation  $\beta_{tot}$ , which describes the total variability associated with each fragility curve, is estimated considering the uncertainty in the definition of damage states ( $\beta_{ds}$ ), the response and resistance (capacity) of the element ( $\beta_C$ ), and in the earthquake input motion (demand) ( $\beta_d$ ). Due to the lack of a rigorous estimation,  $\beta_{ds}$  is set equal to 0.4 following HAZUS (NIBS, 2004) approach for buildings,  $\beta_C$  is considered equal to 0.4 based on engineering judgment (Argyroudis & Kaynia, 2015), while  $\beta_d$  is estimated based on the variability in the hardfill response (DI) that have been calculated for the selected ground motions. The value of  $\beta_{tot}$  is estimated as the root of the sum of the squares of the component dispersions. The median threshold value of the earthquake parameter,  $PGA_{ffmi}$  is obtained for each damage

state based on the evolution of damage with increasing earthquake intensity.

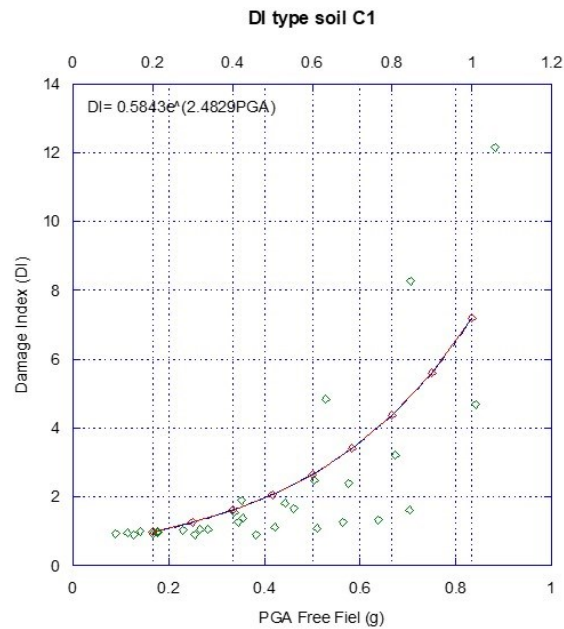
## Regression analysis

A regression analysis is performed, considering the damage index (DI) as the dependent variable, and the peak ground acceleration at free field,  $PGA_{ff}$ , as the independent variable, as it is illustrated in Figure 7, Figure 8 and Figure 9. The estimated parameters of the fragility curves are given in Table 7, and the corresponding fragility curves are illustrated in Figure 10, Figure 11 and Figure 12. The fragility curves were developed based on the peak ground acceleration determined at the free field,  $PGA_{ff}$ , for both subduction and normal-fault events scaled up to 0.75 g of  $PGA_{ff}$ . Evidently, the derived fragility curves can be applied for preliminary purposes only to cases where the dam foundation, foundation rock conditions and seismic environment are similar to those considered in the analyses. The development of this kind of functions, is a key step in seismic risk analyses to capture the most important seismic failure modes of the dam. Also, these are

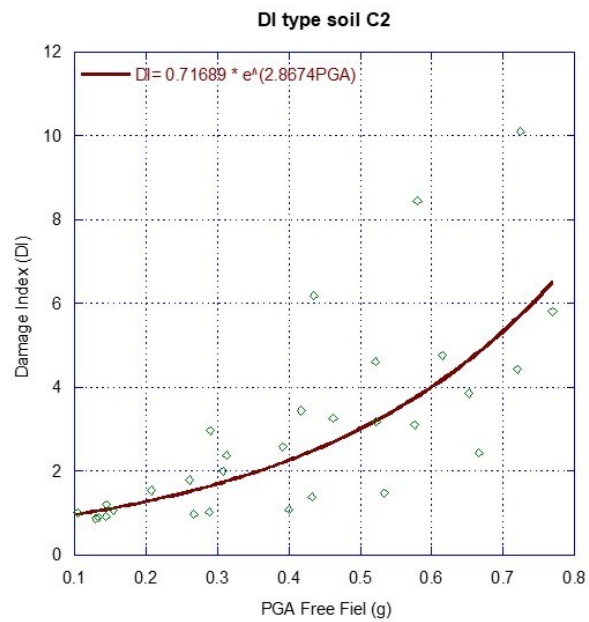
required to perform a proper seismic vulnerability assessment to foreseen the capacity of the system to withstand very large to extreme events, ensuring earthquake preparedness, and reducing life losses or post-earthquake distress.

**Table 7.** Parameters of the fragility curves.

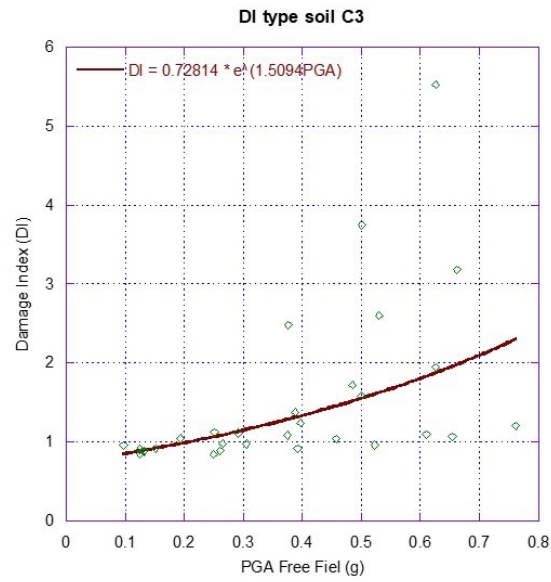
	Case 1		Case 2		Case 3	
	Median threshold PGA <sub>ffmi</sub> (g)	$\beta_{tot}$	Median threshold PGA <sub>ffmi</sub> (g)	$\beta_{tot}$	Median threshold PGA <sub>ffmi</sub> (g)	$\beta_{tot}$
Minor	0.47	0.569	0.76	0.614	1.10	0.572
Moderate	2.51	0.569	3.36	0.614	6.62	0.572
Extensive	5.01	0.569	6.54	0.614	13.39	0.572
Complete	8.24	0.569	10.63	0.614	22.10	0.572



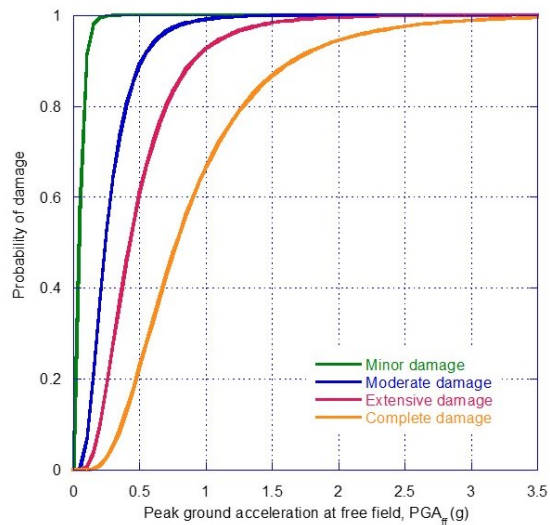
**Figure 7.** Evolution of DI with PGA for rock type C1.



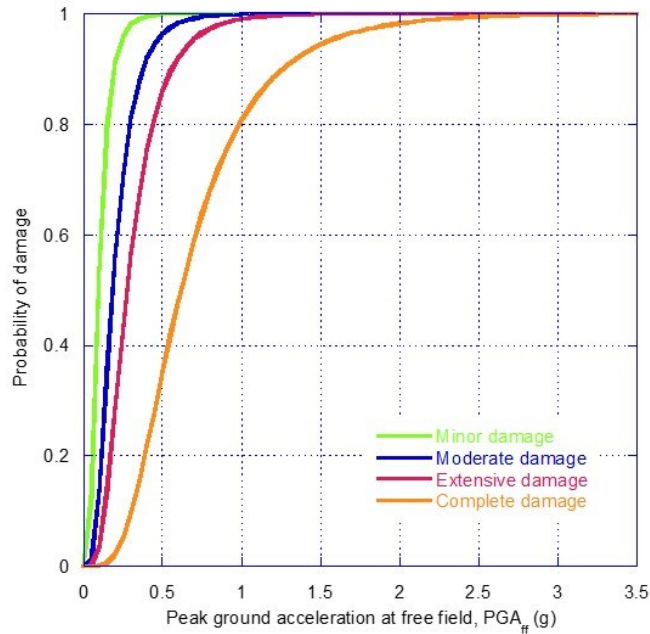
**Figure 8.** Evolution of DI with PGA for rock type C2.



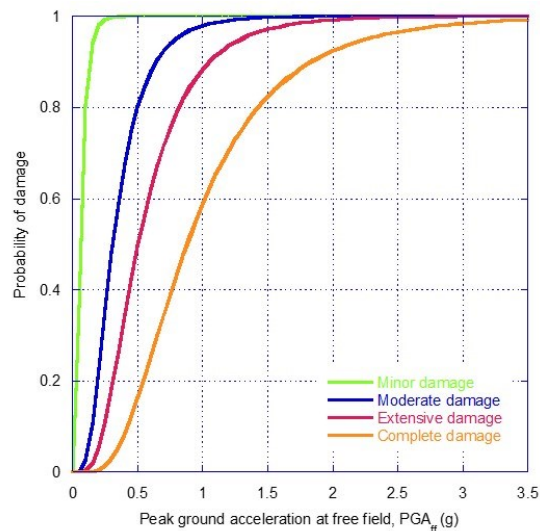
**Figure 9.** Evolution of DI with PGA for rock type C3.



**Figure 10.** Fragility curves for Hardfill dam for rock type C1.



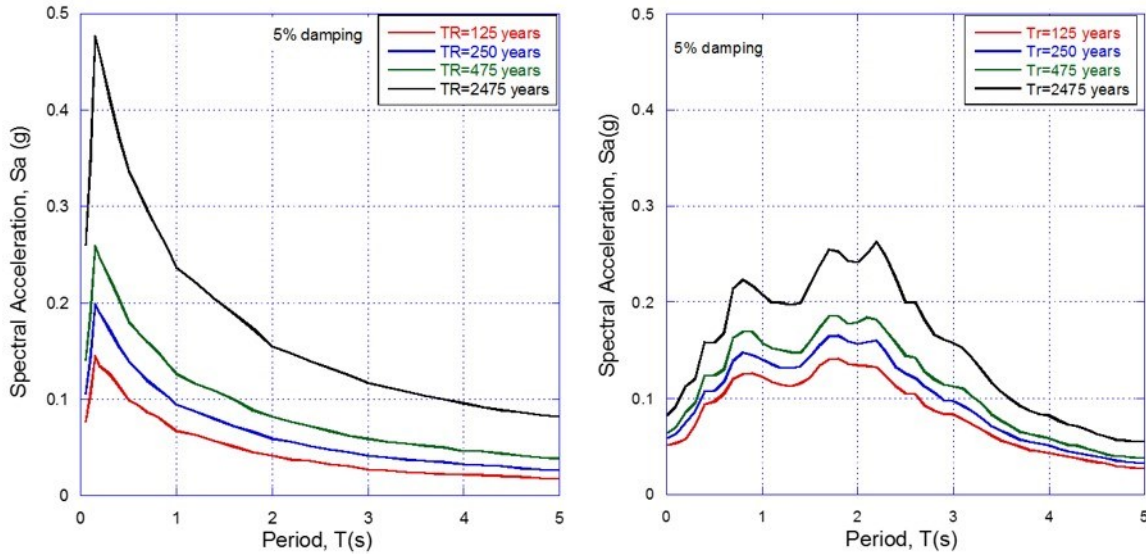
**Figure 11.** Fragility curves for Hardfill dam for rock type C2.



**Figure 12.** Fragility curves for Hardfill dam for rock type C3.

## Probability of failure

Uniform hazard spectra for four return periods (i.e. 125, 250, 475 and 2475 years) were obtained from the seismic hazard curves for both normal and subduction fault events. As it is well known, the uniform hazard spectra, UHS, is a representation of the relationship between the natural vibration period,  $T$ , and spectral acceleration,  $S_a$ , for a given exceedance probability associated with a return period. The uniform hazard spectra are shown in Figure 13a and Figure 13b for normal and subduction events respectively, which were used to obtain the peak ground accelerations (PGA). Then, with the PGA, and the numerically-derived fragility curves, the probability of reaching or exceeding the different states of damage (i.e. minor, moderate, extensive and complete) was computed, for each rock foundation type C1, C2 and C3, and the results are shown in Table 8. Overall, the numerically-derived fragility curves lead to high values of probability of damage. This appears to be over conservative, thus, more research is needed on the definition of the damage states to ensure more realistic results.



a) (b)

**Figure 13.** Uniform hazard spectra for  $Tr = 125, 250, 475$  and  $2475$  years (a) normal and (b) subduction events.

**Table 8.** Probability of damage for C1, C2 and C3.

Seismogenic Zone	Period Return	PGA <sub>rock</sub> (g)	Probability of Damage (%)											
			C1				C2				C3			
			Mi <sup>1</sup>	Mo <sup>2</sup>	E <sup>3</sup>	C <sup>4</sup>	Mi <sup>1</sup>	Mo <sup>2</sup>	E <sup>3</sup>	C <sup>4</sup>	Mi <sup>1</sup>	Mo <sup>2</sup>	E <sup>3</sup>	C <sup>4</sup>
Normal	125 years	0.12	0.391	0.159	0.056	0.008	0.939	0.525	0.194	0.025	0.714	0.164	0.028	0.001
	250 years	0.16	0.583	0.304	0.136	0.028	0.980	0.719	0.365	0.074	0.857	0.317	0.080	0.006
	475 years	0.17	0.623	0.341	0.159	0.035	0.985	0.755	0.407	0.090	0.879	0.355	0.097	0.008
	2475 years	0.22	0.773	0.511	0.287	0.084	0.996	0.876	0.590	0.191	0.948	0.531	0.197	0.026



	years													
Subduction	125 years	0.11	0.335	0.126	0.041	0.005	0.918	0.462	0.154	0.017	0.660	0.129	0.020	0.001
	250 years	0.12	0.391	0.159	0.056	0.008	0.939	0.525	0.194	0.025	0.714	0.164	0.028	0.001
	475 years	0.14	0.493	0.230	0.092	0.016	0.966	0.633	0.279	0.045	0.798	0.239	0.051	0.003
	2475 years	0.17	0.623	0.341	0.159	0.035	0.985	0.755	0.407	0.090	0.879	0.355	0.097	0.008

## Conclusions

A numerical approach is applied to construct fragility curves for hardfill dams under seismic loading. The response of the hardfill dam is evaluated based on 3D numerical models using the software FLAC<sup>3D</sup>. Seismic inputs with several frequency content and scaled to various levels of seismic intensity ( $PGA_{ff}$ ) and typical rock profiles (Table 2) are considered. A practice-oriented damage criterion for hardfill dams was proposed. The damage index (DI) was established as the ratio between the shear stress acting, considering both static and seismic loading conditions, normalized by the shear strength. The fragility curves were derived as a function of the peak ground acceleration in the free field,

considering the related uncertainties in the definition of damage states, the demand, and the capacity of the hardfill material used to build the dam. The applicability of the derived fragility curves has some constraints, which are related to the specific assumptions of the typology of the dam and selected parameters in the numerical models, so they become very specific for the cases studied, having to develop fragility curves for each condition and dam typology. Therefore, the provided fragility curves can be applied for preliminary purposes only, in those cases where the structure and rock conditions are similar to those considered in the analyses. Overall, the numerically-derived fragility curves lead to high values of probability of damage. This appears to be over conservative, and more research is needed on the definition of the damage states to ensure more realistic results.

## References

- Argyroudis, S., & Kaynia, A. M. (2015). Analytical seismic fragility functions for highway and railway embankments and cuts. *Earthquake Engineering and Structural Dynamics*, 44, 1863-1879. Recovered from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/eqe.2563>
- Batmaz, S. (2003). *Cindere dam – "107 m high Roller Compacted Hardfill Dam (RCHD) in Turkey"*. *Roller Compacted concrete Dams* (pp. 121-126). Recovered from

<https://www.tib.eu/en/search/id/BLCP%3ACN051875471/Cindere-dam-107m-high-Roller-Compacted-Hardfill/>

Batmaz, S., & Gürdil, A. F. (2003). Structural design of Cindere Dam. In: Berga *et al.* (eds.). *Roller compacted concrete dams*. Vol. 1. Madrid, Spain: Swets & Zeitlinger, Lisse.

Cai, X., Wu, Y., Guo, X., & Ming, Y. (2012). Research review of the cement sand and gravel (CSG) dam. *Frontiers of Structural and Civil Engineering*, 6, 19. DOI: 10.1007/s11709-012-0145-y

Fujisawa, T., & Sasaki, T. (2012). Development of the trapezoidal CSG dam. *International Journal on Hydropower and Dams*, 19, 58-63. Recovered from [https://www.researchgate.net/publication/294783259\\_Development\\_of\\_the\\_trapezoidal\\_CSG\\_dam](https://www.researchgate.net/publication/294783259_Development_of_the_trapezoidal_CSG_dam)

Guillemot, T., & Lino, M. (2012). *Design and construction advantages of Hardfill symmetrical dams – case study: Safsaf dam in eastern Algeria*. 6TH I.S. Roller compacted Concrete (RCC) Dams, Zaragoza. Recovered from [https://www.isl.fr/sites/default/files/safsaf\\_dam.pdf](https://www.isl.fr/sites/default/files/safsaf_dam.pdf)

Chwang, A. T., & Housner, G. W. (1990). *Hydrodynamic pressures on sloping dams during earthquakes* (pp. 691-697). Selected Earthquake Engineering Papers, ASCE. Recovered from <https://authors.library.caltech.edu/10722/1/CHWjfm78a.pdf>

- Itasca Consulting Group.(2005). *FLAC3D, Fast Lagrangian Analysis of Continua in 3 Dimensions, User's Guide*. Minneapolis, USA: Itasca Consulting Group.
- Mason, P. J., Hughes, R. A. N., & Molyneux, J. D. (2012). The design and construction of a faced symmetrical hardfill dam. *International Journal on Hydropower and Dams*, 15(3), 90-94. Recovered from [https://www.researchgate.net/publication/294722165\\_The\\_design\\_and\\_construction\\_of\\_a\\_faced\\_symmetrical\\_hardfill\\_dam](https://www.researchgate.net/publication/294722165_The_design_and_construction_of_a_faced_symmetrical_hardfill_dam)
- Mayoral, J. M., Argyroudis, S., & Castañon, E. (2016). Vulnerability of floating tunnel shafts for increasing earthquake. *Soil Dynamics and Earthquake Engineering*, 80, 1–10. Recovered from <https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.elsevier-08ea93a0-369e-34ff-b61c-7f1430bb8635>
- NIBS, National Institute of Building Science. (2004). *HAZUS-MH: Technical Manuals*. Washington, DC, USA: Federal Emergency Management Agency and National Institute of Building Science. Recovered from [https://www.fema.gov/media-library-data/20130726-1820-25045-1705/hzmmh2\\_1\\_aebm\\_um.pdf](https://www.fema.gov/media-library-data/20130726-1820-25045-1705/hzmmh2_1_aebm_um.pdf)
- Sun, M. Q., & Yang, S. F. (2011). Research on mechanical properties and sectional form of CGS. *Advanced Materials Research*, 243-249, 4602-4607. Recovered from <https://www.scientific.net/AMR.243-249.4602.pdf>

- Xiong, K., Weng, Y. H., & He, Y. I. (2013). Seismic failure modes and seismic safety of Hardfill dam. *Water Science and Engineering*, 6(2) 199-214. Recovered from [https://ac.els-cdn.com/S1674237015302374/1-s2.0-S1674237015302374-main.pdf?\\_tid=0e867840-b460-4374-bd64-7811bfb2e46f&acdnat=1527091364\\_777517be890c189f4234a2cc9ad85e35](https://ac.els-cdn.com/S1674237015302374/1-s2.0-S1674237015302374-main.pdf?_tid=0e867840-b460-4374-bd64-7811bfb2e46f&acdnat=1527091364_777517be890c189f4234a2cc9ad85e35)
- Xiong, K., Young, H., & Peng, Y. (2008). Adaptability to geological faulted foundation of Hardfill dam. *Frontiers of Structural and Civil Engineering in China*, 2(4), 343-349. Recovered from <https://link.springer.com/article/10.1007/s11709-008-0057-z>
- Yanmaz, A. M., & Sezgin, O. I. (2009). Evaluation study on the instrumentation system of Cindere Dam. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, 23(6), 415-422. Recovered from [https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)CF.1943-5509.0000051](https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)CF.1943-5509.0000051)
- Zou, D. G., Li, D. Q., Xu, B., & Kong, X. J. (2011). Experimental study on mechanical characteristics of CSG materials. *Advanced Materials Research*, 243-249, 2059-2064. Recovered from <https://www.scientific.net/AMR.243-249.2059>

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-05

Artículos

## **Análisis de la sostenibilidad mediante huella hídrica de la microcuenca del río Pita, Ecuador**

### **Analysis of the sustainability through water footprint in the Pita River microbasin, Ecuador**

Henry Daniel Lala-Ayo<sup>1</sup>

Mirian del Carmen Fernández-Quintana<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE, Sangolquí, Ecuador, hen.dan13@hotmail.com

<sup>2</sup> Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE, Sangolquí, Ecuador, mcfernandezq@hotmail.com

Autor para correspondencia: Henry Lala, hen.dan13@hotmail.com

#### **Resumen**

La microcuenca hidrográfica, al ser considerada un espacio económico-social, puede ser el punto de partida para promover iniciativas de desarrollo territorial e inversión desde un enfoque participativo e

incluyente. El propósito del presente trabajo es realizar un análisis referencial del uso de agua en la microcuenca del río Pita, Ecuador, al determinar la huella hídrica, considerando el manejo sostenible y disponibilidad del agua. Para lo cual se calculó la huella azul, verde y gris, partiendo de la metodología referencial propuesta por Arjen Hoekstra y difundida en el manual *Water Footprint Network* desde un enfoque sistémico. Se obtuvo entonces, en promedio, 20.4 millones de m<sup>3</sup> de huella azul, 36.1 millones de m<sup>3</sup> de huella verde y 45.8 millones de m<sup>3</sup> de huella gris, siendo los mayores aportantes en forma general los sectores doméstico, pecuario y agrícola. La oferta natural regulada de agua azul es de 188 millones de m<sup>3</sup> y de agua verde de 64. 19 millones de m<sup>3</sup>, del que se estima que ya no está disponible en el medio el 11% y 56% respectivamente. Con base en los indicadores planteados, la microcuenca del río Pita muestra sostenibilidad a la fecha para consumo, disponibilidad y capacidad de depuración de agua, con índices de escasez menores que uno en los tres casos. También se establece que los sectores que más recursos monetarios generan son el pecuario y energético, con USD 44 millones anuales cada uno.

**Palabras clave:** huella hídrica, microcuenca hidrográfica, sostenibilidad, sectores económicos.

### Abstract

The micro watershed, being considered an economic-social space, can be the starting point for promoting territorial development and

investment initiatives from a participatory and inclusive approach. The purpose of this work is to carry out a referential analysis of water use in the micro watershed of the Pita River, Ecuador, by determining the water footprint, considering the sustainable management and availability of water. The blue, green and gray footprints have been calculated from the referential methodology proposed by Arjen Hoekstra and disseminated in *the Water Footprint Network* manual, from a systemic approach. An average of 20.4 million m<sup>3</sup> of blue footprint, 36.1 million m<sup>3</sup> of green footprint and 45.8 million m<sup>3</sup> of grey footprint was obtained, with the largest contributors in general being the domestic, livestock and agricultural sectors. The regulated natural supply of blue water is 188 million m<sup>3</sup> and green water is 64.19 million m<sup>3</sup>, of which 11% and 56%, respectively, are estimated to be no longer available in the environment. Based on the proposed indicators, the micro watershed of the Pita River shows sustainability to date; for consumption, availability and purification capacity of water, with scarcity indices less than one in the three cases. It is also established that the sectors that generate more monetary resources are livestock and energy each one with USD 44 million per year.

**Keywords:** Water footprint, hydrographic microbasin, sustainability, economics sectors.

Recibido: 24/04/2018

Aceptado: 02/04/2019



## Introducción

Las interrelaciones entre el agua y la sostenibilidad van mucho más allá de su dimensión social, económica y ambiental, pues constituyen desafíos cruciales para fortalecer o debilitar la gama de servicios que proporcionan a través del desarrollo sostenible (UNESCO, 2015). En tal razón, la Organización de las Naciones Unidas en la Cumbre del Milenio establece el siguiente objetivo: “El agua es fuente de vida, y contempla la elaboración de planes de gestión integrada y aprovechamiento eficiente del recurso hídrico y reducción de la explotación insostenible del agua” (ONU-Agua, 2005).

La huella hídrica se considera una herramienta alternativa para mejorar la gestión tradicional del agua, la cual toma en cuenta las actividades socioeconómicas como el principal factor de presión sobre los recursos naturales, estableciendo una relación directa entre el hombre y el sistema hídrico, y fortaleciendo los vínculos entre los distintos actores sociales y económicos involucrados (Tólon, Lastra, & Fernández, 2013). Semejante enfoque permitirá mayor injerencia, favoreciendo de esta manera procesos de democratización,

empoderamiento de la sociedad civil y descentralización para el desarrollo sostenible (FAO, 2007).

En 2004, Chapagain y Hoekstra realizaron la primera estimación de la huella hídrica, *Water Footprints of Nations*, en el que se evidencia que la huella hídrica mundial es de 7 450 km<sup>3</sup>/año y que cada habitante del planeta consume alrededor de 1 240 m<sup>3</sup>/cápita/año (Tólon *et al.*, 2013). Tales estimaciones se consideran el punto de partida para promover iniciativas de organización, desarrollo territorial e inversión desde un enfoque participativo e incluyente, logrando una gestión y aprovechamiento integral del agua.

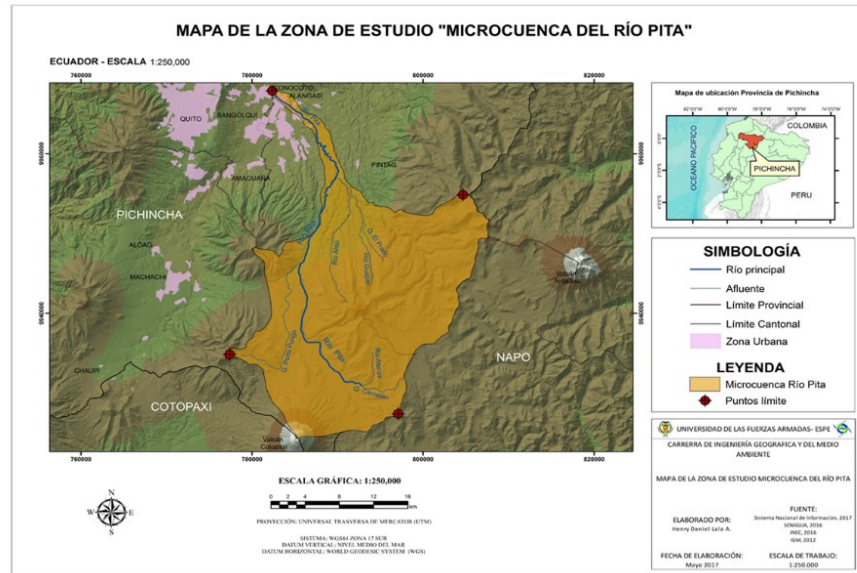
Un estudio realizado en Madrid en 2011 trata del “Análisis de la huella hídrica extendida de la cuenca del Guadalquivir.” En el cual introduce indicadores económicos, siendo la vertiente económica clave a la hora de analizar los consumos de agua. Presenta también por primera vez la integración de la huella hídrica dentro del ciclo hidrológico y su balance a escala de cuenca. “Este trabajo analiza la huella hídrica con el fin de facilitar información para la mejora de la asignación y gestión de los recursos hídricos en la cuenca, se diferencia entre agua verde y azul (agua de origen superficial y subterráneo)” (Salmoral *et al.*, 2011).

Ecuador, por su posición geográfica y características geomorfológicas, posee una serie de afluentes y recursos hídricos, los cuales constituyen la base natural para desarrollo de la población. En particular el río Pita abastece las necesidades de quienes viven y producen en la microcuenca y fuera de ella, así como de poblaciones

más lejanas que necesitan el agua para su consumo y son suministradas desde el mismo afluente. Esta agua sirve a gran parte del centro y sur de Quito, convirtiéndose en el segundo sistema más importante de la capital después del de Papallacta; su aporte cubre alrededor de un 38% de toda el agua potable producida para el Distrito Metropolitano de Quito (MAE, 2012). Por ello es necesario cuantificar y estimar el nivel actual frente al consumo, disponibilidad y capacidad de depuración de agua en que se encuentra la microcuenca, lineamientos que fundamentan la sostenibilidad en este estudio, pudiendo replicar la metodología aplicada a otras microcuencas dentro del país, pues no existen estudios similares en el Ecuador, por lo que se pretende gestionar como una herramienta de alta injerencia en el desarrollo de planes integrales de manejo de cuencas hidrográficas.

## Área de estudio

La microcuenca del río Pita tiene alrededor de 592.4 hectáreas, forma parte del sistema hidrográfico Guayllabamba, ubicada en Ecuador, provincia de Pichincha, en los cantones Quito, Rumiñahui y Mejía (Figura 1). El río Pita nace en la unión de las quebradas Hualpaloma y Carcelén, en los páramos occidentales del Sincholagua (Freile & Fabara, 2009).



**Figura 1.** Mapa de la ubicación de zona de estudio (microcuenca del río Pita).

La proporción parroquial del área de la microcuenca se describe a continuación: Pintag, 55.8%; Machachi, 38.2%; Rumipamba, 3.2%; y Sangolquí, 1.7% (MAE, 2012). En la Tabla 1 se presenta la ubicación de la microcuenca mediante coordenadas geográficas.

**Tabla 1.** Coordenadas geográficas del área de estudio.

Núm.	Punto límite	Coordenadas	
		Latitud	Longitud
1	Punto límite 1	0° 37' 0.048" S	78° 21' 23.227" O
2	Punto límite 2	0° 17' 25.137" S	78° 27' 47.517" O
3	Punto límite 3	0° 34' 91.645" S	78° 34' 24.670" O

4	Punto límite 4	0° 24' 56.720" S	78° 16' 43.461" O
---	----------------	------------------	-------------------

## Materiales y métodos

El análisis de la sostenibilidad de la microcuenca se basa en la metodología planteada en el manual *The Water Footprint Assessment* (Hoekstra *et al.*, 2011, citado en CTA, 2013). La evaluación de la huella hídrica en una cuenca hidrográfica viene dada por la Ecuación (1); se han realizado aportes particulares para el contexto local y los sectores productivos propios de la zona:

$$HH = \sum_i HH \text{ procesos } (i) \quad (1)$$

Donde:

- $HH$  = huella hídrica.
- $i$  = número de procesos.
- $HH \text{ procesos } (i)$  = huella hídrica de  $i$  procesos.

De acuerdo con los sectores económicos de la microcuenca, los componentes de la huella hídrica son agropecuario, doméstico, industrial, energético y minero, los cuales serán analizados temporal y geográficamente. A su vez, la huella hídrica se puede subdividir en:

- Huella hídrica verde. Se refiere al consumo de agua almacenada en el suelo, proveniente de la precipitación que no se convirtió en escorrentía y se incorporó en los productos agrícolas.
- Huella hídrica azul. Se refiere al consumo de agua extraída de una fuente superficial o subterránea, que no vuelve a la cuenca hidrográfica de la cual fue retirada. En el sector agrícola es cuantificada por el agua consumida, y en los otros sectores se considera el volumen del agua evaporada o incorporada en sus cadenas de producción.
- Huella hídrica gris. Se refiere al volumen de agua dulce necesario para asimilar la carga de contaminantes por parte de un cuerpo receptor, tomando como referencia los límites máximos establecidos en una norma. Para el contexto local, se consideró el Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (MAE, 2015) libro VI, anexo 1. La huella hídrica Gris se calculó en función de los contaminantes: nitrógeno y fósforo total en los sectores agrícola y pecuario; sólidos suspendidos totales (SST); demanda química de oxígeno (DQO), y demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) para los sectores minero y doméstico, respectivamente.

## Sector agropecuario

### Subsector agrícola

Los requerimientos de agua se estimaron mediante la modelación de la interrelación de variables climáticas, edáficas y características propias del cultivo, que influyen en el comportamiento esperado por la especie vegetal a través del modelo de simulación *CROPWAT 8.0* de FAO.

- Variables climáticas: son consideradas para el análisis del subsector agrícola: evapotranspiración de referencia-ET<sub>o</sub> (mm/día). Método Penman-Monteith y radiación solar (MJ/m<sup>2</sup>/día).
- Variables edáficas: agua disponible total (ADT) y tasa máxima de infiltración (a partir de la granulometría del suelo en el módulo *Soil Water Characteristics* del software libre *SPAW Hidrology*); profundidad radicular máxima; agotamiento inicial de la humedad del suelo (0% para cultivos establecidos en meses húmedos y 50% para meses secos).

- Cultivos: en la microcuenca se identificaron 12 cultivos (ver Tabla 2), todos ellos con áreas mayores a una hectárea, que se clasificaron en cultivos transitorios, anuales, perennes y plantaciones forestales; se recopiló la información sobre fecha de siembra y cosecha; coeficiente del cultivo (kc); fases de crecimiento, profundidad radicular, fracción de agotamiento crítico ( $p$ ); factor de respuesta de la productividad del cultivo (ky), y altura del cultivo, mismos que fueron obtenidos de la guías FAO (2007) a escala global.

**Tabla 2.** Cultivos determinados en la microcuenca.

Cultivo	Área cultivada (ha)	Cultivo	Área cultivada (ha)	Cultivo	Área cultivada (ha)
Avena	22 144	Maíz	367 399	Rosas	27 778
Cebada	54 389	Papa	129 033	Pino	219 619
Haba	38 025	Alfalfa	3 106	Eucalipto	1 010 65
Tomate	7 984	Alverja	27 715	Pasto	9 680 14
Frijol	61 730				

## Huella verde agrícola



La huella verde es representada por la precipitación efectiva. Este valor fue obtenido del módulo "Climate/Eto" del *CROPWAT 8.0*, cuyo resultado se multiplicó por 10, para realizar la conversión de mm a m<sup>3</sup>/ha. A este último valor se le denomina consumo de agua de cultivo (CUW). La huella hídrica verde de un producto agrícola en una hectárea cultivada se obtiene dividiendo CUW entre el rendimiento del mismo producto (Ecuación (2)):

$$HH \text{ cultivo verde} = \frac{CWU \text{ verde}}{Y} \quad (2)$$

Donde:

- *HH* cultivo verde = huella hídrica verde de un cultivo en m<sup>3</sup>/t.
- *CWU* verde = agua verde utilizada por el cultivo en m<sup>3</sup>/ha.
- *Y* = rendimiento de los cultivos en t/ha.

## Huella azul agrícola

La huella azul se obtuvo mediante la diferencia entre el requerimiento de agua del cultivo y la precipitación efectiva (ET azul), misma que se obtiene de la variable "requerimiento actual de riego" del *software CROPWAT 8.0*; se debe considerar que si esta diferencia es menor o igual a cero no se tiene huella hídrica azul y ésta se determina a través de la Ecuación (3):

$$HH \text{ cultivo azul} = \frac{CWU \text{ azul}}{Y} \quad (3)$$

Donde:

- *HH* cultivo azul = huella hídrica verde de un cultivo en m<sup>3</sup>/t.
- *CWU* azul = agua verde utilizada por el cultivo en m<sup>3</sup>/ha.
- *Y* = rendimiento de los cultivos en t/ha.

## Huella gris agrícola

La huella gris se determinó utilizando como referente la presencia de contaminantes en el agua por la aplicación de fertilizantes que manejan en su composición nitrógeno (N) y fósforo (P). La concentración del

contaminante N y P se midió en las aguas del río Pita y las cargas máximas permisibles para descargas en cuerpos de agua se estableció según él (MAE, 2015). La huella gris se calculó mediante la Ecuación (4):

$$HH \text{ gris producto } A = \frac{L}{C_{\text{máx}} - C_{\text{nat}}} \quad (4)$$

Donde:

- *HH gris producto A* = huella hídrica gris por producto agrícola (m<sup>3</sup>/ha).
- *L* = cantidad de fertilizante aplicado (kg/ha).
- *C máx* = concentración máxima permisible de N y P en el agua (kg/m<sup>3</sup>).
- *C nat* = concentración natural de N y P en el cuerpo receptor (kg/m<sup>3</sup>).

Es necesario dividir este valor entre el rendimiento del mismo producto para equiparar y comparar con las otras dos huellas (azul y verde) del mismo sector (Ecuación (5)):

$$HH \text{ gris } A = \frac{HH \text{ gris producto } A}{\text{rend}_{\text{cult}}} \quad (5)$$

Donde:

- $HH$  gris  $A$  = huella hídrica gris agrícola ( $m^3/t$ ).
- $HH$  gris producto  $A$  = huella hídrica gris por producto agrícola ( $m^3/ha$ ).
- $rend\_cult$  = rendimiento del cultivo ( $t/ha$ ).

En ríos poco alterados, a modo práctico, para contaminantes elaborados por el hombre, la concentración natural en el ambiente es cero (Hoekstra *et al.*, 2011, citado en CTA, 2013). En este caso se utilizó la concentración de N y P medido en el agua del río Pita, por lo que en la Ecuación (4) se reemplazó el valor de la concentración medida de N y P.

## Subsector pecuario

En este subsector se considera la información de pastos y el subsector bovino. La huella hídrica del sector se determina mediante la Ecuación (6) y ésta, al ser equiparable con las otras huellas, establece la Ecuación (7).

$$HH \text{ pecuaria} = HH \text{ alimento} + HH \text{ consumo} + HH \text{ servidumbre} \quad (6)$$

$$HH \text{ pecuaria} = HH \text{ Verde Pe} + HH \text{ Azul Pe} + HH \text{ Gris Pe} \quad (7)$$

Donde:

- $HH$  verde  $Pe$  = huella hídrica del alimento.
- $HH$  azul  $Pe$  = huella hídrica del consumo.
- $HH$  gris  $Pe$  = huella hídrica de servidumbre.

La huella hídrica pecuaria se da en  $m^3$  sobre tonelada de peso vivo obtenida de dividir el consumo total de agua expresada  $m^3$  de cada huella sobre el número de bovinos dentro de la microcuenca, multiplicado por su peso vivo promedio en toneladas. El número de bovinos se determinó en función de la capacidad de carga animal (Ecuación (8)), considerando que el número de bovinos en un área determinada está relacionado proporcionalmente con el área de pastos en ésta:

$$CC_{Bovina} = \frac{\# \text{ cabezas ganado}}{\text{Área de pastos}} \quad (8)$$

Donde:

- CC Bovina = capacidad de carga animal de los bovinos (cabezas/ha).
- # cabezas ganado = número de cabezas de ganado por parroquia (cabezas).
- Área de pastos = área de pastos de cada parroquia (ha).

### Huella verde pecuaria

La huella hídrica verde pecuaria corresponde a consumo de agua por el pasto. Para el cálculo del rendimiento se consideraron los valores propuesto por Palacios en 2005, citado por el CTA (2013): 15 toneladas de materia seca (MS)/ha para pasto de ganado lechero; cinco toneladas de MS/ha para pasto de ganado de carne y ganado de carne/leche. De esta forma se obtiene el contenido de agua verde en m<sup>3</sup>/t y se multiplica por el requerimiento de materia seca de los bovinos, la cual se calcula mediante la Ecuación (9):

$$Req. MS \left( \frac{kg}{animal \cdot día} \right) = \frac{Peso \text{ del animal vivo (kg)} * 2.7\%}{100\%} \quad (9)$$

Donde:

- *Req. MS* = requerimiento de materia seca por animal.
- Peso animal vivo = peso en promedio de un bovino.
- 2.7 = % de requerimiento de materia seca en relación con el peso total del bovino.

El pasto predominante en la zona es el *Pennisetum clandestinum* (kikuyo) (Colimba, 2009). Se considera un pastoreo rotacional de entre 40 a 80 días y de 5 a 10 cortes en el año (Granizo, 2011). La raza es Holstein, con un peso promedio de 650 kg (Asociación Holstein Friesian del Ecuador, 2016). A su vez, según el SENA (1985), citado en el CTA (2013), estima que el consumo diario de materia seca es, en promedio, 2.7% de su peso vivo; el porcentaje de humedad en el pasto es de 80%, y el 20% restante se considera materia seca. Estos valores fluctúan en función de características propias de la zona y de tipo de pasto.

## Huella azul pecuaria

La huella hídrica azul pecuaria corresponde al consumo de agua requerido por los bovinos. Un adulto promedio de carne consumirá de 8 a 10% de su peso vivo de agua por día (Sager, 2000) y el ganado lechero consumirá un valor de 3 a 5 litros de agua por cada kilogramo de materia seca consumida.

## Huella gris pecuaria

La huella hídrica gris considera los valores de contaminantes del N contenidos en orina y heces de los bovinos, valores planteados por León *et al.* (2008), citado por (CTA, 2013), que no son diferentes por tipo de ganado de leche o carne:

- Tasa de lixiviación del nitrógeno: 10%.
- Excreción fecal de 210.9 (g N/día).
- Excreción urinaria de 240.6 (g N/día).

## Sector doméstico



La huella hídrica se determinó según la metodología diseñada por el Grupo de Investigaciones Ambientales (GIA) de la Universidad Pontificia Bolivariana y del Tecnológico de Antioquia, según Arango-Ochoa (2013). Se identifican tres volúmenes de control o etapas importantes en la huella del sector doméstico que corresponden a:

- Captación y potabilización del agua.
- Distribución y pérdidas por fugas técnicas y por acometidas ilegales.
- Consumo de los usuarios y sus vertimientos del agua a la microcuenca, ya sea con tratamiento previo o sin él.

### **Huella azul doméstica**

La Ecuación (10) hace referencia a los aportes en los procesos determinados en el sistema de agua potable:

$$HH\ azul\ TOTAL = HH\ azul\ PTAP + HH\ azul\ AI + HH\ azul\ USU \quad (10)$$

Donde:

- $HH$  azul total = huella hídrica azul total en  $m^3$ .
- $HH$  azul PTAP = huella hídrica azul de la planta de potabilización en  $m^3$ .
- $HH$  azul AI = huella hídrica azul de las acometidas ilegales en  $m^3$ .
- $HH$  azul USU = huella hídrica azul de los usuarios en  $m^3$ .

### Huella hídrica azul de los usuarios

En este aporte se consideró que un porcentaje del agua facturada es consumida por los usuarios, convirtiéndose en huella hídrica azul según la Ecuación (11) y el otro porcentaje se convierte en caudal de vertimiento. Según la Ecuación (11), se asume que 10% del agua facturada en el sector corresponde al aporte a la huella azul y el 90% restante corresponde a los vertimientos (Ecuación (12)):

$$HH \text{ azul USU} = 0.1 * Q \text{ cf} \quad (11)$$

$$Q \text{ v USU} = 0.9 * Q \text{ cf} \quad (12)$$

Donde:

- $Q_{cf}$  = caudal facturad por cada municipio ( $m^3$ ).
- $Q \vee USU$  = caudal de vertimiento por los usuarios ( $m^3$ ).

### **Huella hídrica azul de las acometidas ilegales**

El agua en la distribución sufre pérdidas por la infraestructura e incluso por captaciones ilegales. Se asume que 10% del caudal vertido en las acometidas ilegales corresponde al aporte que repercute en la huella azul, según la Ecuación (13):

$$HH \text{ azul } AI = 0.1 * Q e AI \quad (13)$$

Donde:

- $HH \text{ azul } AI$  = huella hídrica azul de las acometidas ilegales en  $m^3$ .
- $Q e AI$  = caudal vertido en las acometidas ilegales en  $m^3$ .

El caudal de las acometidas ilegales es determinado a partir de pérdidas totales en el sistema, en función de las Ecuaciones (14), (15) y (16):

$$Q_p = \frac{Q_{total\ Distrib} * \% P}{100 \% - \% P} \quad (14)$$

$$AI = \% P - \% FT \quad (15)$$

$$Q_{e\ AI} = Q_p * \% AI \quad (16)$$

Donde:

- $Q_p$  = caudal de pérdidas en  $m^3$ .
- $Q_{cf\ total\ Distrib}$  = caudal de distribución total en  $m^3$ .
- $\% P$  = porcentaje de pérdidas.
- $\% AI$  = porcentaje de acometidas ilegales.
- $\% FT$  = porcentaje de fugas técnicas.
- $Q_{e\ AI}$  = caudal de acometidas ilegales en  $m^3$ .

## Huella hídrica azul de captación y potabilización

El caudal que se importa desde la microcuenca sufre variaciones, ya sea por evaporación o pérdidas, y se lo contabilizó como huella azul en esta etapa a través de la Ecuación (17):

$$HH\ AZUL\ PTAP = Q\ Cap\ Cuenca - Q\ e\ PTAP \quad (17)$$

Donde:

- $HH\ AZUL\ PTAP$  = huella hídrica azul en la planta de potabilización ( $m^3$ ).
- $Q\ Cap\ Cuenca$  = caudal de captación en la microcuenca ( $m^3$ ).
- $Q\ e\ PTAP$  = caudal de entrada en la planta de potabilización en  $m^3$ .

## Huella gris doméstica

En el proceso de cuantificación de la huella hídrica gris se tomaron en consideración los contaminantes  $DBO_5$ , DQO y SST; se calculó la huella

gris en función de cada uno de estos contaminantes, y sólo se considera al valor máximo de los tres para la cuantificación de la huella a través de la Ecuación (18):

$$HH \text{ gris } TOTAL = MAXIMA[HH \text{ gris total cont } (DBO5, DQO, SST)]$$

$$HH \text{ gris } TOTAL = HH \text{ gris } PTAP + HH \text{ gris } AI + HH \text{ gris } USU \quad (18)$$

Donde:

- $HH \text{ gris } TOTAL$  = huella hídrica gris total en  $m^3$ .
- $HH \text{ gris } PTAP$  = huella hídrica gris de la planta de potabilización en  $m^3$ .
- $HH \text{ gris } AI$  = huella hídrica gris de las acometidas ilegales en  $m^3$ .
- $HH \text{ gris } USU$  = huella hídrica gris de los usuarios en  $m^3$ .

## Huella hídrica gris de los usuarios

Una parte del agua vertida por los usuarios es llevada a plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y el resto es vertido sin tratar,

lo que implica un aporte a la huella gris; en ambos casos, estas huellas se determinan mediante las Ecuaciones (19), (20) y (21).

$$HH \text{ gris } USU = HH \text{ gris } ST + HH \text{ gris } PTAR \quad (19)$$

$$HH \text{ gris } ST = \frac{Q \ v \ ST * C \ v \ ST}{C \ max - C \ nat} \quad (20)$$

$$HH \text{ gris } PTAR = \frac{Q \ v \ PTAR * C \ v \ PTAR}{C \ max - C \ nat} \quad (21)$$

Donde:

- $HH \text{ gris } ST$  = huella hídrica gris sin tratamiento ( $m^3$ ).
- $Q \ v \ ST$  = caudal de vertido sin tratar ( $m^3$ ).
- $C \ v \ ST$  = concentración del contaminante de vertido sin tratar ( $kg/m^3$ ).
- $Q \ v \ PTAR$  = caudal de vertido, planta de tratamiento residual ( $m^3$ ).
- $C \ v \ PTAR$  = concentración del contaminante de vertido sin tratar ( $kg/m^3$ ).
- $C \ max$  = concentración máxima del contaminante ( $kg/m^3$ ).
- $C \ nat$  = concentración natural del contaminante en el afluente ( $kg/m^3$ ).

Los caudales de vertimiento sin tratar y de la planta de tratamiento se calcularon mediante la metodología de Arango-Ochoa (2013), según las Ecuaciones (22) y (23), respectivamente. Además se establece que el 30% del caudal total es tratado en una planta de tratamiento de aguas residuales:

$$Q \text{ tra } PTAR = Q \text{ v } USU * \% Q \text{ tra } PTAR \quad (22)$$

$$Q \text{ v } ST = Q \text{ v } USU - Q \text{ tra } PTAR \quad (23)$$

Donde:

- $Q \text{ tra } PTAR$  = caudal tratado en una planta de tratamiento residual ( $m^3$ ).
- $Q \text{ v } USU$  = caudal de vertido por los usuarios ( $m^3$ ).
- $\% Q \text{ tra } PTAR$  = % del caudal tratado en una planta de tratamiento residual ( $m^3$ ).
- $Q \text{ v } ST$  = caudal de vertido sin tratar ( $m^3$ ).

## Huella hídrica gris de las acometidas ilegales



El porcentaje de aportación de los volúmenes de acometidas ilegales y de fugas técnicas es de 90%; se calculó mediante las Ecuaciones (24) y (25), respectivamente:

$$HH_{gris\ AI} = \frac{Q_{v\ AI} * C_{v\ AI}}{C_{max} - C_{nat}} \quad (24)$$

$$Q_{v\ AI} = 0.9 * Q_{e\ AI} \quad (21)$$

Donde:

- $HH_{gris\ AI}$  = huella hídrica gris de las acometidas ilegales en  $m^3$ .
- $Q_{e\ AI}$  = caudal de vertido en las acometidas ilegales en  $m^3$ .
- $Q_{v\ AI}$  = caudal de vertido en acometidas ilegales en  $m^3$ .
- $C_{v\ AI}$  = concentración del contaminante vertido en acometidas ilegales ( $kg/m^3$ ).

## Huella hídrica gris en la etapa de captación y potabilización

En la planta de potabilización, el agua de vertimiento es la resultante de los procesos operacionales de la planta. Este volumen se contabiliza como huella hídrica gris (Ecuación (26)):

$$HH\ GRIS\ PTAP = \frac{Q\ V\ PTAP * C\ V\ PTAP}{C\ max - C\ nat} \quad (26)$$

Donde:

- $HH\ GRIS\ PTAP$  = huella hídrica gris en la planta de potabilización ( $m^3$ ).
- $Q\ V\ PTAP$  = caudal de vertido por la planta de potabilización ( $m^3$ ).
- $C\ V\ PTAP$  = concentración de vertido por la planta de potabilización ( $m^3$ ).

## Sector minero

La huella hídrica se determinó para materiales pétreos (arena y grava), considerando el área de cada título minero a través de las interrelaciones en función de la producción que genera; se multiplicó por el indicador estimado y se cuantificó la huella azul y gris. Este indicador

se determinó en función de la metodología propuesta por la *Water Footprint Network* (WFN, 2011) (Hoekstra, Chapagain, & Aldaya, 2011), citado en CTA (2013). Las propiedades de las arenas y gravas se tomaron de Escobar y Rivas (2016):

- La densidad promedio de la arena es  $2\,649\text{ kg/m}^3$ ; la de la grava,  $2\,610\text{ kg/m}^3$ .
- El porcentaje de absorción de agua en la arena es 4.05%; en la grava, 3.6% en peso.
- El contenido de humedad de la arena es 2.08%; el de la grava, 0.09%.

En la huella gris, el principal contaminante son los sólidos suspendidos totales.

## Huella azul minera

El indicador de huella se obtuvo a través de la Ecuación (27):

$$Indicador\ HHA = \left( \frac{(\% \text{ de absorción de agua en peso}) * (\text{peso del material explotado}) \left( \frac{m^3 \text{ agua}}{\text{año}} \right)}{\frac{\text{producción} \left( \frac{m^3 \text{ material}}{\text{año}} \right)}{\text{Densidad promedio} \left( \frac{kg \text{ material}}{m^3 \text{ material}} \right)}} \right)$$

(27)

La huella hídrica de cada material se determinó según la Ecuación (28):

$$HH\ Azul\ M = Indicador\ HHA * Prod\ pond\ area \quad (28)$$

Donde:

- *HH Azul M* = huella hídrica azul en la minería (m<sup>3</sup>).
- *Indicador HHA* = indicador de huella hídrica azul por material (m<sup>3</sup>/kg material).
- *Prod pond área* = producción de las concesiones en función de su área (kg material).

## Huella gris minera

El indicador de huella hídrica gris se determinó en función del valor de la carga aportante promedio de SST (Ecuación (29)), obtenido en los análisis de aguas del río Pita:

$$\text{Indicador HHG} = \left( \frac{\text{Carga contaminante } \left( \frac{\text{kg SST}}{\text{día}} \right)}{\frac{\text{producción } \left( \frac{\text{kg material}}{\text{día}} \right)}{(C_{\text{max}} - C_{\text{nat}}) \frac{\text{kg SST}}{\text{m}^3 \text{ agua}}} \right) \quad (29)$$

La huella hídrica gris total de los SST para arenas y gravas se determinó con la Ecuación (30).

$$\text{HH Gris M} = \text{Indicador HHG} * \text{Prod pond area} \quad (30)$$

Donde:

- *HH Gris M* = huella hídrica gris en la minería (m<sup>3</sup>).
- *Indicador HHG* = indicador de huella hídrica gris por material (m<sup>3</sup>/kg material).
- *Prod pond área* = producción de las concesiones en función de su área (kg material).

## Sector energético

En este sector se consideró la generación de las centrales hidroeléctricas inmersas en la zona (Tabla 3), que tengan reservorio de agua y no estén en la microcuenca, además de la potencia instalada obtenida de la Corporación Eléctrica del Ecuador (Celec) (Celec, 2016) y fundamentada en la Norma Técnica Ecuatoriana GPE INEN 59:2012 (INEN, 2012).

**Tabla 3.** Central hidroeléctrica en la microcuenca.

<b>Central hidroeléctrica (INEN, 2012)</b>	<b>Nombre</b>	<b>Capacidad instalada</b>	<b>Reservorio</b>	<b>Reservorio dentro de microcuenca</b>	<b>Eficiencia (12 meses del año)</b>
<b>Mediana</b>	Guangopolo I y II	74.45 MW	Sí	No	100%

La metodología de cálculo de la huella hídrica energética es la propuesta por Mekonnen y Hoekstra (2011). Además, para los cálculos se estableció un factor de conversión a Gigajulio de 3.6.

## Huella azul energética

La huella hídrica azul de la energía en una central hidroeléctrica se calculó dividiendo la cantidad de agua evaporada del embalse entre el total de energía generada (Ecuación (31)):

$$HH\ Azul\ E = \frac{AE\ (m^3)}{EG\ (GJ)} \quad (31)$$

Donde:

- $HH\ Azul\ E$  = huella hídrica azul energética ( $m^3/GJ$ ).
- $AE$  = volumen de agua evaporada desde el embalse ( $m^3$ ).
- $EG$  = energía generada (GJ).

El volumen de agua que se evapora desde el embalse se calculó en función de la Ecuación (32):

$$AE = 10 * E * A \quad (32)$$

Donde:

- $AE$  = volumen de agua evaporada desde el embalse ( $m^3$ ).
- $E$  = evaporación mensual del embalse (mm).
- $A$  = área del reservorio de agua (ha).

La evaporación se determinó por el método propuesto de Thomthwaite (1948), citado en Montaner & Sánchez-Almohalla (1988). El cual comprobó que la evapotranspiración es proporcional a la temperatura media, según la Ecuación (33):

$$E = 16 \left( \frac{10 Tm}{I} \right)^a \quad (33)$$

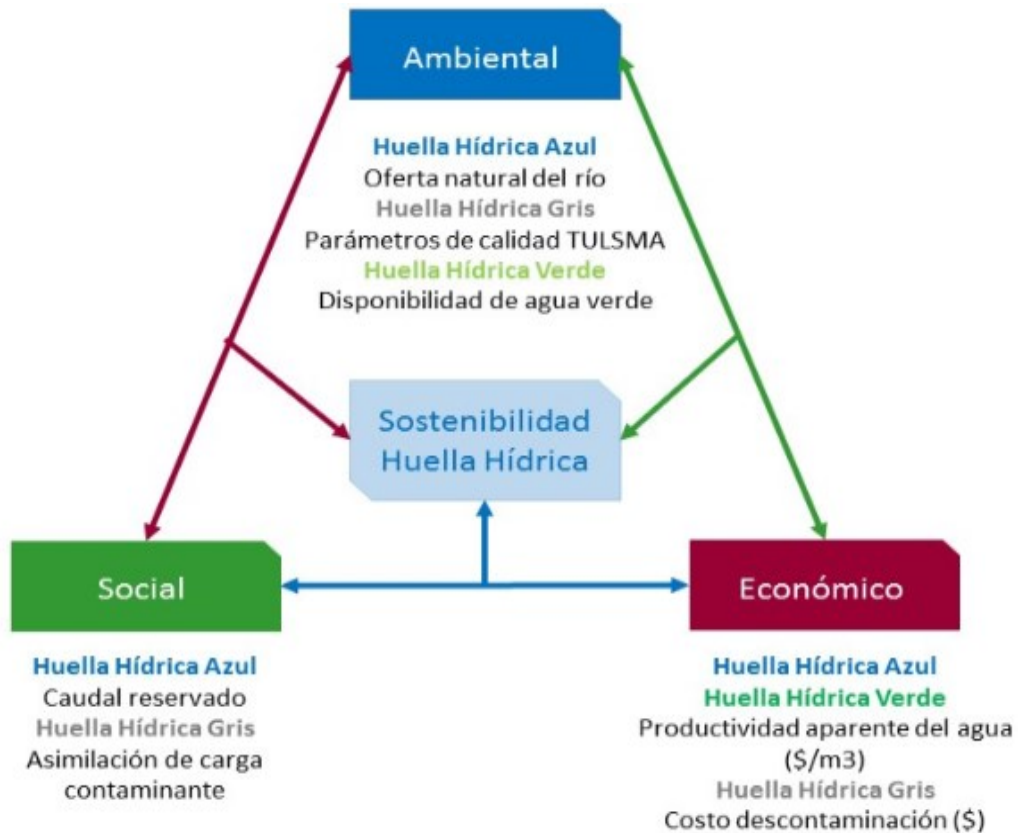
Donde:

- $E$  = evapotranspiración mensual sin ajuste (mm/mes).
- $Tm$  = temperatura media mensual en °C.
- $I$  = índice de calor anual.
- $a$  = parámetro ajustado.

## **Análisis de la sostenibilidad de la huella hídrica**

En la Figura 2 se representa un esquema de la sostenibilidad aplicada, donde se indican las variables necesarias que involucra cada enfoque sistema de la sostenibilidad.





**Figura 2.** Sostenibilidad de la huella hídrica en la microcuenca.

Fuente: adaptado del CTA (2013).

## Análisis ambiental huella azul

Este análisis se determinó a través del índice de escasez, al comparar la huella azul con la oferta natural disponible total y regulada, según las Ecuaciones (34) y (35), respectivamente. Además, en cada oferta se detrajo la huella hídrica azul, porque esa agua ya no está disponible en el medio:

$$Et\ Azul\ mes = \frac{\sum HH\ azul\ mes}{OA\ azul\ t.mes} \quad (34)$$

$$Er\ Azul\ mes = \frac{\sum HH\ azul\ mes}{OA\ azul\ r.mes} \quad (35)$$

Donde:

- *Et Azul mes* = índice de estrés hídrico azul total.
- *Er Azul mes* = índice de estrés hídrico azul regulado.
- *HH azul mes* = huella hídrica azul mensual.
- *OA azul t. mes* = oferta de agua azul total por mes.
- *OA azul r. mes* = oferta de agua azul regulada por mes.

## La oferta de agua azul total

Se obtuvo a partir de la oferta natural de agua en la microcuenca (volumen escurrido), descontado el caudal ecológico (Ecuación (36)). La oferta de agua regulada se obtuvo descontando el caudal ecológico, y el caudal extracción o consumo del total (Ecuación (37)):

$$OA\ azul\ t.\ mes = Oferta\ Nat.\ mes - Caudal\ Eco.\ mes \quad (36)$$

$$OA\ azul\ t.\ mes = Oferta\ Nat.\ mes - Caudal\ Eco.\ mes - Caudal\ Con.\ mes \quad (37)$$

Donde:

- *OA azul t. mes* = oferta de agua azul total por mes ( $m^3$ ).
- *Oferta Nat. mes* = agua producida por la microcuenca por mes ( $m^3$ )
- *Caudal Eco. mes* = caudal ecológico mensual ( $m^3$ ).
- *Caudal Con. mes* = caudal de extracción para consumo ( $m^3$ ).

## La oferta natural

Se determina a través del volumen escurrido de la microcuenca mediante la Ecuación (38):

$$Ve = 31.536 * Qo * 10^6 \quad (38)$$

Donde:

- $Ve$  = volumen escurrido ( $m^3$ ).
- $Qo$  = caudal medio de la microcuenca ( $m^3/s$ ).
- 31.536 = constante de cuantificación.

### Caudal medio

Es común que el caudal medio en una cuenca hidrológica se exprese únicamente en función del área (Ecuación (39)) (Sandoval, 2014, citado en Morales & Topón, 2016):

$$Qo = \frac{31.71 * P * C * Ac}{10^6} \quad (39)$$

Donde:

- $Q_0$  = caudal medio de la microcuenca ( $m^3/s$ ).
- $V_e$  = volumen escurrido ( $m^3$ ).
- $P$  = precipitación media ponderada multianual (mm).
- $A_c$  = área de la microcuenca ( $km^2$ ).
- $C$  = coeficiente de escorrentía.

El coeficiente de escorrentía se obtuvo del *Soil Conservation Services*, en función de los criterios propios de la microcuenca con valor igual a 0.4 (Cisneros & Díaz, 2016).

## La precipitación media

Se determinó por el "Método aritmético", en el cual se calculó el promedio numérico de las alturas de precipitación, registrado por ocho estaciones meteorológicas, para lo cual se emplea la Ecuación (40):

$$P = \frac{1}{n} \sum_i^n P_i \quad (40)$$

Donde:

- $n$  = número de estaciones.
- $P_i$  = precipitación registrada en la estación (mm).

Este método es aceptado cuando la dispersión es  $< 10\%$  de la sumatoria de precipitación anual calculada. Además, cabe mencionar que para aplicar este procedimiento es necesario contar con un compendio de datos de al menos cinco años.

- Caudal ecológico. En Ecuador, según las normas técnicas ambientales, el caudal ecológico es el 10% del caudal medio mensual multianual.
- Caudal de extracción. Caudal de consumo, se obtuvo a partir de las captaciones realizadas en el río Pita por parte de los municipios de Quito y Rumiñahui. Valores que fueron de 1 200 y 220 l/s, respectivamente, para el año 2016.

## **Análisis ambiental huella verde**

La sostenibilidad ambiental verde se determinó a través del índice de escasez, comparando en cada mes la *HH* verde total de la microcuenca con la disponibilidad de agua verde (Ecuación (41)):

$$E \text{ Verde mes} = \frac{\sum HH \text{ verde mes}}{DA \text{ verde mes}} \quad (41)$$

Donde:

- *Et Verde mes* = índice de estrés hídrico verde.
- *HH verde mes* = huella hídrica verde mensual ( $m^3$ ).
- *D A verde mes* = disponibilidad de agua verde mensual ( $m^3$ ).

La disponibilidad de agua verde se determinó en función de la evapotranspiración real total menos la evapotranspiración natural y la de las zonas no productivas de manera mensual, según la Ecuación (42):

$$DAV = ET \text{ verde} - ET \text{ natural} - ET \text{ no productiva} \quad (42)$$

Donde:

- *DAV* = disponibilidad de agua verde ( $m^3$ ).
- *ET verde* = evapotranspiración total verde ( $m^3$ ).

- *ET natural* = evapotranspiración reservada para la vegetación natural (m<sup>3</sup>).
- *ET no productiva* = evapotranspiración del suelo no productivo (m<sup>3</sup>).

La evotranspiración real (ETR) anual se estimó usando el método de Budyko (1974) citado en Rodríguez-Ortiz, 2016. Se basa en los balances de agua y energía a largo plazo, la metodología planteada por Budyko tiene una escala temporal anual (Rodríguez-Ortiz, 2016), por lo que para obtener el valor mensual se realiza una asignación de la ETR a través de la ETP (Ecuación (43)):

$$ETR = \left[ ETP * P * \tanh\left(\frac{P}{ETP}\right) \left(1 - \cosh\left(\frac{ETP}{P}\right) + \sinh\left(\frac{ETP}{P}\right)\right) \right]^{1/2} \quad (43)$$

Donde:

- *ETR* = evapotranspiración real (mm/año).
- *ETP* = evapotranspiración potencial (mm/año).
- *P* = precipitación (mm/año).

La *ETR* correspondiente a las zonas no productivas, sin vegetación, naturales o de protección, y zonas donde están los cuerpos de agua de la microcuenca; se determinó a través de la ETP de estas zonas, para lo



cual se estableció el área y se aplicó la ecuación de Thornthwaite en cada zona.

### **Análisis ambiental huella gris**

La sostenibilidad en la huella hídrica gris se evaluó determinando el “Nivel de contaminación de agua (NCA)” (Ecuación (44)), comparando la oferta real total mensual de agua en la microcuenca, descontado la huella hídrica azul, ya que esa agua no está disponible en el medio para asimilar la carga contaminante generada:

$$Et\ Gris\ mes = \frac{\sum HH\ gris\ mes}{DA\ azul\ mes} \quad (44)$$

Donde:

- *Et Gris mes* = índice de estrés hídrico gris.
- *HH gris mes* = huella hídrica gris mensual (m<sup>3</sup>).
- *D A azul mes* = oferta natural regulada de agua en la microcuenca (m<sup>3</sup>).

Los índices del NCA calculados reflejan el grado o porcentaje de contaminación del cuerpo receptor por mes. Se consideró además que si la insostenibilidad es recurrente en la mayoría de los meses, el cuerpo de agua tendría copada y superada su capacidad de depuración, denotando así la no sostenibilidad en términos de calidad, en función del criterio:

- $E < 1$ ; sostenibilidad.
- $E = 1$ ; utiliza el agua azul y verde total. respectivamente.
- $E > 1$ ; insostenibilidad.

## **Análisis económico huella azul**

Salmoral *et al.* (2011) plantea que se debe estimar el valor de producción a precios de mercado por  $m^3$  de agua consumida, determinando la productividad aparente del agua azul, ya que esto manifiesta la capacidad de generación de ingresos en relación con el consumo de agua; además que considera como un factor dinámico que evoluciona en el tiempo (CTA, 2013). Los recursos naturales son "activos fijos". Con el fin de gestionar sosteniblemente dicho recurso hasta llegar a un agotamiento óptimo, en cada sector se establece:

- Agrícola. La productividad aparente del agua azul (APW azul) de la agricultura se estimó dividiendo el precio del producto agrícola sobre su huella azul, según la Ecuación (45):

$$APW \text{ azul} = \frac{\text{Valor producción cultivo}}{HH \text{ Azul cultivo}} \quad (45)$$

Donde:

- *APW azul* = productividad aparente del agua azul (\$/m<sup>3</sup>).
- *Valor producción cultivo* = precio de mercado del producto (\$/t).
- *HH Azul cultivo* = huella hídrica azul de cada cultivo (m<sup>3</sup>/t).

Además, se calculó la productividad aparente de la tierra (APL), misma que representa el valor económico a precios constantes en función de las hectáreas cultivadas, para lo cual se determina precio de mercado del producto por su rendimiento; esto, según la Ecuación (46):

$$APL = Pm * Rendimiento \quad (46)$$

Donde:

- *APL* = productividad aparente de la tierra (\$/ha).
- *Pm* = precio de mercado del cultivo (\$/t).

- *Rendimiento* = rendimiento de un cultivo en una hectárea (t/ha).
  - Pecuario. La productividad aparente del agua (APW azul) pecuaria se estimó dividiendo el precio de la producción de carne bovina sobre la huella azul asociada con este sector (Ecuación (47)):

$$APW \text{ azul} = \frac{\text{Valor producción de carne}}{HH \text{ azul pecuaria}} \quad (47)$$

Donde:

- *APW azul* = productividad aparente del agua azul (\$/m<sup>3</sup>).
- *HH azul pecuaria* = huella hídrica azul de cada cultivo (m<sup>3</sup>/año).
- *Valor producción carne* = precio de mercado del ganado en peso vivo por el peso promedio del ganado y por número de cabezas de ganado (\$/año).
  - Energía. La productividad aparente del agua (APW Azul) del sector se estimó dividiendo el precio del kWh de energía en el mercado. Se asumió en 0.068 \$, como referencial a la tasa residencial-R1 (EEQ, 2014) (Ecuación (48)):

$$APW \text{ azul} = \frac{\text{Valor producción de la energía}}{HH \text{ Azul energética}} \quad (48)$$

Donde:

- *APW azul* = productividad aparente del agua azul (\$/m<sup>3</sup>).
- *HH azul energética* = huella hídrica azul del sector energía (m<sup>3</sup>/año).
- *Valor producción de la energía* = precio de mercado del kWh por la energía generada en la planta (\$/año).

- Minería. La productividad aparente del agua (APW Azul) del sector se estimó dividiendo el precio promedio de arenas y gravas entre la huella azul asociada con este sector (Ecuación (49)):

$$APW \text{ azul} = \frac{\text{Precio promedio pétreos} * \text{produccion de pétreos}}{HH \text{ azul minera}} \quad (49)$$

Donde:

- *APW azul* = productividad aparente del agua azul (\$/m<sup>3</sup>).
- *HH azul minera* = huella hídrica azul del sector minero (m<sup>3</sup>/año).
- *Producción de los pétreos* = material, arenas y gravas producidos en las concesiones mineras (kg/año).

- *Precio promedio pétreos* = costo de mercado de 1 m<sup>3</sup> de área y grava multiplicado por su densidad. (\$/kg).
- Doméstico. La productividad aparente del agua (APW azul) del sector se estimó dividiendo el precio del m<sup>3</sup> de agua en el mercado entre la huella azul del sector (Ecuación (50)). El precio referencial de m<sup>3</sup> de 0.31\$ se obtuvo del pliego tarifario doméstico (EPMAPS, 2017):

$$APW \text{ azul} = \frac{\text{Valor producción del agua potable}}{HH \text{ azul doméstica}} \quad (50)$$

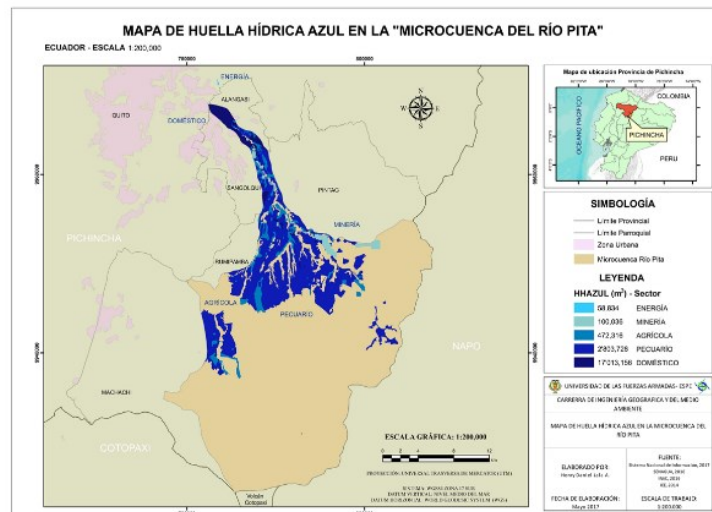
Donde:

- *APW azul* = productividad aparente del agua azul (\$/m<sup>3</sup>).
- *HH azul doméstica* = huella hídrica azul del sector doméstico (m<sup>3</sup>/año).

Valor producción del agua potable = precio de mercado del m<sup>3</sup> por el agua facturada en los municipios de Quito y Rumiñahui (\$/año).

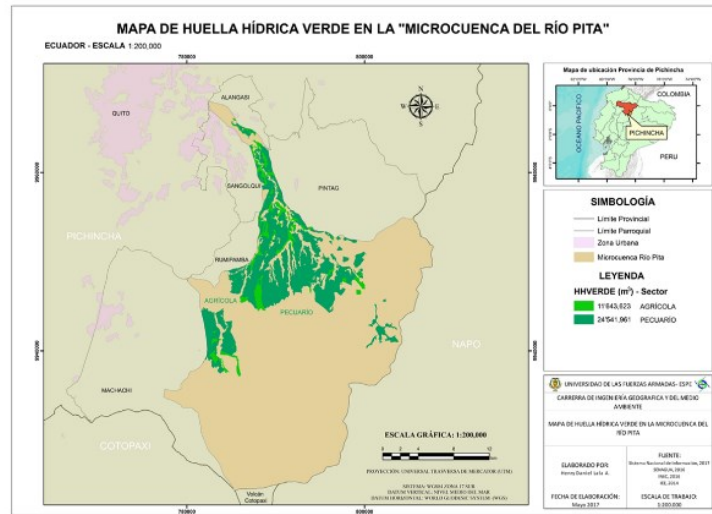
## Resultados y discusiones

Se muestra geográficamente las variaciones y aportaciones de huella hídrica de cada sector económico analizado, desgregados por su color respectivo. En la huella azul, el mayor aportante es el sector doméstico, con 17 Mm<sup>3</sup>; el que menor aportación tiene es el energético, con 0.058 Mm<sup>3</sup> (Figura 3.1).



**Figura 3.1.** Huella hídrica azul en la microcuenca.

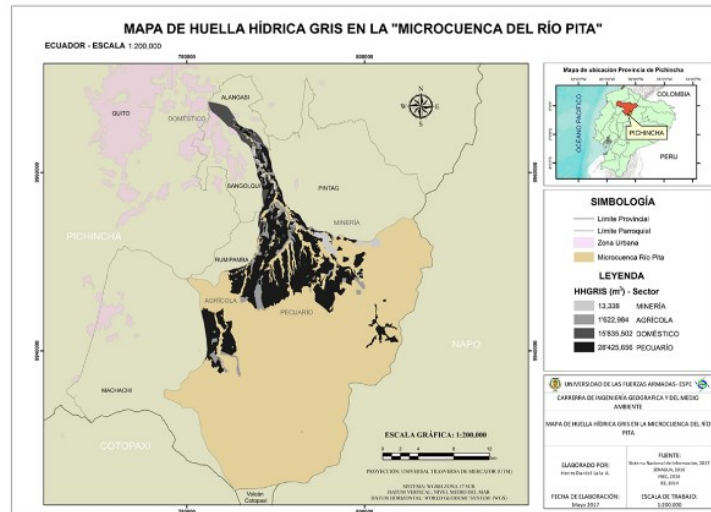
En la huella verde, el mayor aportante es el sector pecuario con 17 Mm<sup>3</sup> y el agrícola con 11.64 Mm<sup>3</sup> (Figura 3.2).



**Figura 3.2.** Huella hídrica verde en la microcuenca.

Además, en la huella gris, el sector que más aporta es el pecuario, con  $28 \text{ Mm}^3$ ; el que menor aportación tiene es el minero, con  $0.013 \text{ Mm}^3$  (Figura 3.3).





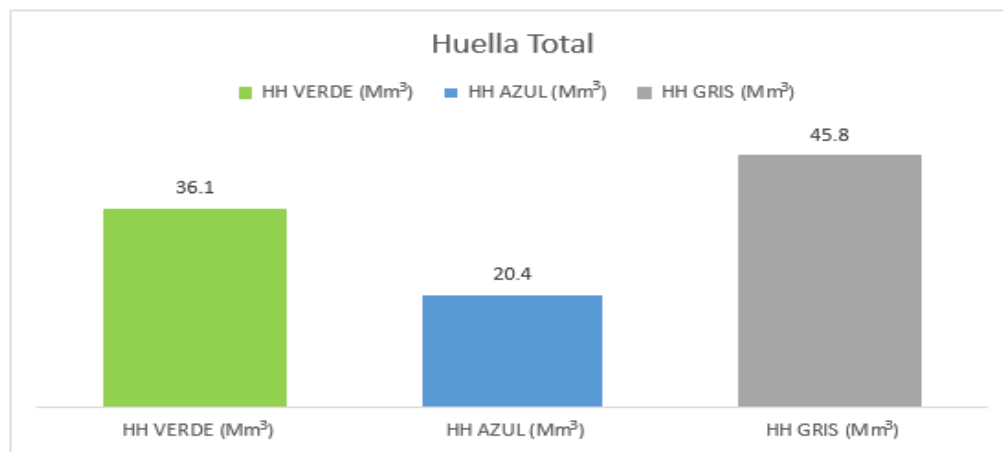
**Figura 3.3.** Huella hídrica gris en la microcuenca.

El compendio de los cinco sectores antes mencionados se muestra en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Huella hídrica microcuenca.

Sector	HH verde (Mm <sup>3</sup> )	HH azul (Mm <sup>3</sup> )	HH gris (Mm <sup>3</sup> )
Agrícola	11.64	0.47	1.62
Pecuario	24.54	2.80	28.43
Doméstico		17.01	15.84
Minero		0.10	0.01
Energético		0.06	
Total	36.19	20.45	45.90

La suma de las huellas hídricas se muestran en la Figura 4, en el que la huella hídrica azul es de 20.4 Mm<sup>3</sup>; la huella hídrica verde es de 36.1 Mm<sup>3</sup>, y la huella gris es de 45.8 Mm<sup>3</sup> de agua.

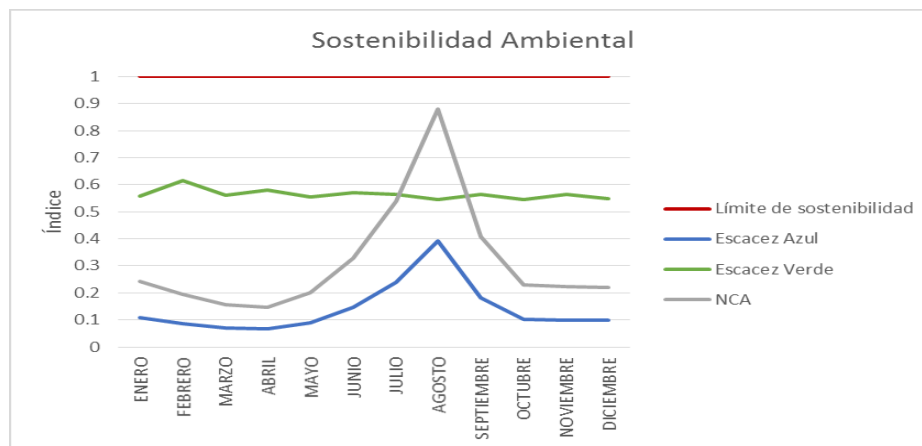


**Figura 4.** Huella hídrica total en la microcuenca.

## Sostenibilidad ambiental huella hídrica

La oferta natural de agua azul es de 261.7 Mm<sup>3</sup>, mientras que la oferta regulada es de 188.9 Mm<sup>3</sup>; la disponibilidad de agua verde (DAV) es de 64 Mm<sup>3</sup>. Estas estimaciones servirán para establecer la relación y el grado de sostenibilidad de la microcuenca mediante los índices de

escasez y el nivel de contaminación NCA que denota la capacidad de autodepuración de la microcuenca al efectuar las relaciones respectivas entre cada oferta y huella hídrica; se determina la sostenibilidad para cada mes (Figura 5).



**Figura 5.** Sostenibilidad ambiental, huella hídrica.

El índice azul calculado cada mes es menor que uno en los meses de julio, septiembre y, en especial, agosto. Se observa que el consumo de agua en esta época es de un 40% de la oferta de agua regulada disponible.

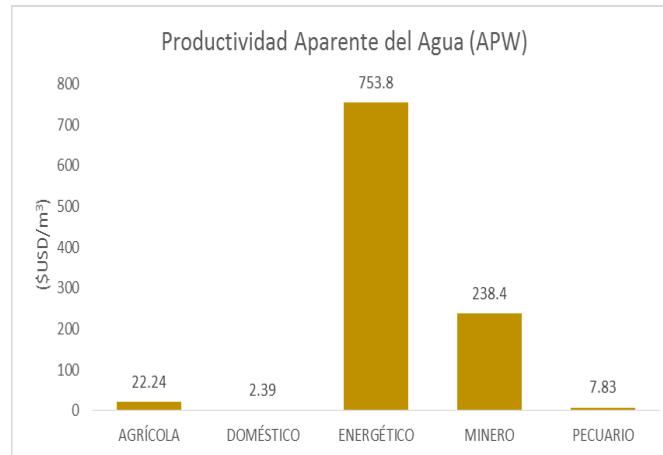
El índice verde supera el 0.5; ello denota que el consumo de agua verde en estos meses es más del 50% de la oferta de agua verde disponible.

El índice NCA calculado es menor que uno. Se debe considerar que en los meses de mayo a octubre tiende a subir, llegando al punto más

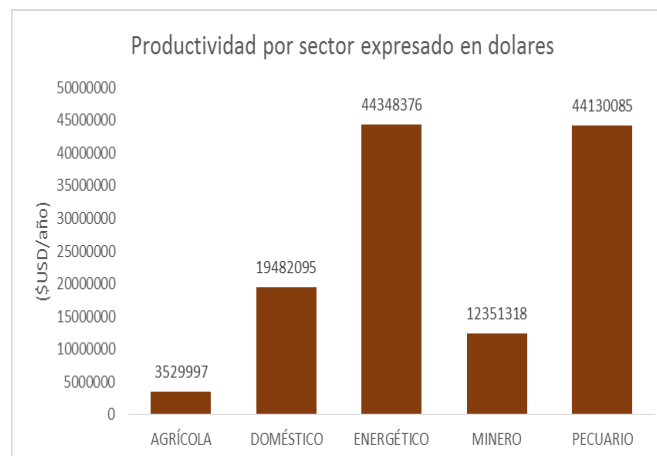
crítico en agosto, con un índice de 0.88, lo que denota que la capacidad de asimilación y depuración de contaminantes en tal época está en 88% de su capacidad.

## **Sostenibilidad económica huella hídrica**

En la Figura 6 se muestra la variabilidad económica a partir del indicador APW, en el que se puede comprobar cuáles son los sectores más productivos por cada  $\text{m}^3$  de agua consumido en un año, siendo el energético y minero, con 753.8 y 238.4 USD/ $\text{m}^3$ , respectivamente. Estos valores son muy distantes de los otros sectores debido a que se consideró una eficiencia a su máxima capacidad en generación y explotación. En cambio, en la Figura 7 se muestra la variabilidad monetaria por cada sector que generaría en un año de producción.



**Figura 6.** APW por sector.



**Figura 7.** Producción generada en \$USD.

Según la Figura 6 y Figura 7, los sectores que generaron mayor producción expresada en dólares son el energético y el pecuario, con cerca de USD 44.5 millones, pues se consideró una productividad del 100%.

## Conclusiones

- El sector doméstico genera una huella hídrica azul con valor de 17.01 millones de m<sup>3</sup>, producto de las captaciones realizadas de 30 y 50% por los municipios de Quito y Rumiñahui, respectivamente, con el fin de satisfacer las necesidades de la población en estos cantones.
- La aportación del sector energético se cuantificó en 0.06 millones de m<sup>3</sup>; es la menor en este tipo de huella debido a que se utilizan grandes volúmenes de agua para generar energía y ésta no se transforma en huella hídrica, ya que el líquido después del proceso de generación es canalizado mediante tuberías y reutilizada en otras centrales fuera del área de la microcuenca, pero se mantiene disponible en el ecosistema sin ser alterada su calidad.
- En la huella hídrica verde se tiene dos aportaciones: el sector pecuario, que llega a 24.54 millones de m<sup>3</sup>, mientras que el sector agrícola alcanza 11.64 millones de m<sup>3</sup>. La producción que genera abastece al mercado local y no corresponde a una producción a gran escala. Es importante destacar la diferencia de m<sup>3</sup> en la

huella verde comparando los dos sectores, siendo la relación 2:1, lo cual evidencia el costo ambiental hídrico de la producción pecuaria.

- En la huella hídrica gris, el mayor aportante es el sector pecuario, con 28.43 millones de m<sup>3</sup>. Este valor es considerable, al ser altos los requerimientos de agua para asimilar la concentración de nitrógeno contenido en las heces de los bovinos, llegando por escurrimiento a los cauces naturales y generando contaminación difusa en la zona.
- Otro de los sectores que tiene una contribución considerable en la huella gris es el doméstico, con 15.84 millones de m<sup>3</sup>, volumen de agua que se necesita para asimilar la carga contaminante de DBO<sub>5</sub> ya que la población genera contaminación y es proporcional al consumo presentado; el que menos aporta es el sector minero, con 0.01 millones de m<sup>3</sup>; esto es consistente por la baja producción minera que se ha consultado, denotando así una diferencia notable con base en la capacidad productiva de cada sector.
- La microcuenca del río Pita presenta una oferta natural media anual de 313.45 millones de m<sup>3</sup> de la cual 10% se considera como caudal ecológico; la oferta natural regulada de agua es de 188 millones de m<sup>3</sup>, descontando la huella hídrica azul y el caudal de captación, del que se estima 11% ya no está disponible en el medio. También se cuantificó la disponibilidad de agua verde de

64.19 millones de m<sup>3</sup> del cual un 56% ya se consumió; esto, según las estimaciones realizadas. Tales ofertas son cuantificadas a partir de una precipitación media de 1 322.81 mm/año, determinada en función de ocho estaciones meteorológicas en el periodo comprendido entre 1980 y 2010; una evapotranspiración potencial de 624.84 mm/año, establecida por la temperatura media anual entre 6 y 14°C, y una evapotranspiración real de 550.84 mm/año.

- La microcuenca del río Pita muestra sostenibilidad para consumo a la fecha, y disponibilidad y capacidad de depuración de agua a partir de los indicadores establecidos. En los tres casos, estos indicadores son menores que uno, característica que denota sostenibilidad, según la metodología planteada.
- El índice de escasez azul calculado para la oferta regulada de agua se encuentra entre 0.08 y 0.1 para los meses lluviosos, y de 0.2 a 0.4 para los meses secos. Dichos valores son consecuentes con la época de lluvia y seca, ya que la disponibilidad real de agua es alta, además de que los requerimientos de los sectores es mesurada, mientras que para la oferta total de agua se tiene un índice inferior a 0.15, no haciendo distinción notoria entre cada época. Este indicador varía en el tiempo principalmente por el aumento de la población, ya que para satisfacer las necesidades de alimentación, vestimenta y servicios se necesitan más requerimientos primarios, principalmente agua, por lo que



generarían presión entre los otros sectores económicos para pugnar por más asignación del recurso, incrementando por tanto la demanda del agua y disminuyendo en consecuencia la oferta presentada.

- El índice de escasez verde calculado está entre 0.5 y 0.6, con una variabilidad ínfima entre cada mes; la pugna de agua en este sector se vuelve variable, pues la necesidad de alimentos agrícolas y cárnicos es directamente proporcional al crecimiento de la población, la cual debe satisfacer sus necesidades básicas, por lo que en estos sectores se incrementarán los requerimientos.
- El índice NCA se encuentra entre 0.15 y 0.19 para los meses lluviosos, y de 0.33 a 0.88 en los meses secos. La producción de los sectores acarrea contaminación que llega a los afluentes naturales. En la actualidad es asimilada sin problema, ya que la microcuenca presenta un 24% de su capacidad depurativa. Sin embargo, las consideraciones antes planteadas del incremento de los requerimientos por sector en el tiempo conllevan que aumente y disminuya la cantidad de agua disponible para asimilar la contaminación generada.
- En cuanto a la productividad aparente del agua APW, el sector más productivo es el energético, con 753.8 USD/m<sup>3</sup>. Sin embargo, esto se debe a que se consideró para este sector la capacidad máxima de generación. Dicha consideración también se aplicó en el sector minero, en el que su productividad es de 238.4 USD/m<sup>3</sup>.

En el caso de los sectores menos productivos —agrícola, pecuario y doméstico—, se reciben 22.24, 7.83 y 2.39 USD/m<sup>3</sup>, respectivamente.

- La huella hídrica azul de acuerdo con la productividad generada, expresada en dólares para un año típico, corresponde a: sector agrícola, con USD 3.5 millones, a diferencia del sector energético y pecuario, que juntos aportan USD 44 millones. La asignación no pasa sólo por un filtro económico, pues se entendería que teóricamente se debería asignar más agua a los dos sectores más productivos, así generaría más riqueza, pero no se puede limitar o reducir a los otros sectores, ya que ahí se encuentra el núcleo poblacional; esto, en ningún caso es viable.

## Referencias

- Arango-Ochoa, J. (2013). *Determinación de la huella hídrica del sector doméstico en la cuenca del río Porce* (tesis pregrado). Universidad Pontificia Bolivariana, Facultad de Ingeniería Química, Medellín, Colombia.
- Asociación Holstein Friesian del Ecuador. (2016). *Holsteinecuador*. Recuperado de <http://holsteinecuador.com/clasificacion-lineal.html>
- Celec, Corporación Eléctrica del Ecuador. (2016). *Metas cumplidas de celec ep. Termopichincha en el 2016*. Quito, Ecuador: Corporación

Eléctrica del Ecuador. Recuperado de  
<https://www.celec.gob.ec/termopichincha/php/ano-2016>

Cisneros, J., & Díaz, E. (2016). *Diseño de una obra de mitigación ante el flujo de los lahares del volcán Cotopaxi que confluyen al río Pita en el cauce norte sector La Caldera* (tesis pregrado). Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE, Ciencias de la Tierra y Construcción, Ingeniería Civil, Sangolquí, Ecuador.

Colimba, C. (2009). *Evaluación de parámetros productivos y reproductivos de la cruce bovina montbeliarde con razas lecheras de las haciendas el Relicario y Guagrabamba en la provincia de Pichincha* (tesis pregrado). ESPE-IASA I, Sede El Prado, Facultad de Ingeniería de Ciencias Agropecuarias, Sangolquí, Ecuador.

CTA, Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia. (2013). *Guía metodológica de aplicación de huella hídrica en una cuenca. Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia*. Antioquia, Colombia: Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE). Recuperado de <https://www.shareweb.ch>

EEQ, Empresa Eléctrica Quito. (2014). *Pago tarifario vigente*. Quito, Ecuador: Empresa Eléctrica Quito. Recuperado de <https://www.eeq.com.ec:8443/PLIEGO+TARIFARIO+MARZO+2014/784c96b6-94e4-49a0-b505-8b78638d9687>

EPMAPS, Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento. (2017). *Pliego tarifario EPMAPS*. Quito, Ecuador: Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento.

Recuperado de  
[https://www.aguaquito.gob.ec/tarifario\\_epmaps.pdf](https://www.aguaquito.gob.ec/tarifario_epmaps.pdf)

Escobar, X., & Rivas, J. (2016). *Uso de espuma flex como agregado para la elaboración de adoquines de hormigón* (tesis pregrado). UCE, Carrera de Ingeniería Civil, Quito, Ecuador.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2007). *Las cuencas y la gestión del riesgo a los desastres naturales en Guatemala*. Ciudad de Guatemala, Guatemala: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Recuperado de <http://coin.fao.org/coin-static/cms/media/5/20de20cuencas.pdf>

Freile, J., & Fabara, J. (marzo-abril, 2009). La sublime y trágica historia del valle del Pita. *Ecuador Terra Incógnita* (58). Recuperado de [http://www.terra/revista\\_pita.html](http://www.terra/revista_pita.html)

Granizo, O. (2011). *Estudio de factibilidad para la producción de un hato lechero en condiciones de estabulación, alimentado con maralfalfa (Pennisetum sp.) en la parroquia de Mindo-Pichincha* (tesis pregrado). Universidad San Francisco de Quito, Colegio de Agricultura, Alimentos y Nutrición, Quito, Ecuador.

INEN, Servicio Ecuatoriano de Normalización. (2012). *Guía de práctica para el desarrollo de estudios inventario, prefactibilidad, factibilidad y diseño definitivo de proyectos de generación hidroeléctrica*. Norma, Quito. Recuperado de <https://ia601900.us.archive.org/35/.2012/ec.gpe.59.2012.pdf>

- MAE, Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2012). *Plan de manejo adaptativo del sistema de agua potable Pita-Puengasí y sus cuencas abastecedoras*. Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente.
- MAE, Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015). *Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua libro VI anexo 1, Quito-2015*. Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente.
- Mekonnen, M., & Hoekstra, A. (2011). The blue water footprint of electricity from hydropower. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9. Department of Water Engineering and Management, Univ. of Twente, The Netherlands. Recuperado de <https://pdfs.semanticscholar.org/d21a/8b8abd3e1c0f08969d4c2a8f8fa4583c4357.pdf>
- Morales, A. A., & Topón, E. D. (2016). *Ubicación y diseño de una obra de regulación de caudales sobre el río Quijos* (tesis pregrado). Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE, Ciencias de la Tierra y la Construcción, Sangolquí, Ecuador.
- Montaner, M. E., & Sánchez-Almohalla, E. (1988). Aproximación por el método de Thornthwaite al cálculo de la infiltración de lluvia útil. Papeles de la geografía N° 14, págs. 223-235. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/105434.pdf>
- ONU-Agua, Organización de las Naciones Unidas-Agua. (2005). *El agua, fuente de vida 2005-2015*. Recuperado de <http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/waterforlifebklt-s.pdf>
- Rodríguez-Ortiz, C. (2016). *Análisis de la disponibilidad de agua verde a partir del ajuste de cálculo de la evapotranspiración en zonas de*

*vegetación natural* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Minas, Departamento de Geociencias y Medio Ambiente, Medellín, Colombia.

Sager, R. L. (2000). Agua para bebida de bovinos. *INTA EEA San Luis, reedición de la Serie Técnica*, (126). Recuperado de [http://www.produccion-animal.com.ar/agua\\_bebida/67-agua\\_para\\_bebida\\_de\\_bovinos.pdf](http://www.produccion-animal.com.ar/agua_bebida/67-agua_para_bebida_de_bovinos.pdf)

Salmoral, G., Dumont, A., Aldaya, M., Rodríguez-Casado, R., Garrido, A., & Llamas, M. (2011). *Análisis de la huella hídrica extendida de la cuenca del Guadalquivir*. Recuperado de <http://www.huellahidrica.org/Reports/Salmoral-et-al-2011.pdf>

Tólon, A., Lastra, X., & Fernández, V. (2013). Huella hídrica y sostenibilidad del uso de los recursos hídricos. Aplicación al Poniente Almeriense. Estudios previos y medidas de eficiencia. *M+A. Revista Electrónica de Medio Ambiente*, 14(1), 56-86. Recuperado de <https://www.ucm.es/cont/media/www/pag-41205/61articulo.pdf>

UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2015). *Informe de las Naciones Unidas sobre los Recursos Hídricos en el Mundo 2015. 06134 Colombella*. Perugia, Italia: Oficina del Programa sobre Evaluación Mundial de los Recursos Hídricos, División de Ciencias del Agua. Recuperado de 2016, de <http://www.unesco.org/>

WFN, Water Footprint Network. (2011). *Manual para la evaluación de la huella hídrica*. Recuperado de <http://waterfootprint.org/media/ManualEvaluacionHH.pdf>

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-06

Artículos

## **Caracterización de sequías hidrológicas en el río Cauca en su valle alto**

## **Characterization of hydrological drought in the Cauca river high valley**

Nathalia González-López<sup>1</sup>

Yesid Carvajal-Escobar<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad del Valle, Cali Colombia,  
nathalia.gonzalez.lopez@correounivalle.edu.co

<sup>2</sup>Universidad del Valle, Cali Colombia,  
yesid.carvajal@correounivalle.edu.co, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2014-4226>

Autor para correspondencia: Yesid Carvajal-Escobar,  
yesid.carvajal@correounivalle.edu.co

### **Resumen**

Las sequías son uno de los fenómenos naturales más complejos y pueden generar efectos devastadores para los sistemas sociales y



ecológicos. Como consecuencia del cambio climático (CC); de la creciente presión de la demanda de agua causada por el crecimiento de la población; y la expansión de los sectores agrícola, energético e industrial, las sequías se han intensificado; por tanto, es necesario identificarlas y caracterizarlas. En este trabajo se calculó el índice de sequía de caudales (SDI) para cuatro estaciones ubicadas en el río Cauca en su valle alto, con el fin de detectar la ocurrencia e intensidad de las sequías hidrológicas. Los resultados mostraron que los eventos más intensos y de mayor magnitud ocurrieron en los años 1991-1992 y 2015-2016, durante los cuales se presentó el fenómeno El Niño en Colombia.

**Palabras clave:** caudales, El Niño, índice de sequía de caudales (SDI).

### **Abstract**

Droughts are one of the most complex natural phenomena and can have devastating effects on social and ecological systems. As a consequence of the Climate Change (CC), the increasing pressure of water demand caused by population growth and the expansion of the agricultural, energy and industrial sectors have intensified, so it is necessary to identify and characterize droughts. In this work, the Streamflow Drought Index (SDI) was calculated for four stations located in the Cauca River in its high valley, with the purpose of detect the occurrence and intensity of hydrological droughts. The results showed that the most intense and major events occurred during the years 1991-1992 and 2015-2016, during which the El Niño phenomenon occurred in Colombia.

**Keywords:** Streamflow, Streamflow Drought Index (SDI), El Niño.

Recibido: 13/08/2017

Aceptado: 02/04/2019

## Introducción

Desde la segunda mitad del siglo XX se ha venido reportando en los ámbitos global, regional y local alteraciones espaciotemporales en las pautas de los fenómenos meteorológicos, como tormentas, granizadas y heladas, y en las variables climatológicas, como temperatura, humedad y precipitación, asociadas principalmente con la ocurrencia e intensidad de los fenómenos de la variabilidad climática (VC), cambio climático (CC) y El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) (Forero, Hernández, & Zafra, 2014; Pinilla, Rueda, Pinzón, & Sánchez, 2012; Poveda & Álvarez, 2012; Ulloa, 2014). El CC acelerado está generando efectos directos e indirectos relevantes y de suma complejidad, que se ven acentuados por la interacción con otros controladores del cambio global (cambios de uso del territorio, contaminación, intercambio biótico).

Los recursos hídricos y los ecosistemas costeros, marinos y terrestres presentan los impactos más evidentes, los cuales, a su vez, afectan los medios de subsistencia y la salud de las poblaciones urbanas (Moreno, 2006; IPCC, 2014). El esquema de consecuencias en los recursos hídricos es diverso: ocurren alteraciones en el ciclo de agua, principalmente en el régimen de lluvias, mientras en ciertos sitios hay abundantes precipitaciones que, en intervalos cortos de tiempo, generan inundaciones; en otros hay periodos extendidos de sequías (Crossman *et al.*, 2013; Cantú, 2014; Schewe *et al.*, 2014); en ambos casos se ve afectada la disponibilidad y calidad del agua, y en consecuencia las actividades agrícolas, lo que puede poner en riesgo la subsistencia y seguridad alimentaria de las poblaciones, sobre todo en los países en desarrollo; situación que con el tiempo podría ser peor y aumentaría la desnutrición global si no se toman medidas al respecto (Wheeler & Braun, 2013). Además, el aumento promedio previsto en la temperatura media anual de 2.5 °C para el año 2050 y el incremento de 2.5% en la precipitación anual, probablemente provoque la degradación del suelo y pérdida de materia orgánica en las laderas de los Andes (Lau, Jarvis, & Ramírez, 2013).

Las sequías son uno de los peligros naturales más perjudiciales y podrían resultar con efectos devastadores para los sistemas sociales y ecológicos; a diferencia de otros peligros naturales (inundaciones, deslizamientos), que por lo general se limitan a regiones relativamente pequeñas y se producen en intervalos temporales bien definidos, las sequías son tal vez las más costosas y menos previsibles, pues se desarrollan de forma gradual y sólo se identifican cuando están bien

establecidas (Hao & Aghakouchak, 2014; Hao & Singh, 2015; Hong, Guo, Zhou, & Xiong, 2015; Ravelo, Sanz, & Douriet, 2014). Dada la gran variedad de sectores afectados, y su diversa distribución geográfica y temporal, es difícil tener una definición única y precisa de la sequía (Rajsekhar, Singh, & Mishra, 2015), sin embargo, en términos generales, ésta ocurre cuando la disponibilidad de agua no logra satisfacer las demandas de las actividades humanas y del medio ambiente durante un periodo significativo y en un área extensa.

Considerando el número víctimas y pérdidas en desastres de origen hidrometeorológico, la sostenibilidad social, económica y medioambiental puede y debe mejorarse con enfoques destinados a la gestión de riesgos de desastres y a la adaptación (Quintero-Angel, Carvajal-Escobar, & Aldunce, 2012); por tanto, es indispensable realizar estudios destinados a la comprensión y caracterización de la sequía y a la modelización de sus componentes, sobre todo en aquellas zonas donde gran parte de la actividad económica depende del aprovechamiento del agua (Wagner, Rossi, Stahl, Bonal, & Herault, 2012); para ello se pueden utilizar herramientas estadísticas que identifican la probabilidad de ocurrencia, duración e intensidad de un evento de sequía (Vicario *et al.*, 2015).

Existen diferentes índices que sirven de insumos en los programas de prevención de desastres y generan bases científicas que pueden ser usadas en la gestión del riesgo y mitigación de sus impactos. Algunos requieren de cálculos complejos y de información robusta, dificultando su aplicación en zonas donde esta última es deficiente, pero existen

otros que requieren sólo una variable, como la precipitación o el caudal, para ser calculados. Este trabajo busca identificar los extremos hidrológicos mínimos que se han presentado en el río Cauca en su valle alto, empleando el índice de sequía para caudales (SDI por sus siglas en inglés, *Streamflow Drought Index*); por medio de este índice se caracterizaron los eventos de sequía hidrológica, con base en su intensidad, duración y magnitud; información importante para la formulación de medidas de adaptación a dichos eventos, en una de las cuencas hidrográficas más importantes de Colombia, en la cual el sector agropecuario se destaca como una de las principales actividades económicas y se puede ver gravemente afectado por la ocurrencia de eventos climáticos extremos.

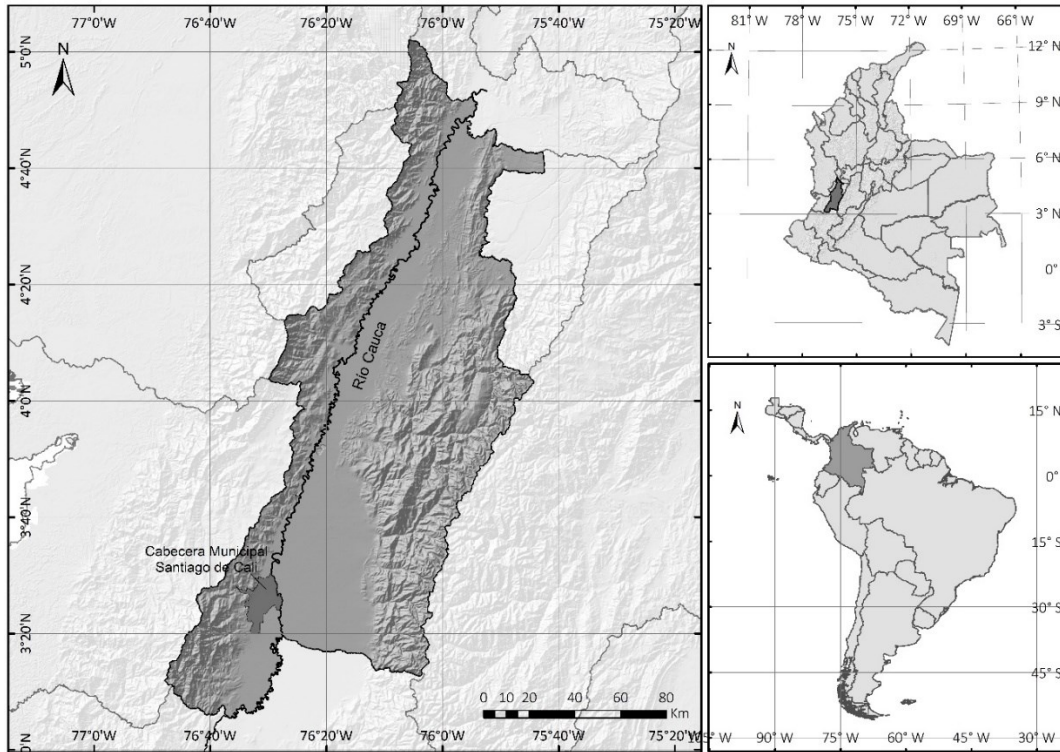
## **Metodología**

### **Zona de estudio**

El río Cauca es la segunda fuente hídrica superficial más importante de Colombia, después del río Magdalena. Nace en el Macizo Andino

Colombiano, entre las cordilleras Occidental y Central, en el departamento del Cauca, y desemboca en el río Magdalena; su elevación varía entre los 900 y 4 000 msnm y cuenta con 39 afluentes, que influyen en el caudal promedio del río, llegando a aumentar hasta tres veces el caudal promedio desde la presa de Salvajina (unos 152 m<sup>3</sup>/s) hasta su salida del departamento del Valle del Cauca (568 m<sup>3</sup>/s aprox.) (Enciso, Carvajal, & Sandoval, 2016). En su recorrido el río Cauca pasa por más de 180 municipios.

La cuenca hidrográfica del río Cauca de unos 63 300 km<sup>2</sup> presenta diversas actividades productivas, destacándose la industria azucarera, el cultivo de café, la generación de electricidad, y la explotación minera y agrícola (Pérez-Valbuena, Arrieta-Arrieta, & Contreras-Anaya, 2015). Particularmente, la Cuenca Alta del Río Cauca, es de especial importancia estratégica, pues abarca casi todas las cadenas de producción priorizadas por el Ministerio de Agricultura de Colombia, así como una diversidad de sistemas agrícolas, que van desde pequeñas operaciones hasta granjas industriales; además es la base de gran parte de la agricultura técnica y de alto valor en el país (Peterson *et al.*, 2012). La zona evaluada para el estudio fue la Cuenca Alta del Río Cauca, comprendida entre la estación La Balsa, ubicada a la entrada del Valle del Cauca, hasta la estación Anacaro ubicada a la salida del río del departamento; su ubicación se muestra en la Figura 1.



**Figura 1.** Ubicación de la zona de estudio.

## Método: SDI

Las sequías se han intensificado como consecuencia del CC, de la creciente presión de la demanda de agua causada por el crecimiento de la población y de la expansión de los sectores agrícola, energético e industrial, entre otros. Lo anterior hace que sea indispensable

monitorear las condiciones de sequía; una de las formas de hacerlo es por medio de índices, los cuales proporcionan un método cuantitativo para determinar el inicio y fin de un evento de sequía (Tabari, Nikbakht, & Hosseinzadeh-Talaei, 2013), así como la intensidad, magnitud y frecuencia. Existen diferentes índices para analizar la sequía hidrológica, dentro de los que destacan: el índice de sequía hidrológica de Palmer (PDSI), el índice de suministro de agua superficial (SWSI), el índice de deficiencia de escurrimiento regional (RDI), el índice de escurrimiento estandarizado (SRI) y el índice de sequía de caudales (SDI) (Hao & Aghakouchak, 2014; Hao & Singh, 2015; Hong *et al.*, 2015; Rajsekhar *et al.*, 2015; Ravelo *et al.*, 2014; Tabari *et al.*, 2013). En general, los índices para caracterizar la sequía hidrológica requieren de bastante información y de cálculos intensivos; sin embargo, el SDI es uno de los índices más sencillos y eficaces que se ha propuesto de manera reciente (Esquivel-Arriaga, Bueno, Sánchez-Cohen, Velásquez-Valle, & Esquivel-Arriaga, 2014), al requerir sólo valores de caudal y su metodología; características y ventajas son análogas al índice de precipitación estandarizada (SPI), uno de los índices más usados en el orbe para caracterizar sequías meteorológicas.

Si bien la sequía hidrológica se define como una disminución significativa de la disponibilidad del agua en todas las formas que aparece en el ciclo hidrológico, el caudal permite conocer el comportamiento de los recursos hídricos superficiales y, desde el punto de vista de cantidad de agua, es la variable más importante (Nalbantis & Tsakiris, 2009); además, incluye de modo indirecto otras variables climáticas, como precipitación y evapotranspiración, por tanto



proporciona información holística; además, casi todos los efectos de la sequía están relacionados con la sequía hídrica del suelo o la sequía hidrológica, ya que tanto el ecosistema como la sociedad dependen del agua de los reservorios (suelos, acuíferos, lagos y ríos). Por lo anterior, se decidió emplear el SDI, que es un índice integrador por usar información de caudales, lo que, además, es especialmente útil en zonas con poca información. De acuerdo con la metodología de Nalbantis (2008), a partir series normalizadas de caudales acumulados es posible identificar un evento de sequía hidrológica con base en su desviación estándar. Para normalizar los datos, el autor empleó la distribución log-normal de dos parámetros y calculó el índice a a partir de la **iError! No se encuentra el origen de la referencia.**), cuyo resultado indica la intensidad de la sequía; los rangos se muestran en la Tabla 1.

$$SDI_{i,k} = \frac{y_{i,k} - \bar{y}_k}{s_{y,k}} \quad (1)$$

donde  $y_{i,k}$  es el logaritmo natural del caudal acumulado con media ( $\bar{y}_k$ ) y desviación estándar  $s_{y,k}$ .

**Tabla 1.** Clasificación del SDI.

SDI	Categoría
Mayor que 0.0	Sin sequía
0.0 que -1.0	Sequía leve

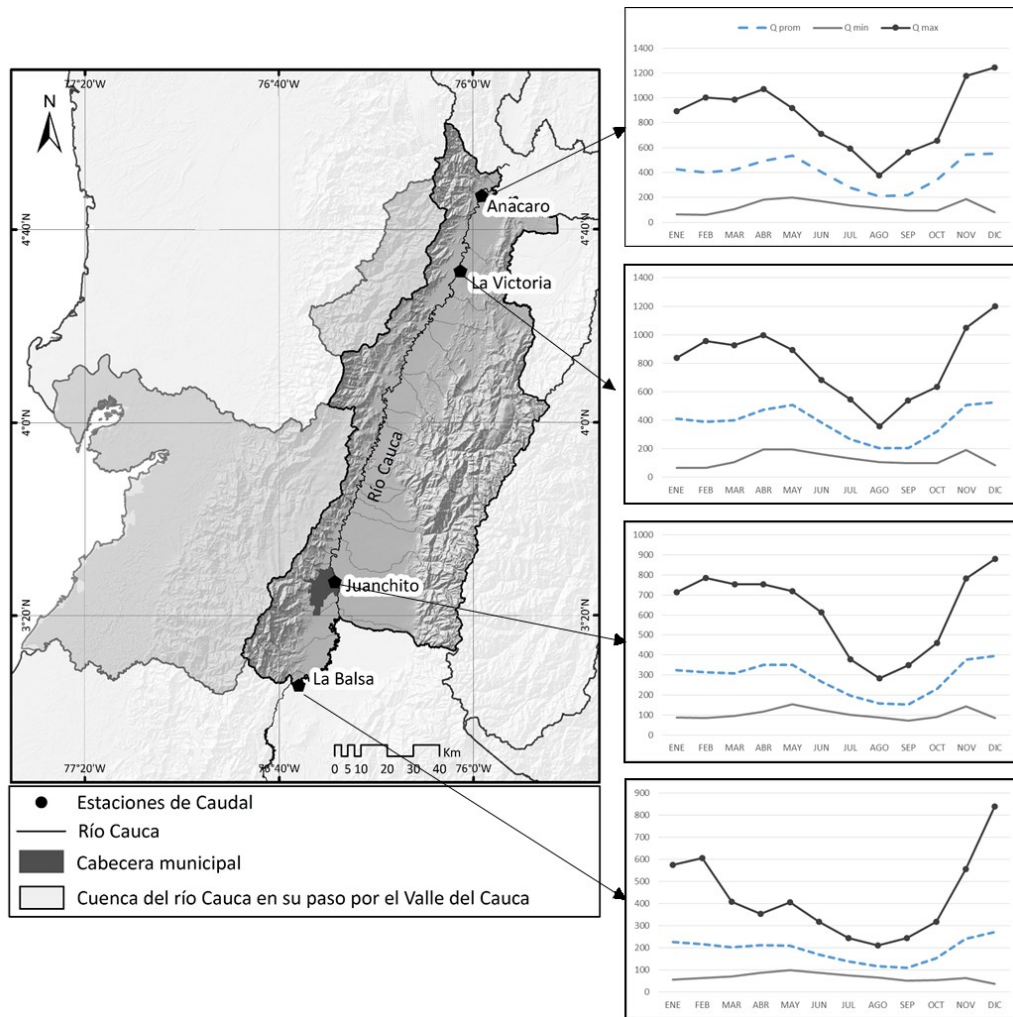
-1.0 que -1.5	Sequía moderada
-1.5 que -2.0	Sequía severa
Menor que -2.0	Sequía extrema

Existen diferentes métodos para seleccionar la distribución más adecuada para la normalización; por lo regular incluyen métodos gráficos y estadísticos. Para este trabajo se realizaron gráficas *Q-Q* y se aplicaron las pruebas de Kolmogorov-Sminov (KS) y Anderson-Darling (AD) para seleccionar la distribución adecuada para normalizar las series de caudal acumulado en 6 y 12 meses. Se seleccionaron estas agrupaciones, ya que al igual que el SPI, las series mensuales y trimestrales presentan alta sensibilidad, según Núñez-López, Muñoz-Robles, Reyes-Gómez, Velasco-Velasco y Gadsden-Esparza (2007), cada registro mensual ejerce un efecto significativo en el total acumulado, dado que representa 100% para el acumulado mensual y, en promedio, 33.3% del trimestral; mientras que en series semestrales, el índice se estabiliza y define con mayor claridad el déficit hídrico, pues cada registro mensual representa sólo 16.6% para el acumulado en seis meses y 8.33% en 12 meses. Además, en regiones donde normalmente se dan condiciones secas durante algún periodo concreto, como es el caso de la zona de estudio, emplear el índice para 1 o 3 meses podría conducir a malinterpretaciones (OMM, 2012).

## Resultados

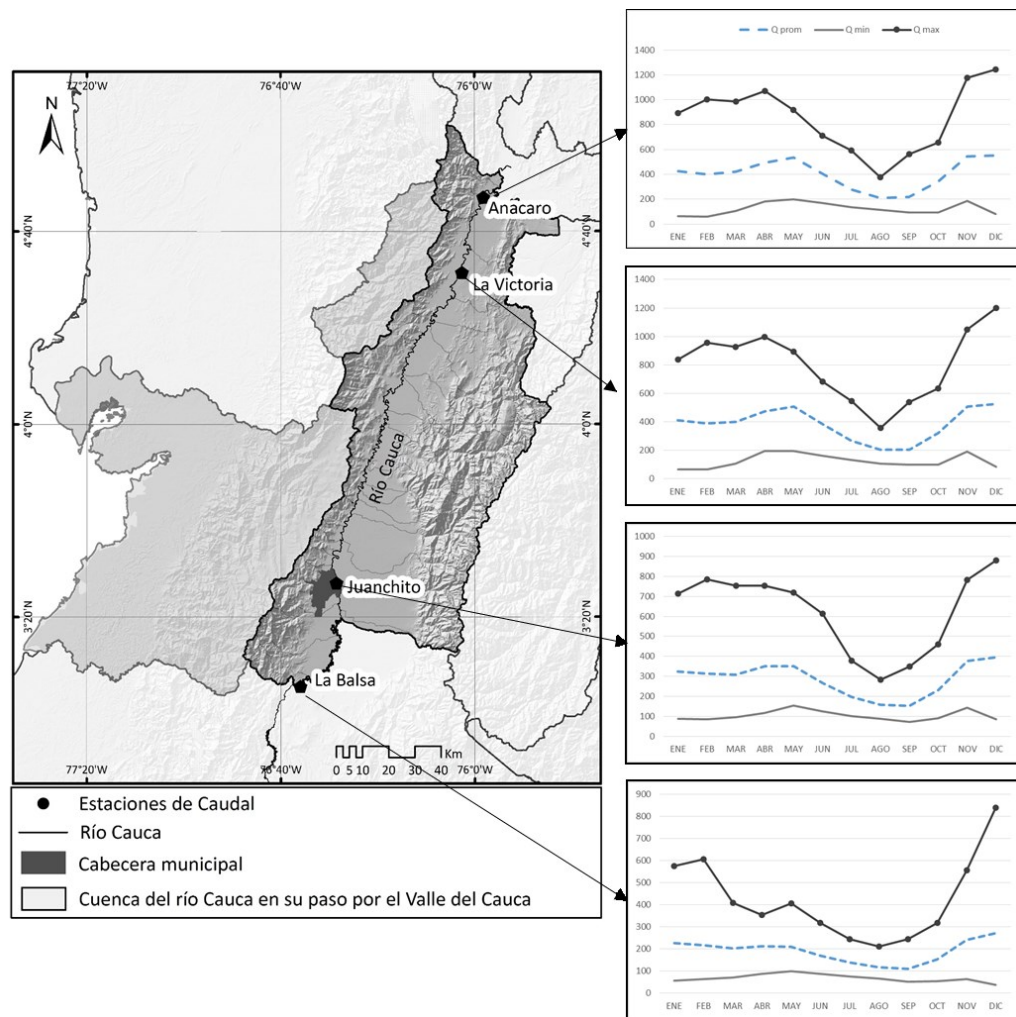
La hidrometeorología de la cuenca alta del río Cauca está fuertemente influenciada por el fenómeno ENSO. Presenta un régimen bimodal de lluvias, como resultado del doble paso de la zona de convergencia intertropical (ZCIT). Los dos periodos con mayores precipitaciones son marzo-abril-mayo y septiembre-octubre-noviembre, y los dos con menores precipitaciones son diciembre-enero-febrero y junio-julio-agosto. Como respuesta a la bimodalidad de la precipitación, el caudal del río Cauca en su valle alto también tiene periodos de mayor y menor caudal; el trimestre julio, agosto y septiembre se caracteriza por ser el más seco, mientras noviembre, diciembre y enero presenta los caudales promedios más altos.

Para este estudio se consideraron cuatro estaciones: La Balsa, Juanchito, La Victoria y Anacaro, como se puede ver en la



**Figura 22**, en la cual también se muestra el comportamiento de los caudales medios mensuales multianuales. Los caudales registrados en la estación La Balsa, ubicada en la entrada del río al departamento, son menores en relación con los de salida, mientras que en Anacaro se han registrado valores máximos mensuales de hasta 1 242 m<sup>3</sup>/s; en La

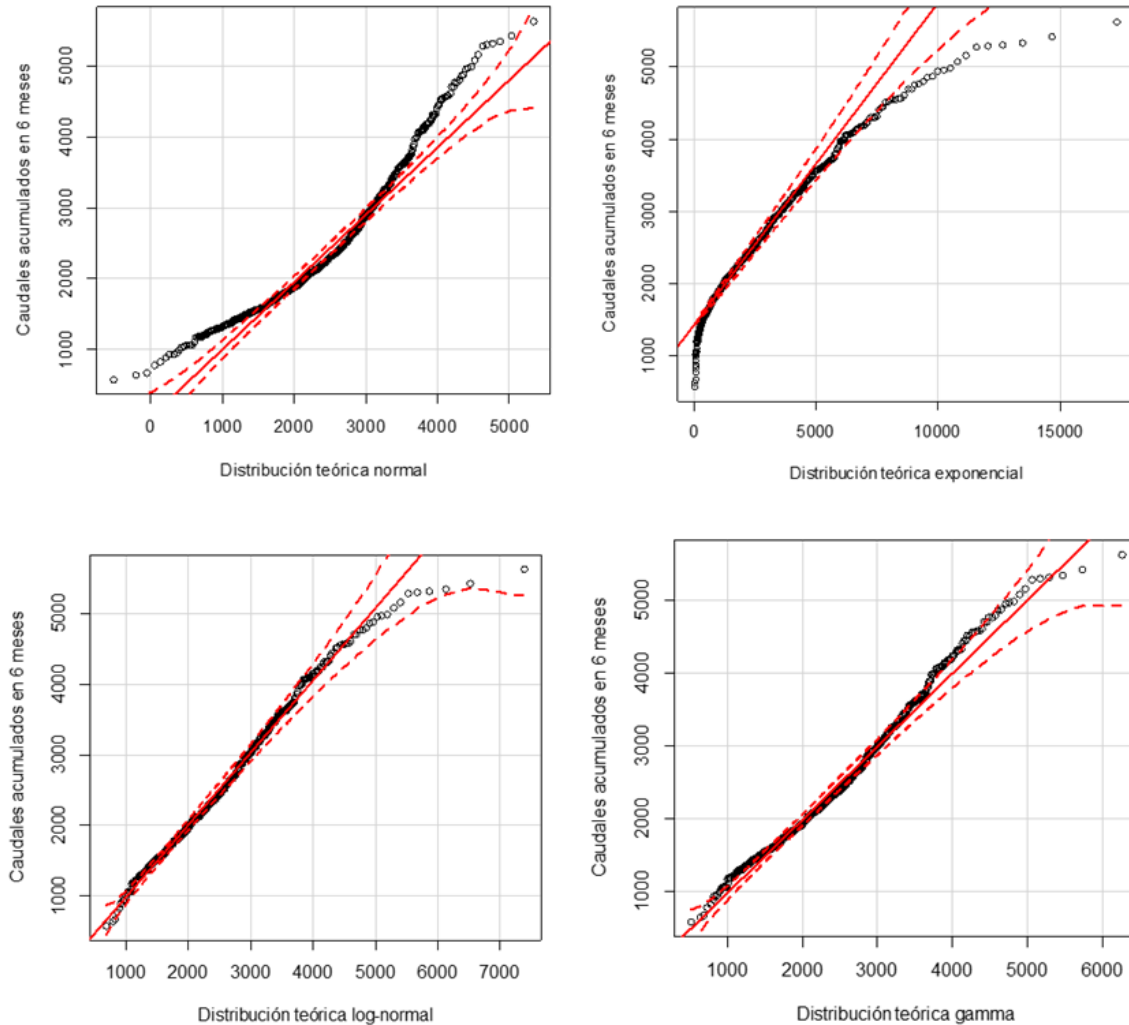
Balsa, el máximo fue de 838 m<sup>3</sup>/s, resultado que evidencia la influencia de los aportes de agua de los efluentes sobre el río.



**Figura 2.** Estaciones hidrológicas de estudio.

Para la caracterización de los eventos de sequía hidrológica por medio del SDI, al inicio se llevaron a cabo pruebas estadísticas, con el fin de seleccionar la distribución adecuada para normalizar las series de

caudal, ya que éstas no presentaban una distribución normal. Con las gráficas Q-Q se comparó la distribución de los datos con las distribuciones normal, log-normal, exponencial y gamma; los resultados obtenidos para la serie de caudal acumulado en seis meses de la estación Anacaro se muestran en la Figura 3, a partir de cuyos datos se identificó que la distribución que presenta el mejor ajuste es log-normal; resultados similares se obtuvieron en las otras tres estaciones. Adicional al ajuste gráfico, se realizaron las pruebas KS y DA. A manera de ejemplo, se presentan en la Tabla 2 los resultados obtenidos para las series de caudales acumuladas en seis meses registrados en la estación Anacaro; los resultados indicaron para todos los casos que la distribución adecuada para normalizar los datos es log-normal.



**Figura 3.** Gráficas Q-Q para caudales acumulados en seis meses de la estación Anacaro en  $m^3/s$ .

**Tabla 2.** Resultados de las pruebas KS y DA para la estación Anacaro.

			Normal	Log-Normal	Exponencial	Gamma
mes	Parámetros	Mean	2 417.2340	7.7207	-	-

		sd	923.5320	0.3743	-	-
		Rate	-	-	4.14E-04	0.0030
		Shape	-	-	-	7.3403
	Kolmogorov-Smirnov	D	0.0988	0.0255	0.3644	0.0506
		P-Value	0.00001	0.7892	0.0000	0.0702
	Anderson-Darling	An	12.0100	0.8140	123.3600	2.8220
		P-Value	0.0000	0.4710	0.0000	0.0337

Nota: el  $p\text{-value} > 0.05$  señala que los datos observados se ajustan a la distribución evaluada, con un nivel de confianza de 95%.

Los datos de caudal acumulados en 6 y 12 meses se normalizaron empleando la función de distribución Log-normal, por tanto, se siguió la metodología usada por Nalbantis (2008) y se calculó el índice por medio de la Ecuación (1). Independientemente del sistema analizado (hidrológico, agrícola o ecológico), se ha comprobado una mayor capacidad de los índices de sequía que pueden calcularse a diferentes escalas de tiempo (SPEI, SPI, SDI), pues se correlacionan mejor con la variabilidad temporal de las diferentes variables (Vicente-Serrano *et al.*, 2012); el SDI permitió identificar por medio de desviaciones estándar, los periodos en los cuales los caudales acumulados en 6 y 12 meses estuvieron por debajo de la media. Las series se construyeron a partir de una suma móvil de los caudales mensuales; por tanto, para facilitar el manejo de la información, el mes al cual se hace alusión para describir cada evento corresponde al último mes de cada agrupación. En



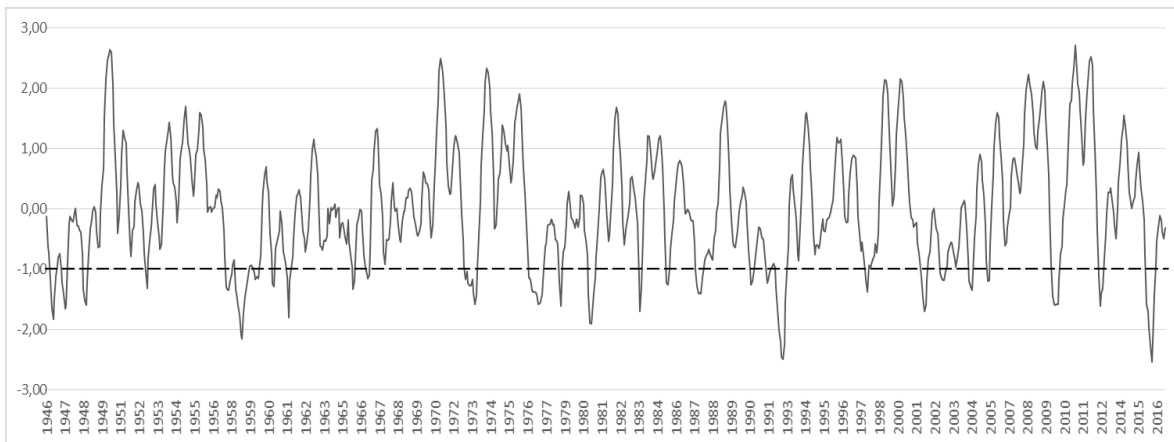
la Tabla 3 se presenta el periodo de registro de cada estación y el número de eventos calculados.

**Tabla 3.** Periodo de cada estación y número de eventos de sequía.

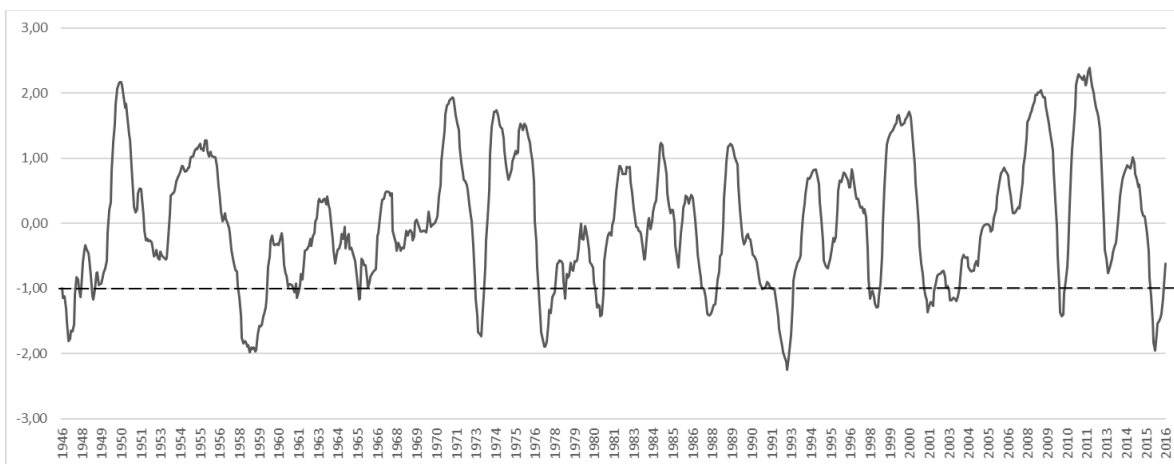
Estación	Periodo de registro	Numero de eventos secos	
		Semestrales	Anuales
Anacaro	1962-2016	21	13
La Victoria	1959-2016	19	20
Juanchito	1946-2016	29	20
La Balsa	1946-2016	35	14

En la Figura 4 se muestra el transcurso del SDI calculado con las series de caudal acumulado en seis meses, y en la Figura 5 en 12 meses de la estación Juanchito; al comparar las gráficas, se encontró que al aumentar la agrupación se reduce el número de eventos, pero éstos son de mayor duración. También se observó que existe una relación entre los eventos de sequías hidrológicas con los años en los cuales se presentó la fase cálida de fenómeno ENSO, El Niño, tales como 1958, 1977, 1992 y 2016. Los efectos del fenómeno ENSO sobre los caudales de los ríos en el país no son despreciables; en términos porcentuales, las principales afectaciones frente al fenómeno El Niño se presentan en la cuenca del río Magdalena-Cauca, con una reducción promedio de 26% en los caudales, en la cuenca media del río Cauca de 38%, en los ríos Sogamoso y Suárez hasta un 30%; en el Sumapaz, las reducciones

pueden llegar hasta un 40% y en el Urabá antioqueño entre 30 y 40% (García, Piñeros, Bernal, & Ardila, 2012).



**Figura 4.** Transcurso del  $SDI_S$  en la estación Juanchito.



**Figura 5.** Transcurso del  $SDI_A$  en la estación Juanchito.

Los eventos de mayor duración están asociados con las mayores magnitudes, sin embargo, en ocasiones se presentan eventos de corta duración con grandes magnitudes. En la Tabla 4 se resumen los cinco eventos semestrales de mayor magnitud de cada estación, la fecha de inicio y finalización, duración y magnitud; y en la Tabla 5, para la agrupación anual. Las magnitudes más altas se presentaron en las estaciones La Victoria y Anacaro, ubicadas aguas abajo; resultado que además de reflejar posibles cambios en los factores climáticos, también pueden deberse a factores antrópicos, ocasionados por la toma de agua del río.

**Tabla 4.** Resumen de los cinco eventos de sequía de mayor magnitud para el SDI<sub>S</sub>.

Estación	Evento	Fecha de inicio		Fecha de finalización		Duración	Magnitud
		Año	Mes	Año	Mes		
Anacaro	1	2015	9	2016	12	16	33.61
	2	1992	5	1993	2	10	17.76
	3	2009	11	2010	5	7	12.60
	4	1977	1	1977	9	9	12.31
	5	1980	8	1981	1	6	8.58
La Victoria	1	2015	9	2016	12	16	23.13
	2	1992	6	1993	2	9	12.68
	3	1977	1	1977	9	9	10.52
	4	2009	11	2010	5	7	9.58

Estación	Evento	Fecha de inicio		Fecha de finalización		Duración	Magnitud
		Año	Mes	Año	Mes		
	5	1980	8	1981	1	6	7.15
Juanchito	1	1958	5	1959	3	11	17.14
	2	1992	6	1993	2	9	16.91
	3	1976	11	1977	9	11	15.28
	4	2015	10	2016	4	7	13.65
	5	1972	11	1973	8	10	12.54
La Balsa	1	2015	9	2016	7	11	23.73
	2	2001	5	2002	2	10	15.35
	3	2009	10	2010	6	9	14.57
	4	1992	7	1993	1	7	12.65
	5	2002	7	2003	4	10	12.10

**Tabla 5.** Resumen de los cinco eventos de sequía de mayor magnitud para el SDI<sub>A</sub>.

Estación	Evento	Fecha de inicio		Fecha de finalización		Duración	Magnitud
		Año	Mes	Año	Mes		
Anacaro	1	2015	10	2016	12	15	35.32
	2	1992	3	1993	4	14	24.27
	3	1977	4	1978	1	10	14.21
	4	2003	1	2003	10	10	10.75
	5	1987	10	1988	6	10	10.70

Estación	Evento	Fecha de inicio		Fecha de finalización		Duración	Magnitud
		Año	Mes	Año	Mes		
La Victoria	1	2015	9	2016	12	16	23.21
	2	1992	6	1993	2	9	12.72
	3	1977	1	1977	9	9	10.57
	4	2009	11	2010	5	7	9.61
	5	1980	8	1981	1	6	7.18
Juanchito	1	1958	3	1959	12	22	36.87
	2	1992	3	1993	4	14	24.44
	3	1977	3	1978	3	13	19.14
	4	2016	1	2016	10	10	15.09
	5	1947	1	1947	10	10	14.65
La Balsa	1	2001	7	2005	2	44	68.22
	2	2015	10	2016	12	15	30.58
	3	1958	5	1959	9	17	20.12
	4	1992	6	1993	4	11	16.18
	5	2010	2	2010	10	9	14.41

La sequía hidrológica está determinada por la propagación de la sequía meteorológica a través del ciclo hidrológico terrestre y, por lo

tanto, está influenciada por las propiedades de este último (Van Loon & Laaha, 2015). Con base en los resultados, las sequías hidrológicas de mayor magnitud se presentaron durante 2015 y comienzos de 2016, cuando ocurrió uno de los eventos más fuertes de El Niño en la historia. De acuerdo con el periódico (El Tiempo, 2016), este fenómeno desencadenó en promedio 14 incendios durante los 15 meses que duró; Colombia perdió por incendios forestales 188 650 ha de bosques; las lluvias se redujeron entre 30 y 40% y, en promedio, 80% de las zonas con influencia de El Niño tuvo un aumento de la temperatura hasta de 2.5 °C. Esta sequía dejó los niveles históricos más bajos al río Magdalena y más de 200 municipios en calamidad por desabastecimiento de agua; la prevención y atención de emergencias le costó al país 1.6 billones de pesos. Lo anterior refleja la influencia del ENSO en el país, que durante la fase cálida, El Niño, genera principalmente una disminución de precipitación y, en consecuencia, de los caudales de los ríos, en la humedad del suelo y en la actividad vegetal (Rojo, 2011).

Si bien estos resultados son una aproximación a la caracterización de las sequías hidrológicas, es importante considerar que el SDI, al ser calculado con los valores de caudales (los cuales, a su vez, son estimados a partir de curvas de nivel-caudal) implica que puede tener un alto porcentaje de error. Las curvas de calibración para estimar los caudales tienen asociada una alta incertidumbre, y pueden ser simples o complejas, según el régimen de flujo y las características del cauce (Carvajal-Escobar, 2010). Asimismo, es importante considerar que durante los periodos secos sube la temperatura y con ello puede

aumentar la evapotranspiración de los cultivos, incrementándose las necesidades de riego en algunos casos, ocasionando una mayor presión sobre los ríos; por consiguiente, sus niveles disminuyen al igual que los caudales no sólo por factores naturales sino también porque la demanda de agua de la sociedad es más demandante. En ríos pequeños estos cambios afectan de modo significativo a los caudales y la incertidumbre en los cálculos es mayor; por ello se trabajó con los caudales del río Cauca, el cual tiene caudales mayores y más constantes en relación con otros ríos más pequeños.

## Conclusiones

Los caudales de los ríos son uno de los elementos del ciclo hidrológico con mayores consecuencias sobre la vida de los seres humanos, por lo cual, identificar y caracterizar temporal y espacialmente los eventos hidrológicos extremos permite evaluar la disponibilidad hídrica regional y local, componente esencial en la planificación del agua. Si bien la sequía hidrológica se define como una disminución significativa de la disponibilidad del agua en todas las formas que aparece en el ciclo hidrológico, el caudal es la principal variable y permite conocer el comportamiento general de los recursos hídricos superficiales. Es por

ello que el SDI constituye una herramienta importante para la caracterización de las sequías hidrológicas, sobre todo en zonas con poca información.

El río Cauca es la segunda fuente hídrica superficial más importante del país y a pesar de que normalmente se enfocan los estudios sobre este río a eventos máximos —pues a lo largo de los años ha registrado importantes crecientes que han causado inundaciones—, los resultados de este estudio indicaron que también se ha visto afectado por sequías hidrológicas, las cuales han ocasionado reducciones importantes en los caudales, principalmente en periodos en los que se ha presentado El Niño en el país, siendo los eventos de 1958, 1977, 1992 y 2016 los de mayores magnitudes y/o intensidades de sequía hidrológica.

En Colombia, la mayoría de los ríos de cuencas pequeñas no tiene registros y, en muchos casos, las estaciones están localizadas aguas abajo de las principales extracciones, por lo que extrapolar estos estudios a otros ríos puede dificultarse; sin embargo, se recomienda aplicarlo a otros ríos de importancia para el país.

### **Agradecimientos**

Al Programa Jóvenes Investigadores e Innovadores de Colciencias 2015; al Grupo de Investigación en Ingeniería de Recursos Hídricos y Suelos; IREHISA; a la Universidad del Valle; a la CVC; al IDEAM, y a todas las entidades que suministraron la información y personas que contribuyeron de alguna forma en este trabajo.



## Referencias

- Cantú, P. C. (2014). Cambio climático: sus repercusiones para la sustentabilidad. *Sustentabilidad Ecológica*, 17(67), 31-36.
- Carvajal-Escobar, Y. (2010). Dimensiones para usar metodologías en la estimación de caudales ambientales en Colombia. *Respuestas*, 15(2), 34-46.
- Crossman, J., Futter, M. N., Oni, S. K., Whitehead, P. G., Jin, L., Butterfield, D., Baulch, P. J., & Dillon, P. J. (2013). Impacts of climate change on hydrology and water quality: Future proofing management strategies in the Lake Simcoe watershed, Canada. *Journal of Great Lakes Research*, 39(1), 19-32. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.11.003>
- El Tiempo. (3 de junio, 2016). El Niño devastó por incendios área equivalente a tres veces Cali. Esta sequía dejó en los niveles históricos más bajos al río. Recuperado de <http://www.eltiempo.com/estilo-de-vida/ciencia/efectos-del-fenomeno-de-el-nino-en-colombia-2015-2016/16610226>
- Enciso, A., Carvajal, Y., & Sandoval, M. C. (2016). Análisis hidrológico de las crecientes históricas del río Cauca en su valle alto. *Revista Ingeniería y Competitividad*, 18(1), 46-57.
- Esquivel-Arriaga, G., Bueno, P., Sánchez-Cohen, I., Velásquez-Valle, M., & Esquivel-Arriaga, O. (2014). Evaluación del índice de sequía de caudales en cuencas del norte-centro de México. *Agrofaz*, 14(2),

53-60.

- Forero, E., Hernández, Y., & Zafra, C. (2014). Percepción latinoamericana de cambio climático: metodologías, herramientas y estrategias de adaptación en comunidades locales. Una revisión. *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica*, 17(1), 73-85.
- García, M. C., Piñeros, A., Bernal, F. A., & Ardila, E. (2012). Variabilidad climática, cambio climático y el recurso hídrico en Colombia. *Revista de Ingeniería*, 0(36), 60-64. Recuperado de <https://doi.org/10.16924/riua.v0i36.136>
- Hao, Z., & Aghakouchak, A. (2014). A nonparametric multivariate multi-index drought monitoring framework. *Journal of Hydrometeorology*, 15(1), 89-101. Recuperado de <https://doi.org/10.1175/JHM-D-12-0160.1>
- Hao, Z., & Singh, V. P. (2015). Drought characterization from a multivariate perspective: A review. *Journal of Hydrology*, 527, 668-678. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.031>
- Hong, X., Guo, S., Zhou, Y., & Xiong, L. (2015). Uncertainties in assessing hydrological drought using streamflow drought index for the upper Yangtze River basin. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 29(4), 1235-1247. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00477-014-0949-5>
- IPCC, Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2014). *Cambio climático 2014. Impactos, adaptación y vulnerabilidad*. Madrid, España: Panel Intergubernamental del Cambio Climático.

- Lau, C., Jarvis, A., & Ramírez, J. (2013). *Agricultura colombiana: adaptación al cambio climático*. Cali, Colombia. CIAT Políticas en Síntesis no. 1. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT)
- Moreno, J. M. (2006). Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. *Boletín CF + S*, 38/39, 37-56. Recuperado de <https://doi.org/March 2006>
- Nalbantis, I. (2008). Evaluation of a Hydrological Drought Index. *European Water*, 2324, 67-77.
- Nalbantis, I., & Tsakiris, G. (March, 2009). Assessment of Hydrological Drought Revisited. *Water Resources Management: An International Journal, Published for the European Water Resources Association (EWRA), Springer, European Water Resources Association (EWRA)*, 23(5), 881-897.
- Núñez-López, D., Muñoz-Robles, C., Reyes-Gómez, V., Velasco-Velasco, I., & Gadsden-Esparza, H. (2007). Caracterización de la sequía a diversas escalas de tiempo en Chihuahua, México. *Agrociencia*, 41(3), 253-262.
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2012). *Índice normalizado de precipitación Guía del usuario*. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.
- Pérez-Valbuena, G. J., Arrieta-Arrieta, A. M., y Contreras-Anaya, J. G. (2015). *Río Cauca: la geografía económica de su área de influencia*. *Economía Regional*, (225), 17-52

- Peterson, C., Nowak, A., Jarvis, A., Navarrete, C., Figueroa, A., Riaño, N., & Vargas, E. (2012). Un enfoque multi-dimensional de la cuenca alta del río Cauca de Colombia, con énfasis en la vulnerabilidad. *Cenicafé*, 63(2), 116-123.
- Pinilla, M. C., Rueda, A., Pinzón, C., & Sánchez, J. (2012). Percepciones sobre los fenómenos de variabilidad climática y cambio climático entre campesinos del centro de Santander, Colombia. *Ambiente y Desarrollo*, 16(31), 25-37.
- Poveda, G., & Álvarez, D. (2012). El colapso de la hipótesis de estacionariedad por cambio y variabilidad climática: implicaciones para el diseño hidrológico en ingeniería. *Revista de Ingeniería*, 36, 65-76.
- Quintero-Angel, M., Carvajal-Escobar, Y., & Aldunce, P. (2012). Adaptación a la variabilidad y el cambio climático: intersecciones con la gestión del riesgo. *Revista Luna Azul*, (34), 257-271. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=321727348015>
- Rajsekhar, D., Singh, V. P., & Mishra, A. K. (2015). Multivariate drought index: An information theory based approach for integrated drought assessment. *Journal of Hydrology*, 526, 164-182. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.031>
- Ravelo, A., Sanz, R., & Douriet, J. C. (2014). Detección, evaluación y pronóstico de las sequías en la región del Organismo de Cuenca Pacífico Norte, México. *Agriscientia*, 31(1), 11-24.
- Rojo, J. (2011). *Desarrollo de un sistema experto para la predicción de caudales medios mensuales en Colombia*. Recuperado de

<http://www.bdigital.unal.edu.co/5493/>

Schewe, J., Heinke, J., Gerten, D., Haddeland, I., Arnell, N. W., Clark, D. B., Dankers, R., Eisner, S., Fekete, B. M., Colón-González, F. J., Gosling, S. N., Kim, H., Liu, X., Masaki, Y., Portmann, F. T., Satoh, T., Stacke, T., Tang, Q., Wada, Y., Wisser, D., Albrecht, T., Frieler, K., Piontek, F., Warszawski, L., & Kabat, P. (2014). Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(9), 3245-50. Recuperado de <https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110>

Tabari, H., Nikbakht, J., & Hosseinzadeh-Talaei, P. (2013). Hydrological drought assessment in Northwestern Iran Based on Streamflow Drought Index (SDI). *Water Resources Management*, 27(1), 137-151. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0173-3>

Ulloa, A. (2014). Dimensiones culturales del clima: indicadores y predicciones entre pobladores locales en Colombia. *Batey: Revista Cubana de Antropología Sociocultural*, 6, 17-33.

Van Loon, A. F., & Laaha, G. (2015). Hydrological drought severity explained by climate and catchment characteristics. *Journal of Hydrology*, 526, 3-14.

Vicario, L., García, C. M., Teich, I., Bertoni, J. C., Ravelo, A., & Rofríguez, A. (2015). Caracterización de las sequías meteorológicas en la región central de la Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(1), 153-165.

Vicente-Serrano, S., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Camarero, J.,

López-Moreno, J., Azorín-Molina, C., Revuelto, J., Morán-Tejeda, E., & Sánchez-Lorenzo, A. (2012). Análisis comparativo de diferentes índices de sequía para aplicaciones ecológicas, agrícolas e hidrológicas. In Asociación Española de Climatología (ed.). *8o Congreso Internacional de la Asociación Española de Climatología* (pp. 679-689). Salamanca.

Wagner, F., Rossi, V., Stahl, C., Bonal, D., & Hérault, B. (2012). Water availability is the main climate driver of neotropical tree growth. *Plos One*, 7, DOI: 10.1371/journal.pone.0034074

Wheeler, T., & Braun, J. V. (2013). Climate change impacts on global food security. *Science*, 341(2012), 508-513. Recuperado de <http://science.sciencemag.org/content/341/6145/508>

**Diseño óptimo de redes de riego a turnos y  
caracterización de su flexibilidad**

**Optimal design of irrigation network shifts and  
characterization of their flexibility**

C. Mireya Lapo P.<sup>1</sup>

Rafael Pérez-García<sup>2</sup>

Ricardo Aliod-Sebastián<sup>3</sup>

F. Javier Martínez-Solano<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Universidad Técnica Particular de Loja, Loja, Ecuador,  
cmlapo@utpl.edu.ec, ORCID: 0000-0002-5246-083X

<sup>2</sup>Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España,  
rperez@gmmf.upv.es

<sup>3</sup>Universidad de Zaragoza, Zaragoza, España, raliod@unizar.es, ORCID:  
0000-0001-6960-2702

<sup>4</sup>Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España,  
jmsolano@upv.es, ORCID: 0000-0002-8140-5960

Autor para correspondencia: C. Mireya Lapo P., [cmlapo@utpl.edu.ec](mailto:cmlapo@utpl.edu.ec)

## Resumen

En esta contribución se presenta un algoritmo híbrido genético-programación no lineal para el diseño óptimo de redes presurizadas de riego operando a turnos, y se implementa un indicador para evaluar la flexibilidad de los diseños resultantes del algoritmo híbrido. El objetivo principal es la minimización del costo económico de la red de tuberías y la evaluación de la flexibilidad de los diseños del sistema. La investigación considera como variables de decisión la asignación de turnos a las tomas de riego (hidrantes) y el dimensionado de las conducciones para reducir los costos de implementación. Con los resultados de la optimización se analiza la flexibilidad de la red hidráulica con base en la reasignación aleatoria de turno a los hidrantes, que simula las modificaciones susceptibles de ocurrir durante la explotación de la red. Para validar el algoritmo, una vez calibrado, éste fue aplicado al diseño de cuatro sectores de riego reales de Ecuador y España. Los resultados indican que los diseños obtenidos mejoran en



costo y flexibilidad respecto a los encontrados con el algoritmo tradicional de la serie económica, y que la asignación de los turnos es de suma importancia para minimizar los costos de inversión en tuberías, lo que a la vez constituye un factor determinante en la flexibilidad del sistema.

**Palabras clave:** diseño óptimo de redes, algoritmo genético, fiabilidad, programación no lineal, red colectiva de riego, modelo híbrido, operadores genéticos.

### **Abstract**

In this contribution, a nonlinear programming genetic hybrid algorithm for the optimal design of pressurized irrigation networks operating in shifts is presented, and an indicator is implemented to evaluate the flexibility of the resulting designs of the hybrid algorithm. The main objective is the minimization of the economic cost of the pipe network and the evaluation of the flexibility of the system designs. The research considers the allocation of shifts to the irrigation outlets (hydrants) and the sizing of the pipes as decision variables to reduce implementation costs. With the results of the optimization, the flexibility of the hydraulic network is analysed based on the random reassignment of shifts to the hydrants, which simulates the modifications that may occur during network operation. To validate the algorithm, once calibrated, it was

applied to the design of four real irrigation sectors of Ecuador and Spain. The results indicate that the designs obtained improve in cost and flexibility with respect to those found with the traditional algorithm of the Economic Series, and that the assignment of the shifts is of utmost importance to minimize investment costs in pipes. At the same time, it constitutes a determining factor in the flexibility of the system

**Keywords:** Optimal network design, genetic algorithm, reliability, non-linear programming, collective irrigation network, hybrid model, genetic operators.

Recibido: 22/08/2018

Aceptado: 20/03/2019

## Introducción

En las últimas décadas, la agricultura de regadío se ha incrementado rápidamente debido al crecimiento de la población y la necesidad de

garantizar la productividad óptima de los cultivos (Salazar-Moreno, Rojano-Aguilar, & López-Cruz, 2014). Esto ha impulsado el desarrollo de diferentes sistemas de riego tecnificado que usan conducciones presurizadas e infraestructuras específicas de distribución para llevar el agua hasta cada parcela. Tal es el caso de las redes colectivas de riego a presión. Una red colectiva de riego a presión (RCRP) es un sistema formado por un conjunto de tuberías, con topología por lo general ramificada, que permite el transporte del agua desde su origen hasta cada una de las tomas de entrada (hidrantes) en las parcelas de riego, con suficiente presión y caudal (Planells, Ortega, Valiente, Montero, & Tarjuelo, 1999). Su ventaja respecto a los sistemas tradicionales basados en canales es que facilita su construcción, resulta más económico y brinda mayor eficiencia en la aplicación y control del agua. Además, las RCRP permiten reducir o eliminar costos energéticos en el riego por goteo o aspersión.

Una RCRP puede ser diseñada para operar bajo dos modalidades: a la demanda o por turnos. La modalidad de riego a la demanda suministra el agua a voluntad del regante (Clément, 1966). Las técnicas de diseño de las RCRP operadas a la demanda definen un cierto caudal límite demandado en cada tramo de tubería, evaluado de forma probabilística. El diseño se realiza de forma tal que, para cualquier combinación de apertura, la presión resultante en las tomas de agua sea mayor que un valor de la altura de presión mínima requerida,

denominado altura de consigna ( $H_{\text{cons}}$ ). Esto implica un cierto grado de sobredimensionado de las conducciones, pero a cambio se tiene una flexibilidad total en el uso de las tomas.

Por su parte, la modalidad por turnos asigna un periodo de riego a cada toma en horarios fijos. Las conducciones se dimensionan para trasegar el caudal estrictamente requerido por los hidrantes abiertos en el turno prefijado. Otras combinaciones de tomas abiertas, incluso respetando el caudal total del turno, no garantizan que exista presión suficiente, superior a la  $H_{\text{cons}}$ . Por lo tanto, los regantes deberán limitarse a regar según la organización de los turnos que se definió en el momento del diseño. Debido a ello, la rigidez de uso es alta o, dicho con otras palabras, la flexibilidad del sistema ante cambios de turnos, de dotaciones, de cultivos, etcétera, es más reducida que en los diseños a la demanda (Espinosa, Flores, Hernández, & Carrillo, 2016). Por otra parte, en el diseño de la RCRP bajo la modalidad de turnos, existe una fuerte dependencia del resultado, en los términos de costo y flexibilidad de uso, respecto a la asignación de turnos en el proyecto, que de modo tradicional se realiza de forma heurística.

No obstante, las RCRP concebidas para operar en la modalidad por turnos gozan de propiedades de interés, dado que resultan generalmente más económicas, del orden de 15% al 50%, debido a que el diseño implica caudales inferiores a los que se encuentran a la demanda. Además, las redes diseñadas a turnos son más sencillas de

controlar, pues los usos están predeterminados (Alduán & Monserrat, 2009; Monserrat, Alduán, Cots, & Barragán, 2012).

En este sentido, son muy escasas todavía las investigaciones de algoritmos específicos para el diseño óptimo de RCRP a turnos (Farmani, Abadia, & Savic, 2007; García *et al.*, 2011) o para la gestión de las mismas (Jiménez, Martínez, Bou, & Bartolí, 2010; Faci *et al.*, 2015; Fernández, Montesinos, Camacho, & Díaz, 2017). Por último, los análisis de la flexibilidad de las RCRP —entendiendo por flexibilidad la fiabilidad de los diseños resultantes ante cambios de condiciones de explotación— no ha sido previamente contemplada en el caso de sistemas a turnos (Espinosa *et al.*, 2016). El avance del conocimiento en estos frentes permitirá un mejor diseño de RCRP operando a turnos y la identificación de las condiciones en que éstas son más favorables.

A lo largo del tiempo y desde la implementación de los primeros sistemas de riego presurizados, se han desarrollado diferentes técnicas para la optimización del diseño de RCRP. Igualmente, algunos autores han estudiado la fiabilidad, redundancia del sistema o calidad del agua, de forma que se mejore el proceso de riego (Lamaddalena, Khadra, & Tlili, 2012). Entre ellas se encuentran algoritmos de tipo analítico que ofrecen una solución óptima para el diseño de la red a través de un número definido de procesos. Estos algoritmos incluyen técnicas como optimización discontinua de Labye (1966); programación no lineal (PNL), (Theocharis, Tzimopoulos, Yannopoulos, & Sakellariou, 2006);

multiplicadores de Lagrange (método de la serie económica-MSE; Deb, 1974) o programación lineal (PL) (Pérez, Martínez, & Vela, 1993; Kale, Singh, & Mahar, 2008). Todos estos métodos han mostrado su eficacia y bajo tiempo de cálculo al ser aplicados a las redes ramificadas con caudales de diseño preestablecidos.

Por otra parte, se dispone de algoritmos de tipo evolutivo, que forman parte de las técnicas modernas de optimización, dentro de los cuales los de tipo genético (AG) son extensamente usados en el campo de las redes de distribución de agua por su versatilidad (Savic & Walters, 1997) para explorar y seleccionar las soluciones óptimas en el dimensionado y gestión de la red. Se han inspirado en el principio darwiniano de selección natural y reproducción genética (Holland, 1992), y han encontrado también aplicación en el diseño de RCRP (Farmani *et al.*, 2007), y en la gestión de las mismas (Fernández *et al.*, 2017).

García *et al.* (2011) investigan algoritmos de diseño específicos para RCRP a turnos que realizan una extensión recursiva del método de la serie económica para los sistemas a turnos, pero en el que la asignación de turnos a los hidrantes está prefijada. En Farmani *et al.* (2007) se recurre a un AG para obtener el diseño de una RCRP a turnos realizando la asignación tanto de turnos como de diámetros de las conducciones. Al considerarse turnos en los hidrantes y diámetros candidatos en las conducciones variables de decisión del AG, se

aumenta de forma innecesaria la dimensionalidad del AG y, en consecuencia, su complejidad en el tiempo de cálculo.

Para una determinada asignación de turnos, el problema de la definición de diámetros óptimos en el caso de redes ramificadas posee soluciones analíticas. Por ello, la optimización conjunta de turnos y diámetros en RCRP a turnos puede realizarse de manera ventajosa mediante el recurso de AG, limitándolo sólo a la asignación óptima de turnos. Este es un problema al que el AG parece especialmente adaptado, mientras que el dimensionado de la red ramificada puede desarrollarse con más eficacia por un proceso de optimización analítica subordinada, cuyo resultado ha de servir de función objetivo. La integración de diferentes algoritmos de optimización que explotan la mejor adaptación de diversas técnicas a subproblemas específicos es el ámbito en que se enmarca la presente investigación.

En consecuencia, el objetivo central de este trabajo es desarrollar y validar un algoritmo híbrido que combina un algoritmo genético (AG) con un algoritmo de tipo analítico basado en la programación no lineal (PNL). El AG realiza la asignación de turnos óptima a los hidrantes mientras que la PNL minimiza los costos de las conducciones de la red, satisfaciendo los requerimientos de presión con turnos candidatos dados. Además, se introduce un indicador que permite evaluar la flexibilidad de los diseños resultantes para encajar los cambios de turnos que puedan darse durante el servicio de la red. Por último, con apoyo en

dicho indicador de flexibilidad, se propone un criterio complementario de ayuda a la decisión, para seleccionar el tipo de diseño más conveniente en cada caso.

## **Formulación del algoritmo híbrido AG-PNL para diseño óptimo y del indicador la flexibilidad en redes a turnos**

### **Algoritmo y arquitectura del modelo híbrido**

#### **a) Algoritmo genético (AG)**

Los algoritmos genéticos fueron introducidos por primera vez por Holland (1992). La analogía de los AG con la naturaleza radica en la



creación de un conjunto de soluciones que van evolucionando y auto perfeccionándose de forma continua. Así, al conjunto de soluciones evaluadas se le denomina población y cada individuo de esta población representa una solución particular al problema, compuesta por un grupo de valores de cada una de las variables de decisión (genes), que describen dicha solución particular. Un individuo tendrá mayores probabilidades de supervivencia y de reproducción cuanto mayor sea su aptitud o adaptación, es decir, cuanto mejor sea el valor de su función objetivo. Para cada individuo, los genes proporcionan una solución numérica que se relaciona, por un lado, con su probabilidad de supervivencia y, con la probabilidad de reproducirse en la siguiente generación. Los procesos de supervivencia y reproducción se ejecutan a través de unos operadores genéticos que son la reproducción, el cruce y la mutación (Moradi-Jalal & Karney, 2008). La reproducción es la primera etapa, en la cual se determinan las mejores soluciones de cada cadena que perdurarán en el proceso. El operador de cruce permite el intercambio de información entre distintas soluciones, con el fin de mejorar el valor de la función objetivo hasta obtener un resultado óptimo (Savic & Walters, 1997). El número de cadenas que se cruzan entre sí se conoce como probabilidad de cruce ( $P_c$ ). La  $P_c$  será tanto mayor cuanto mayor sea su aptitud, medida a partir del valor de la función objetivo. Por último, el operador de mutación garantiza la diversidad de las soluciones de cada cadena. Su objetivo es acrecentar

las zonas de búsqueda dentro del espacio de soluciones factibles para evitar converger a óptimos locales. Mora-Melia, Iglesias, Martínez y Fuertes-Miquel (2013) sugieren tomar como valor para la probabilidad de mutación ( $P_m$ )  $1/N_{VD}$ , siendo  $N_{VD}$  el número de variables de decisión (en este caso, el número de hidrantes de la red,  $N_h$ ). Los valores de  $P_c$  y  $P_m$  serán considerados para el análisis de sensibilidad del modelo.

Los AG, por su naturaleza estocástica, no garantizan determinar el resultado óptimo global, aunque en numerosas aplicaciones se han obtenido excelentes resultados (Savic & Walters, 1997; Boulos *et al.*, 2001; Reis, Porto, & Chaudhry, 1997). La ventaja de este tipo de algoritmos radica en su generalidad, robustez y aplicabilidad a sistemas con múltiples interdependencias no modelizadas. Por esta razón, su uso es frecuente para resolver problemas complejos de las ciencias de la ingeniería, incluyendo el diseño de sistemas de distribución de agua (Simpson, Dandy, & Murphy, 1994). En esta investigación se utiliza el AG exclusivamente para establecer la asignación de turnos a los hidrantes que suponga el mínimo costo de la red, a diferencia de la aproximación de Farmani *et al.* (2007), quienes también realizan la asignación de diámetros a las conducciones mediante algoritmo genético.

El problema se puede enunciar de la siguiente manera. Se dispone de una red de riego ramificada con  $N_h$  hidrantes de forma que a cada hidrante le corresponde un turno de riego. Cada individuo o solución

está formado por un número de genes igual al número de variables de hidrantes. Es decir, cada gen representa un hidrante y su genoma recoge el valor correspondiente al turno que le ha sido asignado. Por lo tanto, el problema tiene tantas variables de decisión como hidrantes,  $N_{VD} = N_h$ . Cada gen  $X_j^i$  representará el turno asignado al hidrante  $j$  para la solución representada por el individuo  $i$ . Estos genes podrán tomar cualquier valor comprendido entre 1 y el número máximo de turnos ( $N_T$ ). Así, un individuo  $i$  en una población  $P$  se puede representar como un vector:

$$X^i = \{X_1^i, X_2^i, \dots, X_{N_h}^i\} \quad (1)$$

La aptitud de un individuo  $X^i$  se identifica a través del valor que adopta la función objetivo para dicha solución. En este caso, la función objetivo es el costo mínimo de la red correspondiente a la asignación de turnos codificada en el individuo  $X^i$ . En función de estos turnos asignados a cada hidrante se obtienen los caudales circulantes por cada tubería en cada turno. El proceso de dimensionamiento basado en PNL realiza el diseño de la red a mínimo costo correspondiente a dichos caudales. El proceso de dimensionamiento se describe a continuación.

## **b) Programación no lineal (PNL)**

El conjunto de restricciones de un sistema de riego (presión, caudal, pérdida de carga) y su costo, depende de los diámetros de las conducciones mediante relaciones no lineales. Por tanto, la PNL puede ser aplicada para encontrar soluciones óptimas que dependan de los diámetros como variables de decisión. Existen diversos métodos de PNL para resolver problemas en ingeniería (Cortés-Martínez, Treviño-Cansino, Alcorta-García, Sáenz-López, & González-Barrios, 2015), y enfocados a optimizar el diseño de las tuberías, en el sentido de minimizar los costos del sistema satisfaciendo ciertas restricciones. En este caso se seleccionó el método de gradiente reducido generalizado (GRG) debido a su efectividad y precisión (Lasdon, Fox, & Ratner, 1974). El GRG se puede aplicar tanto para funciones lineales como no lineales.

La función objetivo a minimizar mediante PNL en el problema estudiado es el costo total de las tuberías de la red, que depende de los diámetros a asignar a cada tramo, y se describe como sigue:

$$C_T = \sum_{k=1}^{ND} C_D(D_k) \cdot L_k \quad (2)$$

En la Ecuación (2),  $C_T$  es el costo total de tuberías expresado en unidades monetarias;  $C_D(D_k)$  representa el costo unitario por metro lineal para cada diámetro;  $L_k$  es la longitud de la tubería  $k$  expresada en metros, y  $ND$  es el número de tuberías que componen la red.

La configuración de redes que se usa en esta investigación es ramificada, con un solo tipo de material, una sola presión nominal de tubería y una única fuente de alimentación (embalse). Se considera como restricción la presión mínima en cada hidrante por turno, considerando el número de turnos ( $t$ ), la ubicación de la fuente de alimentación y su altura piezométrica establecida. Así, para cada turno  $t$  y cada nudo  $n$ , esta restricción se puede presentar como (Ecuación (3)):

$$\sum_{i \in S_n} hf_{i,n,t} = \sum_{i \in S_n} J_{i,n,t} \cdot L_i \leq \Delta H_n \quad (3)$$

En esta ecuación,  $hf_{i,n,t}$  representa las pérdidas de carga de la tubería  $i$  perteneciente al trayecto  $n$  en el turno  $t$ . Para cada nudo se puede definir un trayecto entre la fuente de alimentación y el propio nudo. Al tratarse de redes ramificadas, este trayecto será único.  $\Delta H_n$  es

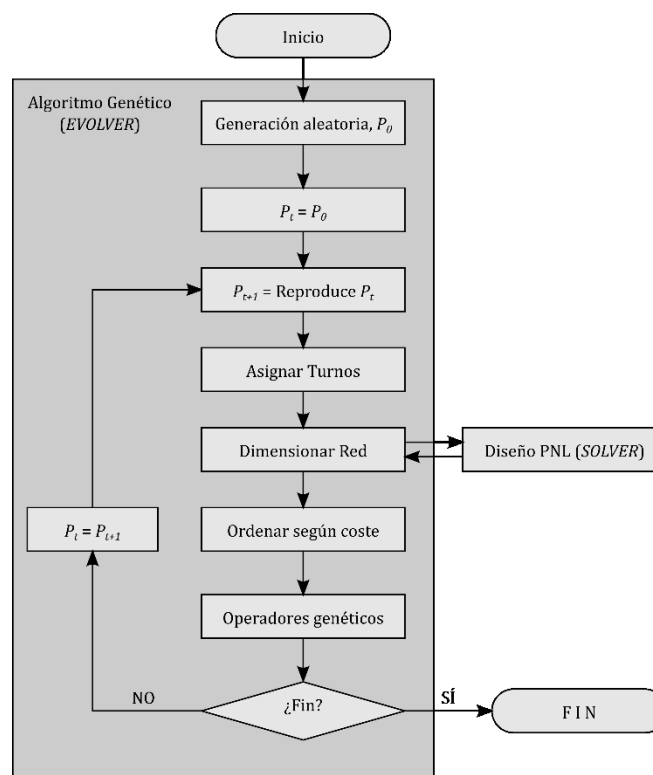
la máxima pérdida de carga admisible a lo largo del trayecto  $n$ , expresada en metros de columna de agua. Por último,  $J_{i,n,t}$  es la pendiente hidráulica del conjunto de la línea  $i$  perteneciente al trayecto  $n$  en el turno  $t$ .  $S_n$  representa el conjunto de líneas que pertenecen al trayecto  $n$ .

El método GRG de PNL usa los diámetros como variables de decisión continuas, cuyos valores óptimos no se corresponden con diámetros comerciales estandarizados. Debido a esto, es necesario realizar un proceso de normalización posterior que modifica cada diámetro teórico óptimo resultante por la PNL al diámetro más próximo disponible en el mercado (diámetros discretos). Finalizado este proceso de normalización, se alcanza el costo de inversión en la instalación.

### **c) Algoritmo híbrido (AG-PNL)**

El algoritmo híbrido (AG-PNL) realiza el diseño de una RCRP ramificada  $n$ , operando con la modalidad a turnos, optimizando de modo simultáneo los turnos asignados a cada hidrante (haciendo uso del AG) y el dimensionado de las tuberías de la red (mediante PNL). El objetivo es

minimizar el costo del sistema, explotando de esta manera las mejores características de cada tipo de algoritmo. En la Figura 1 se muestra el diagrama de flujo del método AG-PNL.



**Figura 1.** Diagrama de flujo de método de optimización AG-PNL.

Mediante el AG se encuentra el turno de pertenencia a cada hidrante que minimiza la función objetivo, que es el costo de tuberías de la red. De esta manera, las variables de decisión son exclusivamente la

asignación de turnos a los hidrantes y se reduce la dimensionalidad del problema en la formulación del AG. En cada paso del AG se hacen evolucionar los turnos tentativos asignados a los hidrantes, utilizando como evaluación de la aptitud de cada individuo el costo de la red para la asignación de turnos candidatos. Este proceso se implantó en el paquete *EVOLVER* (Palisade Corporation, 2010), que permite incorporar procesos de optimización mediante AG a problemas de carácter general convenientemente codificados.

A su vez, el costo de la red para una asignación de turnos candidatos es el resultado de la optimización de conducciones mediante el algoritmo analítico GRG con PNL. La función del algoritmo GRG es calcular la distribución de tubería de diámetros continuos en la red que satisfaga los requisitos de presión y genere un costo mínimo para una cierta asignación de turnos a los hidrantes. El GRG está incorporado en el paquete *SOLVER* (Frontline Systems Inc., 2011), paquete informático para la simulación y optimización de propósito general. En este trabajo se ha realizado una vinculación de ambos algoritmos, que ha permitido comunicar los resultados obtenidos por el *SOLVER* para el diseño de la red como valores de la función objetivo utilizados después por *EVOLVER* para la implementación del AG, tal y como muestra la Figura 1, donde  $P_0$  representa la población inicial y  $P_t$  la población resultante para el proceso en el algoritmo genético.

Determinada la solución final de proceso, con los diámetros en



cada línea se procederá a:

- Normalizar los diámetros teóricos por el criterio del diámetro más próximo.
- Comprobar los valores de presiones resultantes en cada turno en todos los hidrantes de la red con restricción de presión y reajuste del diámetro si es necesario.
- Verificar la velocidad de flujo en todas las conducciones de la red y reajuste si es necesario.
- Computar el costo de cada tubería de la red según el diámetro normalizado finalmente asignado.

## **Indicador de flexibilidad de las RCRP a turnos**

En la construcción del algoritmo híbrido AG-PNL para el diseño de una RCRP se han aplicado dos criterios: a) cumplir con la presión establecida, y b) minimizar los costos de la red con variables de decisión tanto de diámetro de tuberías como la asignación de turnos. En la formulación de la función objetivo no se introducen criterios de fiabilidad o flexibilidad. Sin embargo, en todas las redes a turnos, una vez

dimensionadas, es conveniente evaluar su capacidad para continuar dando adecuado servicio en caso de modificación de los turnos, característica que constituirá su flexibilidad respecto a los cambios de turno. Estas modificaciones se producen con frecuencia en las redes a lo largo de su explotación, y conducen a adoptar diferentes combinaciones de hidrantes asignados a un cierto turno respecto a la asignación inicial asumida en el diseño, respetando al menos el caudal total correspondiente al turno.

En Lamaddalena y Sagardoy (2000), para RCRP a la demanda, se encuentra un antecedente que define indicadores que valoran si el nivel de presión aportado a los hidrantes es suficiente según el número de hidrantes abiertos, con caudales totales por debajo o por encima de las condiciones de diseño. Es posible extender estos conceptos a RCRP diseñadas con operación por turnos, con el fin de evaluar la flexibilidad de las mismas para encajar cambios de turnos.

El cambio de turno es un suceso impredecible con un gran espacio de posibilidades. Por ello, la confección de indicadores debe explorar escenarios que contemplen cualquier reorganización de turnos con la condición de que se mantenga el caudal total demandado en el turno, que se corresponde con un determinado porcentaje global de hidrantes abiertos. Siempre que la red disponga de un número suficiente de hidrantes con dotaciones semejantes; un cambio en la configuración de turnos puede asimilarse a una apertura aleatoria de un porcentaje de

hidrantes igual al que corresponde a cada turno inicial.

Para cada asignación de turnos (aleatoria o determinista), la condición de suficiencia de presión en cada hidrante ( $n$ ) durante un turno ( $t$ ) significa que se satisface la siguiente relación (Lamaddalena & Sagardoy, 2000):

$$H_{n,t} \geq H_{cons_n} \quad (4)$$

Donde  $H_{n,t}$  es la presión en el hidrante  $n$  dentro del turno  $t$  al que pertenece, expresada en metros, y  $H_{cons_n}$  es la altura de presión mínima requerida o de consigna del hidrante  $n$  en metros.

La variable de cumplimiento de presión ( $CP_{n,t}$ ) en el hidrante  $n$  durante el turno  $t$  se define como un valor binario entre 0 y 1, donde el valor 1 indica que se verifica la condición de satisfacción de presión y el valor 0 señala que no llega presión suficiente. Si se genera un número de escenarios distintos  $N_E$  que se asocian con el turno  $t$  en que el hidrante  $n$  participa, y se evalúa  $CP_{n,t}^i$  para cada escenario  $i$  en cada hidrante, el parámetro de fiabilidad en presiones en cada hidrante ( $FP_n$ ) se define como sigue:

$$FP_n = \frac{1}{N_E} \sum_{i=1}^{N_E} CP_{n,t}^i \quad (5)$$

$FP_n$  representa la ratio de número de escenarios o turnos en que la presión fue suficiente respecto al total de posibles turnos ensayados en que el hidrante  $n$  participa. Este parámetro calculado para cada hidrante identifica la vulnerabilidad del hidrante ante cambios en la organización de los turnos, y permite discriminar si existen fallos, esporádicos o frecuentes, en solo unos hidrantes determinados, o en todo el conjunto de ellos.

Si en la red existen  $N_h$  hidrantes en total, el indicador de flexibilidad del sistema frente a cambio de turnos, IFCT, se define como el promedio de la fiabilidad en las presiones de todos los hidrantes.

$$IFCT = \frac{1}{N_h} \sum_{n=1}^{N_h} FP_n \quad (6)$$

El IFCT es un indicador sintético que amortigua las posibles insuficiencias de presión ante cambios de turnos que estén localizados en pocos hidrantes. Si su valor es alto, es decir próximo a 1, se deduce que todos los hidrantes del sistema mantienen presión suficiente ante

cualquier cambio de turno, indicando alta flexibilidad de la RCRP. Si el índice es bajo (valores cerca de 0), la incapacidad de suministrar presión suficiente fuera del turno de diseño es frecuente y afecta a muchos hidrantes de la RCRP (baja flexibilidad).

## **Procedimiento para validación del algoritmo híbrido (AG-PNL) y su aplicación al diseño de RCRP**

Con objeto de verificar la correcta implementación del AG-PNL, investigar las prestaciones que suministra, y evaluar la relación costo *versus* flexibilidad de los sistemas diseñados, se ha desarrollado una metodología sistemática que se resume en los siguientes pasos.

1. Calibración de los parámetros que influyen en la obtención de soluciones del AG.

2. Comparación de los resultados con otros algoritmos de diseño de redes a turnos en un conjunto de cuatro RCRP reales que se constituyen como casos de estudio.
3. Análisis de la flexibilidad de los diseños encontrados.

## **Análisis de sensibilidad, parámetros AG**

Para este estudio se han tomado como tamaños de la población valores entre 50 y 200 individuos para el conjunto de redes seleccionadas. Además, se han fijado como valores de referencia para el operador de cruzamiento una probabilidad de cruce ( $P_c$ ) de 0.5 (Mora, 2012). Por otro lado, Mora-Melia *et al.* (2013) proponen determinar la probabilidad de mutación ( $P_m$ ) en función de la cantidad de variables de decisión del problema. Estos autores proponen tomar la inversa, es decir,  $1/N_h$  y definen el espacio de las soluciones factibles para reducir el tiempo de búsqueda. Valores cercanos a 0.01 indican que el proceso utiliza un espacio grande para generar la solución óptima, valores cerca de 1 limitan la búsqueda. El número de hidrantes es diferente en cada una de las redes de estudio y se utilizará este criterio como valor de referencia.

Así, para ajustar el AG, se han probado valores de población de 50, 100 y 200 individuos; probabilidades de cruce de 0.1 y 0.5, y valores de  $P_m$  entre  $1/N_{VD}$  y 0.9.

## Comparación de resultados con algoritmos alternativos

Para evaluar la efectividad del algoritmo híbrido (AG-PNL), en términos del costo de los diseños producidos, se compararon los costos totales obtenidos en el proceso de diseño óptimo de un conjunto de redes mediante AG-PNL con otros tres métodos de diseño alternativos.

Los tres métodos alternativos empleados utilizan variantes de un algoritmo basado en el uso de multiplicadores de Lagrange, (conocido en la literatura de diseño de redes como serie económica, MSEM). Este método fue mejorado para RCRP a la demanda (González & Aliod, 2003) y después se extendió para RCRP a turnos (García *et al.*, 2011). Tal algoritmo está implementado en el *software GESTAR 2016*. *GESTAR 2016* es un paquete integrado y concebido para el diseño y análisis de RCRP. Es muy usado en el proyecto y la gestión de RCRP, y empleado en la literatura para la comparación de los costos de diseños a turnos y

a la demanda (Alduán & Monserrat, 2009; Monserrat *et al.*, 2012). También se usó uno de los módulos de esta aplicación *GESTAR* para facilitar el cómputo de los índices de  $FP_n$  en los hidrantes necesarios para el cálculo del *IFCT*.

Puesto que el método híbrido AG-PNL obtiene diámetros continuos, que es preciso normalizar al final del proceso, se incorporan en este trabajo ambos resultados. La nomenclatura y descripción de las alternativas de diseño comparadas se enuncian a continuación:

Método 1 (AG-PNL, diámetros continuos): asignación de turnos óptimos mediante AG y diseño de la red mediante PNL, sin ajuste de diámetros.

Método 2 (AG-PNL, diámetros normalizados): método 1 más normalización de los diámetros, mediante asignación automática a diámetros más próximos, y revisión para la verificación de presiones mínimas y velocidades máximas.

Método 3 (MSEM): dimensionado óptimo a turnos, a través de MSEM integrado en la herramienta *GESTAR*, con la asignación de turnos obtenidos con los métodos 1 y 2.

Método 4 (MSEM-tur-aleat): dimensionado óptimo a turnos, mediante MSEM integrado en la herramienta *GESTAR*, con asignación de turnos de modo arbitrario manual (sin optimización).

Método 5: diseño de la red operando a la demanda mediante



MSEM integrado en la herramienta *GESTAR*, con tiempo de riego total igual a la suma de los tiempos de los turnos.

## Casos de estudio

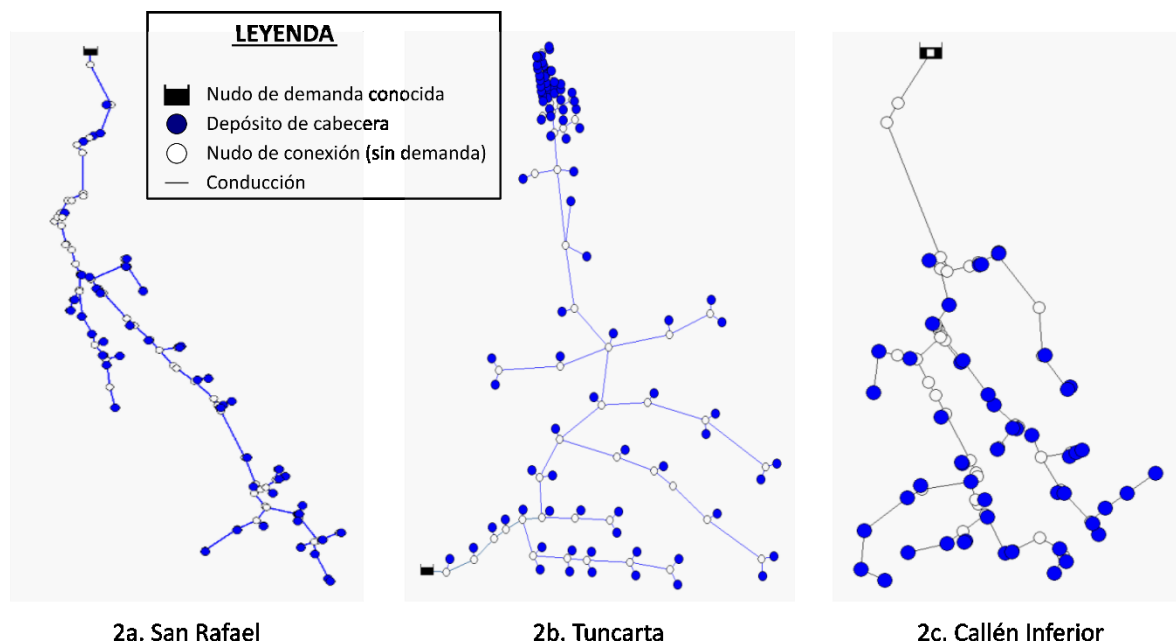
Para el presente estudio se seleccionaron cuatro redes de riego: dos ubicadas en Ecuador (San Rafael y Tuncarta) y dos en España (Callén Inferior y Valcuerna). En la Tabla 1 se muestra el número de hidrantes, la superficie de riego, la cota de superficie de embalse en cabecera, las presiones de consigna, el caudal ficticio continuo y la jornada efectiva de riego de las cuatro redes seleccionadas.

**Tabla 1.** Datos de entrada de las redes estudiadas.

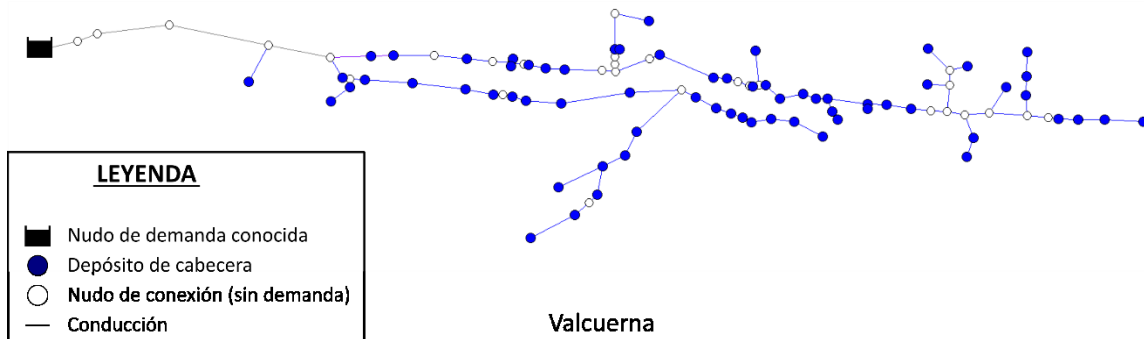
	<b>San Rafael</b>	<b>Tuncarta</b>	<b>Callén Inferior</b>	<b>Valcuerna</b>
Número de hidrantes	48	84	51	67
Superficie de riego (ha)	84.42	93.56	628.30	585.65
Cota embalse superficie libre (mca)	3 093.00	1 540.00	437.50	399.00

Presiones de consigna (mca)	40	40	45-65	40
Caudal ficticio continuo (l/s ha)	0.30	0.35	0.80	0.82
Jornada efectiva de riego (h)	17.49	23.82	23.52	23.62

En la Figura 2 y Figura 3 se muestra la topología de las diferentes redes de estudio. En dichas figuras se ha representado el nodo de cabecera que corresponde al embalse (nodo 0), los nodos de unión en la línea principal de la red y los nodos de demanda (hidrantes), y las conducciones.



**Figura 2.** Topología sistemas de riego: a) "San Rafael"; b) "Tuncarta"; c) "Callén Inferior".



**Figura 3.** Topología de sistema de riego “Valcuerna”.

Un resumen de las características de los turnos para el diseño de las cuatro RCRP bajo estudio se presenta en la Tabla 2, donde se incluye el tiempo de la duración del turno y el caudal en la cabecera para cada turno.

**Tabla 2.** Características principales de las redes de estudio.

Red	Núm. hidr.	Núm. turnos	Turno 1		Turno 2		Turno 3	
			Tiempo riego (h)	Caudal (l/s)	Tiempo riego (h)	Caudal (l/s)	Tiempo riego (h)	Caudal (l/s)
San Rafael	48	3	5.83	31	5.83	35	5.83	38
Tuncarta	84	3	7.94	37	7.94	40	7.94	40
Callén-Inf	51	2	11.76	771	11.76	684		

Valcuerna	67	2	11.81	808	11.81	757		
-----------	----	---	-------	-----	-------	-----	--	--

## Resultados y discusión

### Análisis de sensibilidad y calibración de los parámetros del algoritmo híbrido AG-PNL

Los resultados del costo de los diseños obtenidos por el algoritmo híbrido AG-PNL para cada uno de los casos de estudio considerados se muestran en la Tabla 3, en función de dos conjuntos de parámetros de configuración del AG de acuerdo con lo expuesto en el apartado "Análisis de sensibilidad parámetros AG". En el primer conjunto de parámetros, denominado "P. Unif." (parámetros uniformes) la configuración de los parámetros de probabilidad de cruce ( $P_c$ ), probabilidad de mutación ( $P_m$ ) y tamaño de población es asignada al inicio por defecto y de manera uniforme para todos los casos, con valores de 0.1, 0.9 y 200,

respectivamente. El segundo conjunto, denotado como “P. Calibr.” (parámetros calibrados) corresponde a una combinación de parámetros calibrada para que, en cada caso, conduzca al mínimo costo, reduciendo además los tiempos de cálculo, encontrándose ambas configuraciones en rangos extremos de  $P_m$ . El ordenador utilizado dispone de un procesador Core i7 a 3.40 GHz, con una memoria RAM de 16 Gb. La Tabla 3 incluye el tiempo de ejecución del algoritmo, número de ensayos o ejecuciones, el costo total del diseño de la red directamente obtenido por el AG-PNL con diámetros continuos de tubería (método 1) y el costo total del diseño una vez normalizados los diámetros según el procedimiento descrito en el apartado “Comparación de resultados con algoritmos alternativos” (método 2).

**Tabla 3.** Resultados de calibración de operadores genéticos redes de estudio.

		$P_c$ (%)	$P_m$ (%)	Tamaño población	Tiempo ejec. (h)	Núm. ensayos	Costo diámetros continuos (USD)	Costo diámetros normaliz. (USD)
<b>San Rafael</b>	P. Unif.	0.1	0.900	200	11.20	1154	98 755.75	132 257.19
	P. Calibr.	0.5	0.021	50	0.45	104	88 778.01	137 722.00
<b>Tuncarta</b>	P. Unif.	0.1	0.900	200	14.10	1463	21 114.63	27 387.44
	P. Calibr.	0.5	0.012	50	5.00	2079	20 614.93	27 489.99
<b>Callén-Inf</b>	P. Unif.	0.1	0.900	200	8.45	947	1 717	1 876
							194.71	238.34

	P. Calibr.	0.5	0.020	50	3.17	1001	1 461 169.30	1 747 343.00
<b>Valcuerna</b>	P. Unif.	0.1	0.900	200	9.55	1970	5 718 114.75	7 111 668.49
	P. Calibr.	0.5	0.015	50	4.42	2735	5 416 379.63	6 981 602.00

Como se puede observar, las diferencias en el costo de los diseños con diámetros normalizados para los casos de estudio, usando valores de operadores de cruce y mutación iniciales uniformes, o parámetros calibrados para cada caso, que suponen incluso valores extremos, es reducida. Sin embargo, el tiempo de cálculo sí se reduce de forma notable cuando los parámetros son calibrados debido al tamaño de población asociado (Tabla 3). En función de lo anterior, para los análisis y comparativas subsiguientes se adoptarán los resultados encontrados con parámetros uniformes, no calibrados *ad hoc* para cada caso, dado que representan la condición más desfavorable. Estos resultados demuestran la robustez y consistencia del algoritmo híbrido AG-PNL, presentado para encontrar soluciones viables al ser aplicado a casos de estudio de características diversificadas, incluso con parámetros  $P_c$  y  $P_m$  muy diversos, sin necesitar forzar la introducción *ad hoc* de perturbaciones en el proceso de mutación, como sucede en Farmani *et al.* (2007) por la alta dimensionalidad de las variables decisión que

supone tratar en el mismo AG tanto la asignación de turnos como de diámetros.

## **Comparación de costos y flexibilidad de los diseños del algoritmo híbrido AG-PNL y métodos de diseño alternativos**

Los resultados en términos de costo de las tuberías de las redes de los diseños óptimos de los casos de estudio para todos los métodos de diseño descritos en el apartado “Comparación de resultados con algoritmos alternativos” se presentan en la Tabla 4. También se incluye el valor del IFCT de las redes diseñadas con cada uno de dichos métodos.

**Tabla 4.** Valores de costos y IFCT para las redes de los casos de estudio en función del método de diseño.

Caso de estudio		Mét. 1	Mét. 2	Mét. 3	Mét. 4	Mét. 5
San Rafael	Costo US\$	98 755	132 257	132 976	146 556	195 698

	<b>IFCT</b>	0.80	0.90	0.82	0.77	0.91
<b>Tuncarta</b>	<b>Costo US\$</b>	21 114	27 387	27 191	28 274	34 012
	<b>IFCT</b>	0.77	1	0.88	0.86	0.99
<b>Callén Inf</b>	<b>Costo US\$</b>	1 717 194	1 876 238	1 900 494	1 925 878	2 461 679
	<b>IFCT</b>	0.88	0.81	0.81	0.80	0.99
<b>Valcuerna</b>	<b>Costo US\$</b>	5 718 114	7 111 668	6 885 207	8 370 887	6 883 102
	<b>IFCT</b>	0.91	0.94	0.93	0.92	0.97

Se observa en la Tabla 4, que aún sin considerar el método 1 —resultado directo de aplicar el AG-PNL previo a la normalización de los diámetros— dicho algoritmo con normalización posterior (método 2) obtiene siempre menor costo que el procedimiento de diseño a turnos optimizado mediante algoritmos analíticos tradicionales, tipo serie económica, con turnos asignados de forma heurística (método 4). Al comparar los resultados del costo de las redes mediante el método 2, con el método 3, en que se ha introducido la asignación de turnos resultante mediante AG-PNL (métodos 1 y 2) se encuentran valores semejantes. Esto sugiere la determinante influencia de la asignación de turnos en la reducción de los costos en las redes diseñadas operando a turnos, siendo aparentemente esta capacidad del AG-PNL más relevante que el algoritmo en sí empleado en el dimensionado de las conducciones.

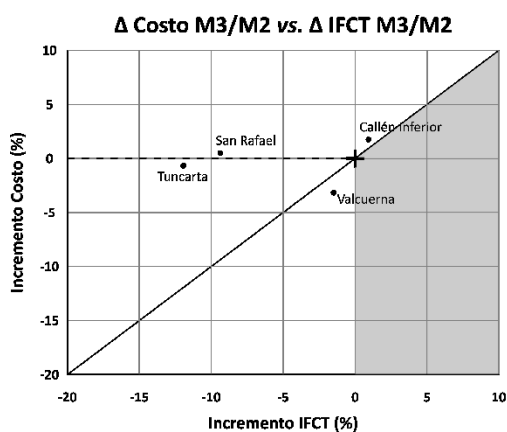


Una vez comprobada la eficacia del algoritmo híbrido AG-PNL para generar diseños en las redes a turnos más económicos que los encontrados por métodos alternativos tradicionales, se puede analizar la flexibilidad alcanzada en los diseños con el AG-PNL (método 2) respecto a los métodos alternativos de diseño presentados en este estudio. En la Tabla 5 se muestran las variaciones porcentuales de los costos de tuberías y del IFCT de los métodos 3, 4 y 5 (M3, M4 y M5, respectivamente, en dicha tabla) con respecto al método 2, que se toma como referencia en todas las variantes. Los porcentajes de incrementos de costo positivos ( $\Delta$  Costo%) y de incrementos de IFCT negativos ( $\Delta$  IFCT %) implican mayor precio y menor flexibilidad, respectivamente, de la alternativa indicada respecto a los resultados del AG-PN (M2).

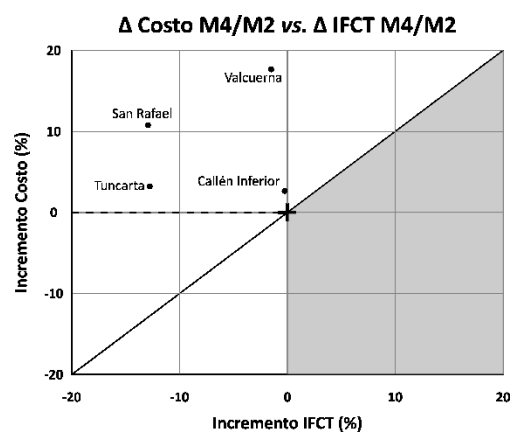
**Tabla 5.** Variaciones relativas de costos y de IFCT para los casos de estudio.

CASO	(M3-M2)/M2 %		(M4-M2)/M2 %		(M5-M2)/M2 %	
	$\Delta$ IFCT (%)	$\Delta$ costo (%)	$\Delta$ IFCT (%)	$\Delta$ costo (%)	$\Delta$ IFCT (%)	$\Delta$ costo (%)
<b>San Rafael</b>	-8.97	0.54	-13.94	10.81	1.42	47.97
<b>Tuncarta</b>	-11.97	-0.72	-13.71	3.24	-0.41	24.19
<b>Callen Inferior</b>	0.93	1.29	-0.35	2.65	22.66	31.20
<b>Valcuerna</b>	-1.48	-3.18	-2.01	17.71	3.33	-3.21

En la Figura 4 (a, b) se correlacionan los incrementos porcentuales (con su signo) de costo ( $\Delta$  costo%) *versus* el incremento respectivo del IFCT ( $\Delta$  IFCT %) para los métodos 3 y 4.



**Figura 4a. Comparativa M3/M2**



**Figura 4b. Comparativa M4/M2**

**Figura 4.** a) Variación relativa de costo *versus* variación relativa de IFCT M3/M2 para casos de estudio; b) variación relativa de costo *versus* variación relativa de IFCT M4/M2 para casos de estudio.

De la comparación entre el método 3 (que ha requerido de información de los turnos óptimos obtenidos del método 2) y el método 2, se observa en la Tabla 5 (columna primera) y Figura 4a, que en los diseños de RCRP a turnos con el método 3, los costos son semejantes al método 2, pero éste genera diseños más flexibles. Con el método 3, la flexibilidad de las redes disminuye en un promedio total de -5.37%,

excepto para la red Callén Inferior, donde la flexibilidad aumentó de modo ligero (0.92%).

El método 4 no sólo genera diseños más costosos sino menos flexibles que el método 2 (ver Tabla 5, segunda columna, y Figura 4b). Se observa una tendencia de incremento de los costos totales de las redes (promedio: 8.6%) y una reducción de la flexibilidad (promedio: -7.50%). La razón es la falta de optimización de los turnos que suponen el método 4, lo que de nuevo subraya la gran importancia de la asignación de turnos en la concepción del diseño.

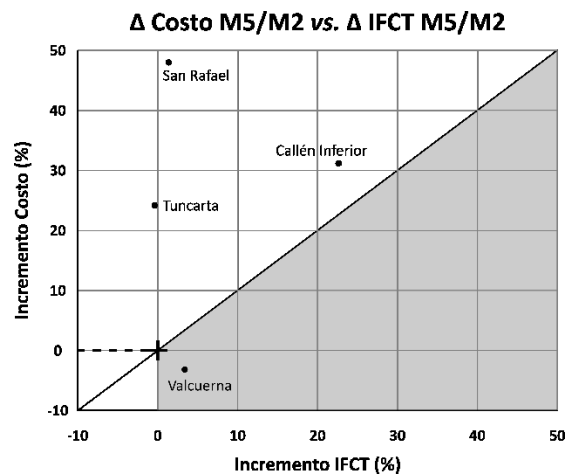
Todo ello indica que el algoritmo AG-PNL no sólo genera diseños con resultados más económicos que los procedimientos alternativos de diseño a turnos barajados, sino que éstos son además más flexibles frente a los cambios de turnos sobrevenidos.

## **Diseños a turnos vs. diseños a la demanda**

Como resultado colateral, a la luz de los análisis precedentes, se ha inferido un criterio para ayudar a la toma racional de decisiones a la hora de establecer la conveniencia de un diseño a turnos o ante la

demanda de una nueva RCRP. Este criterio consiste en relacionar los costos y flexibilidad del diseño a turnos (método 2) con el del diseño a la demanda (método 5).

Con los datos de la Tabla 5 (tercera columna), se confecciona la Figura 5. En el eje de las abscisas se representa el porcentaje del incremento del IFCT del diseño a la demanda (método 5) en relación con el diseño a turnos (método 2). El eje de las ordenadas indica el porcentaje de incremento de costo del diseño a la demanda (método 5) en cuanto al diseño a turnos (método 2). La línea diagonal marcada indica la región donde el incremento de costos crece de forma semejante al aumento de flexibilidad.



**Figura 5.** Variaciones relativas de costo *versus* variaciones relativas de IFCT al pasar a un diseño a la demanda (M5) desde un diseño a turnos (M2) para los casos de estudio.

Cuando los incrementos de costo frente al incremento de la flexibilidad (IFCT) se localicen netamente por encima de dicha línea, el diseño a turnos será el más indicado, pues los incrementos de costo del diseño a la demanda respecto al diseño a turnos superarán a los aumentos de flexibilidad correspondientes. Los casos que se sitúen próximos a dicha línea o netamente por debajo (zona sombreada de la Figura 5) apuntarían a una preferencia de un diseño a la demanda. Estas condiciones se pueden formalizar afirmando que el diseño a la demanda será recomendable si:

$$\frac{\Delta C (\%)}{\Delta IFCT (\%)} \leq 1 \quad (7)$$

En caso contrario, será más aconsejable realizar un diseño a turnos. Este criterio no puede tomarse de forma absoluta sino indicativa, y debe complementarse con otros parámetros importantes en la toma de decisiones, como se expone en Espinosa *et al.* (2016).

Al aplicar este criterio a los cuatro casos de estudio, se evidencia que en las redes Tuncarta y San Rafael el costo se incrementa de forma notable (en promedio 36%) sin mejorar la flexibilidad y en la Figura 5 se sitúan netamente muy por encima de la zona sombreada. Para estas

redes se aconsejaría realizar el diseño con la modalidad a turnos. Para la red de Callén Inferior, el IFCP y el costo aumentaron 20 y 30%, respectivamente, situándose en el umbral de la conveniencia del diseño a la demanda. Por lo tanto, en tales redes podría ser aconsejable un diseño de la red operando a la demanda para obtener mejores ventajas en explotación del sistema, considerando los recursos disponibles. Para el caso Valcuerna, el diseño a la demanda resultó de menor costo que el diseño a turnos. Esto se debe a que los tiempos de apertura de los hidrantes son muy distintos y, en consecuencia, los caudales de diseño a la demanda resultan menores que los de diseño a turnos. Por este motivo, la mejor opción será realizar el diseño a la demanda, a no ser que se redefiniera tanto el número de turnos como la duración de los mismos, y se procediera a modificar las dotaciones para homogeneizar los tiempos de apertura de los hidrantes. Se observa una elevada variabilidad de las diferencias de costos entre diseños a la demanda y a turnos según la red de cada caso de estudio, con unos ahorros en el diseño a turnos respecto a la demanda situados entre 19 y 32%. Tales variaciones están en línea con lo observado en otras investigaciones centradas en establecer comparativas entre diseños a la demanda y a turnos. En la red estudiada en Espinosa *et al.* (2016), el ahorro del sistema a turnos respecto a la demanda es de 22%. En la red analizada por Alduán y Monserrat (2009), dicho ahorro es de 15% y en los tres casos encontrados en Monserrat *et al.* (2012) se encuentra en un rango

de 5 a 9%. El que en esta investigación se hayan encontrado ahorros generalmente mayores se interpreta que se debe al hecho de haber optimizado la asignación de turnos, como sucede también en el caso presentado en Farmani *et al.* (2007), en el cual el ahorro ascendía hasta 55%.

## Conclusiones

Se ha presentado un algoritmo híbrido (AG-PNL) que ha demostrado ser robusto y eficaz para obtener diseños de RCRP de mínimo costo, en donde las variables de decisión que se optimizan de modo simultáneo son la asignación de turnos a los hidrantes y la variable de diámetro a cada tramo de tubería. La calibración de los parámetros que controlan la evolución del AG involucrado ha concluido que el tiempo de cálculo requerido es sensible a los mismos, pero no lo son tanto los costos mínimos encontrados. El algoritmo y sus prestaciones se han validado mediante la aplicación a cuatro casos de estudio reales. Los resultados se han comparado con procedimientos de diseño óptimo alternativos de

RCRP, basados en algoritmos del tipo serie económica, que se ejecutan en tiempos muy reducidos, encontrándose que el algoritmo híbrido AG-PNL, si bien requiere de mucho mayor tiempo de cálculo, genera diseños de menor costo, y que dicha economía se debe en gran parte a la optimización de turnos que provee.

Se ha introducido además un parámetro indicador de la flexibilidad de una RCRP respecto a los cambios de turnos, IFCT, que se ha utilizado para evaluar la capacidad de adaptación de los diseños encontrados ante cambios posteriores de la configuración de turnos. Se concluye que el algoritmo híbrido AG-PNL no sólo produce diseños más económicos, sino que además éstos son más flexibles que los métodos alternativos de diseño a turnos con los que se ha comparado.

Por último, la correlación de las variaciones del indicador IFCT con las variaciones del valor del costo de la red, al pasar de un diseño a turnos a un diseño a la demanda, ha permitido formular un criterio racional complementario para ayudar a la decisión sobre el tipo de diseño más conveniente de una RCRP a la demanda o turnos.

### **Agradecimientos**

Agradecemos a la Universidad Técnica Particular de Loja por el auspicio brindado para el desarrollo de la presente investigación; al Dr. Andreas Fries y al Ing. José María Ciria por su colaboración.



## Referencias

- Alduán, A., & Monserrat, J. (2009). Estudio comparativo entre la organización a la demanda o por turnos en redes de riego a presión. *Ingeniería del Agua*, 16(3), 235-244. Recuperado de <https://polipapers.upv.es/index.php/IA/article/view/2951/2954>
- Boulos, P. F., Wu, Z., Orr, C. H., Moore, M., Hsiung, P., & Thomas, D. (2001). Optimal pump operation of water distribution systems using genetic algorithms. *Distribution System Symposium. American Water Works Association (AWWA)*. Denver, Co., USA. Recuperado de <https://www.semanticscholar.org/paper/Optimal-Pump-Operation-of-Water-Distribution-Using-Boulos-Wu/30bd0b8898b9c7eede6581df60fe8aaf2964d0f7>
- Clément, R. (1966). Calcul des débits dans les réseaux d'irrigation fonctionnant à la demande. *La Houille Blanche*, (5), 553-576, DOI: 10.1051/lhb/1966034.
- Cortés-Martínez, F., Treviño-Cansino, A., Alcorta-García, M. A., Sáenz-López, A., & González-Barrios, J. L. (2015). Optimización en el diseño de lagunas de estabilización con programación no lineal. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(2), 85-100. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v6n2/v6n2a6.pdf>

- Espinosa, E., Flores, M., Hernández, R.A., & Carrillo, F. (2016). Análisis técnico y económico del diseño de un sistema de riego a hidrante parcelario utilizando el método por turnos y la técnica de Clement. *Terra Latinoamericana*, 34(4), 431-440. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v34n4/2395-8030-tl-34-04-00431.pdf>
- Deb, A. K. (1974). Least cost design of branched pipe network system. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 100(4), 821-835. Recuperado de <http://cedb.asce.org/CEDBsearch/record.jsp?dockkey=0021690>
- Faci, E., García, S., Aliod, R., Paño, J., Seral, P., & García, A. (octubre, 2015). Algoritmos y herramientas para la aplicación de estrategias de reducción de costes energéticos en sistemas de riego a presión. J. En: Roldán-Cañas, J. (presidencia). *La precipitación y los procesos erosivos. Simposio llevado a cabo en las IV Jornadas de Ingeniería del Agua*. Organiza: Fundación para el Fomento de la Ingeniería del Agua, Córdoba, España, 21-22 de octubre de 2015. Recuperado de <http://www.uco.es/jia2015/ponencias/b/b022.pdf>
- Farmani, R., Abadia, R., & Savic, D. (2007). Optimum design and management of pressurized branched irrigation networks. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133(6), 528-537, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133:6(528)

- Fernández, I., Montesinos, P., Camacho, E., & Rodríguez, J. A. (2017). Optimal design of pressurized irrigation networks to minimize the operational cost under different management scenarios. *Water Resources Management*, 31(6), 1995-2010, DOI: 10.1007/s11269-017-1629-2
- Frontline Systems Inc. (2011). *Frontline Solvers User Guide for Use with Excel 2003-2010 (Versión 11.5)*. Recuperado de [https://www.solver.com/files/\\_document/FrontlineSolvers\\_UserGuideV11.pdf](https://www.solver.com/files/_document/FrontlineSolvers_UserGuideV11.pdf)
- García, S., Ruiz, R., Aliod, R., Paño, J., Seral, P., & Faci, E. (junio, 2011). Nuevas herramientas implementadas en GESTAR 2010 para el dimensionado de tuberías principales en redes de distribución en parcela y redes de distribución general a turnos. En: Berbel-Vecino, J. (presidencia). *Hacia un regadío eficiente y rentable. Simposio llevado a cabo en el XXIX Congreso Nacional de Riegos*. Organiza: Agencia Española de Riegos y Drenajes Córdoba, España, 7-9 de junio de 2011. Recuperado de <http://www.aeryd.es/escaparate/gmms/aeryd/buscadortrabajos?accion=ver&id=7355>
- González, C., & Aliod, R. (mayo, 2003). Mejoras en el método de la serie económica para el dimensionado de redes ramificadas. En: Vélez-Sánchez, A. (presidencia). *Ingeniería del riego. Simposio llevado a cabo en el XXI Congreso Nacional de Riegos*. Organiza: Agencia

Española de Riegos y Drenajes Mérida, España, 6-8 de mayo de 2003. Recuperado de

<http://www.aeryd.es/escaparate/gmms/aeryd/buscadortrabajos?accion=ver&id=6715>

Holland, J. H. (1992). Genetic Algorithms. *Scientific American*, 267(1), 66-72, DOI: 10.1038/scientificamerican0792-66

Jiménez, M. A., Martínez, F., Bou, V., & Bartolí, H. J. (2010). Methodology for grouping intakes of pressurized irrigation networks into sectors to minimize energy consumption. *Biosystems Engineering*, 105(4), 429-438, DOI: 10.1016/j.biosystemseng.2009.12.014

Kale, R. V., Singh, R. P., & Mahar, P. S. (2008). Optimal design of pressurized irrigation subunit. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 134(2), 137-146, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2008)134:2(137)

Labye, Y. (1966). Etude des procedes de calcul ayant pour but de rendre minimal le cout d'un reseau de distribution d'eau sous pression. *La Houille Blanche*, (5), 577-583, DOI: 10.1051/lhb/1966035

Lamaddalena, N., Khadra, R., & Tlili, Y. (2012). Reliability-based pipe size computation of on-demand irrigation systems. *Water Resources Management*, 26(2), 307-328. DOI: 10.1007/s11269-011-9919-6

- Lamaddalena, N., & Sagardoy, J. (2000). *Performance analysis of on-demand pressurized irrigation systems*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=TWFiibeFFUC&oi=fnd&pg=PA1&ots=8Ck9thVE8i&sig=fsV4wuAIAAXMNtdI\\_jcbos-ALSc#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=TWFiibeFFUC&oi=fnd&pg=PA1&ots=8Ck9thVE8i&sig=fsV4wuAIAAXMNtdI_jcbos-ALSc#v=onepage&q&f=false)
- Lasdon, L. S., Fox, R. L., & Ratner, M. W. (1974). Nonlinear optimization using the generalized reduced gradient method. *Revue Française d'Automatique, Informatique, Recherche Opérationnelle*, 3, 73-103. Recuperado de [http://www.numdam.org/item?id=RO\\_1974\\_\\_8\\_3\\_73\\_0](http://www.numdam.org/item?id=RO_1974__8_3_73_0)
- Monserrat, J., Alduán, A., Cots, L., & Barragán, J. (septiembre, 2012). ¿Turnos o demanda? En el proyecto de redes de distribución de riego a presión. *XV Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Organiza: IAHR Latin-American Division, San José, Costa Rica, 9-12 de septiembre de 2012. Recuperado de <https://repositori.udl.cat/bitstream/handle/10459.1/45935/Comparaci%F3n?sequence=1>
- Mora, D. (2012). *Diseño de redes de distribución de agua mediante algoritmos evolutivos. Análisis de eficiencia* (tesis doctoral). Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10251/16803>

- Mora-Melia, D., Iglesias, P. L., Martínez, F. J., & Fuertes-Miquel, V. S. (2013). Design of water distribution networks using a pseudo-genetic algorithm and sensitivity of genetic operators. *Water Resources Management*, 27(12), 4149-4162, DOI: 10.1007/s11269-013-0400-6
- Moradi-Jalal, M., & Karney, B. W. (2008). Optimal design and operation of irrigation pumping stations using mathematical programming and Genetic Algorithm (GA). *Journal of Hydraulic Research*, 46(2), 237-246, DOI: 10.1080/00221686.2008.9521858
- Palisade Corporation. (2010). *Guía para el uso de Evolver. Solver de algoritmo genético para Microsoft Excel (Versión 5.7)*. Recuperado de [http://www.palisade.com/downloads/manuals/ES/Evolver5\\_es.pdf](http://www.palisade.com/downloads/manuals/ES/Evolver5_es.pdf)
- Pérez, R., Martínez, F., & Vela, A. (1993). Improved design of branched networks bely using pressure-reducing valves. *Journal of Hydraulic Engineering*, 119(2), 164-180, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1993)119:2(164)
- Planells, P., Ortega, J. F., Valiente, M., Montero, J., & Tarjuelo, J. M. (1999). Criterios para el diseño de redes colectivas de riego. *Ingeniería del Agua*, 6(1), 27-36, DOI: 10.4995/ia.1999.2773
- Reis, L. F. R., Porto, R. M., & Chaudhry, F. H. (1997). Optimal location of control valves in pipe networks by genetic algorithm. *Journal of*

*Water Resources Planning and Management*, 123(6), 317-326,  
DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1997)123:6(317)

Salazar-Moreno, R., Rojano-Aguilar, A., & López-Cruz, I. L. (2014). La eficiencia en el uso del agua en la agricultura controlada. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(2), 177-183. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v5n2/v5n2a12.pdf>

Savic, A., & Walters, A. (1997). Genetic algorithms for least-cost design of water distribution networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 123(2), 67-77, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1997)123:2(67)

Simpson, A. R., Dandy, G. C., & Murphy, L. J. (1994). Genetic algorithms compared to other techniques for pipe optimization. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 120(4), 423-443, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1994)120:4(423)

Theocharis, E., Tzimopoulos, D., Yannopoulos, I., & Sakellariou, M. (2006). Design of optimal irrigation networks. *Irrigation and Drainage*, 55, 21-32, DOI: 10.1002/ird.214

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-08

Articles

**Assessment of superabsorbent polymer effect on water use efficiency of plant under water deficit conditions**

**Evaluación del efecto del polímero súper absorbente en la eficiencia del uso del agua de la planta en condiciones de déficit de agua**

Naser Zinivand<sup>1</sup>

Davoud Khodadadi-Dehkordi<sup>2</sup>

Heidar Ali Kashkuli<sup>3</sup>

Ali Asareh<sup>4</sup>

Aslan Egdernezhad<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Department of Water Engineering and Sciences, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, naser.z0270@gmail.com

<sup>2</sup>Department of Water Engineering and Sciences, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, davood\_kh70@yahoo.com,

<https://orcid.org/0000-0003-2431-7240>

<sup>3</sup>Department of Water Engineering and Sciences, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, kashkuliha@gmail.com



4Department of Water Engineering and Sciences, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, ali\_assareh\_2003@yahoo.com

5Department of Water Engineering and Sciences, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, a\_eigder@ymail.com

Corresponding author: Davoud Khodadadi-Dehkordi,  
davood\_kh70@yahoo.com

## Abstract

Deficit irrigation is an optimum technique for producing products under drought stress conditions. The superabsorbent hydrogel is a hydrophilic polymer with cross-linked 3-D hydrophilic nets that can absorb and retain effective amounts of water and aquatic liquids. The objective of this study was to assess the superabsorbent polymer effect on water use efficiency (WUE) and grain yield of *Vigna unguiculata* L. under drought stress conditions. The experimental treatments included: Treatment  $I_1S_0$ , including 100% *ETc* demand as irrigation amount and with 0.0 g SAP ( $I_1$ :100%;  $S_0$ : without SAP); treatment  $I_2S_1$ , including 75% *ETc* demand as irrigation amount and with 7.0 g Super-AB-A300 polymer for plant ( $I_2$ : 75%;  $S_1$ : 7 g SAP); treatment  $I_3S_2$ , including 55% *ETc* demand as irrigation amount and with 14.0 g Super-AB-A300 polymer for plant ( $I_3$ : 55%;  $S_2$ : 14 g SAP). A drip irrigation system performed irrigation. According to the results, the soil treated with superabsorbent polymer, in mild deficit irrigation treatment ( $I_2S_1$ ), made

it possible to obtain the same grain yield as the complete irrigation treatment ( $I_1S_0$ ) and there was no significant difference between them. Besides, IWUE was conversely depended on the entire water requirement all along the growing cycle, and for higher IWUE, the water would be decreased under the irrigation demand for the maximum grain yield. Thus, the mix of mild deficit irrigation and superabsorbent polymer ( $I_2S_1$ ), that leads to increase the plant water productivity (AWP), was an acceptable policy to optimize cowpea grain yield and water utilization.

**Keywords:** Deficit irrigation, grain yield, soil water content.

## Resumen

El riego deficitario es una técnica óptima para producir productos en condiciones de estrés por sequía. El hidrogel súper absorbente es un polímero hidrofílico con redes hidrófilas tridimensionales reticuladas que es capaz de absorber y retener cantidades efectivas de agua y líquidos acuáticos. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto del polímero súper absorbente sobre la eficiencia del uso del agua (WUE) y el rendimiento de grano de *Vigna unguiculata* L. en condiciones de estrés por sequía. Los tratamientos experimentales incluyeron: tratamiento  $I_1S_0$ , integrada la demanda de 100% de  $ET_c$  como cantidad de riego y con 0.0 g de SAP ( $I_1$ : 100%;  $S_0$ : sin SAP); tratamiento  $I_2S_1$ , que contiene una demanda de 75% de  $ET_c$  como cantidad de riego y con 7.0 g de polímero súper-AB-A300 para planta ( $I_2$ : 75%;  $S_1$ : 7 g SAP); el tratamiento  $I_3S_2$ , que incluye una demanda de 55% de  $ET_c$  como

*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(1), 315-341. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-08

cantidad de riego y con 14.0 g de polímero súper-AB-A300 para planta ( $I_3$ : 55%;  $S_2$ : 14 g SAP). El riego se realizó mediante un sistema de riego por goteo. De acuerdo con los resultados, el suelo tratado con polímero súper absorbente —en tratamiento de riego con déficit leve ( $I_2S_1$ )— hizo posible obtener el mismo rendimiento de grano que el tratamiento de riego completo ( $I_1S_0$ ) y no hubo diferencias significativas entre ellos. Además, a la inversa, IWUE dependía de todo el requerimiento de agua a lo largo del ciclo de crecimiento, y para un IWUE más alto, el agua se reduciría bajo la demanda de riego para el rendimiento máximo de grano. Por lo tanto, la combinación de riego con déficit moderado y polímero súper absorbente ( $I_2S_1$ ), que lleva a aumentar la productividad del agua de la planta (AWP), fue una política aceptable para optimizar el rendimiento del grano de caupí y la utilización del agua.

**Palabras clave:** riego deficitario, rendimiento de grano, contenido de agua en el suelo.

### Abbreviations

AIW: Applied irrigation water; AWP: Agricultural water productivity; DI: Deficit irrigation;  $ET_c$ : Crop evapotranspiration;  $ET_0$ : Reference crop evapotranspiration;  $E_a$ : Application efficiency; FC: Field capacity; GY: Grain yield; IW: Irrigation water;  $K_c$ : Crop coefficient; LAI: Leaf area index; RAW: Readily available water; SAP: Superabsorbent polymer;

SWD: Soil water deficiency; SWC: Soil water content; SW: Soil water;  
IWUE: Irrigation water use efficiency.

Received: 06/03/2019

Accepted: 11/04/2019

## Introduction

Water deficit is known as the most important limiting factor in agricultural products especially in the arid and semi-arid regions. Agriculture has been negatively influenced by low obtainable water because of climate change, making water stress conditions for crucial economic plants like legumes (Khodadadi-Dehkordi, 2016). As Iran is the major region consisting of the arid and semi-arid areas with limited water resources, in case the minimum plant water use is not maintained, the plant would experience drought stress and the products would suffer irreparable losses (Lafitte, 2002). Iran is extremely exposed to the negative influences of climate change. One way for optimal use of the water resources and their preservation is the use of superabsorbent polymers (SAPs) which not only provide conditions for

improved products quality but also results in increased water consumption efficiency in the arid and semi-arid areas (Fazeli-Rostampour, Theghat-al-Islami, & Mousavi, 2011). SAPs could absorb and store water up to several times of their own weight. Due to the drying up of the environment, the water retained in the superabsorbent is gradually discharged and thus the soil would remain moist for a long time without needing further irrigation. This property has great importance in confronting water shortage and reducing the harmful effects of drought stress in plantations (Haghighi, Mozafarian, & Afifi-Pour, 2014; Wu, Liu, & Liang, 2008). Superabsorbent polymers cause water retention in the soil and reduce the number of irrigation frequency up to 50% (Nazarli, Zardashti, Darvishzadeh, & Najafi, 2010). The scientific name for cowpea is *Vigna unguiculata* L. which belongs to the *Fabaceae* plant family. It is an annual plant in the family of beans which in addition to its effect on the soil fertility, its remains could be well stored in silos. It is also a good source of protein. Cowpea is a valuable plant rich in protein, carbohydrate, fat, minerals and vitamins. It could be used both for human and animals consumption it is also used in the Pharmaceutical Industry (Shukla & Dixit, 1996). This plant is one of the most popular productions in Khuzestan province, Iran and cultivated by farmers mostly. Amiri-Deh-Ahmadi, Parsa, Nezami and Ganjeali (2010), in a research concluded that the water stress at the flowering stage of the chickpea plant reduced the grain yield (GY), relative growth rate, plant growth rate, pure photosynthesis rate and increased the leaf area. Allahyari, Golchin and Vaezi (2013) reported that the superabsorbent polymers had a significant effect on the increase of the biologic yield,

number of pods in chickpea plant and the 100 grains weight concerning the control treatment. Rajabi, Sajedi and Roshandel (2012) reported that the effects of Salicylic Acid and superabsorbent and their reciprocal effects on the number of pods in the plant, the 1 000 grains weight, the GY and the biologic yield of the chickpea plant are significant. Abhari, Azizi and Hareth-Abadi (2017) through investigating the effect of superabsorbent on the yield and the yield components of the chickpea plant in the drought stress conditions, reported that the use of superabsorbent to achieve a desirable economic performance is the best possible way. Timouri, Shiroui and Mohamadi-Babazeidi (2013) through investigating the effects of drought stress and the superabsorbent on the physiologic properties of the dry bean plant reported that the drought stress and superabsorbent both influenced the bean physiologic properties. So that they reported the highest rates of leaf area and the relative water content values belonged to the application of superabsorbent. Also, the use of superabsorbent polymers caused increased biologic yield, number of pods in plant and the 100 grains weight with respect to the control treatment. Abbaslou, Kazemeini, Edalat and Dadkhodai (2014) reported that drought stress had a significant effect on the reduction of leaf area index (LAI), photosynthesis rate, stomatal conduction and total chlorophyll of a chickpea plant. In arid and semi-arid regions, usually identified by increased evapotranspiration rate, extensive soil salinity and restricted water supply, water use efficiency (WUE) needs to be increased (Lo Bianco, Talluto, & Farina, 2012). This condition needs that the more accurate control levels of irrigation water (IW) be examined which could

store more water without losing productions (Ro, 2001). Therefore, it is crucial to apply deficit irrigation (DI) for achieving a better ratio of IW amount to optimum yield. In previous studies the irrigation method was based on surface irrigation; however, few have assessed the effects of superabsorbent polymer and DI in drip irrigation system. The objective of this study was to evaluate the superabsorbent polymer effect on WUE and grain yield of *Vigna unguiculata* L. under drought stress conditions.

## Materials and methods

### Experimental details

The experimental farm was conducted (31°48'30''N and 48°46'15''E, and elevation of 11 m) in Hamidiyeh, Khuzestan province, Iran. Hamidiyeh has a hot and relatively arid climate and has a hot summer and a Mediterranean winter. The average annual precipitation is about 210 ml and the average temperature is about 5 Celsius degrees in the winter and over 50 Celsius degrees in the summer. Table 1 shows the

chemical properties of the IW and Table 2 shows the physical and chemical properties of the tested soil.

**Table 1.** The chemical properties of the IW.

EC (dS.m <sup>-1</sup> )	Na (meq.l <sup>-1</sup> )	Ca (meq.l <sup>-1</sup> )	Mg (meq.l <sup>-1</sup> )	SAR
1.1	5.5	4.4	2.5	2.96

**Table 2.** The physical and chemical properties of the soil.

Soluble potassium (mg.kg <sup>-1</sup> )	Soluble phosphorus (mg.kg <sup>-1</sup> )	Bulk density (g.cm <sup>-3</sup> )	EC (dS.m <sup>-1</sup> )	Soil texture	Size of the soil particles (%)		
					Sand	Silt	Clay
353	50.6	1.59	6.85	Loam	34	44	22

Besides, for 0-60 cm of soil layer, pH, total nitrogen and soil organic matter were 7.4, 3.3 and 45.7 g/kg, respectively. The cowpea cultivar used in this study was named *Kamran*. The growing of this cultivar, characterized by a hot and dry climate, is just related to irrigation. Because the value of precipitation is not enough to provide the necessity of water supply for irrigation. The grains were hand sown on the rows with 3 m long and 2 m apart on June 22, 2017-2018 (two growing seasons). Before sowing, a drip irrigation system was located at each row with 25 cm drippers apart. The value of water used in every irrigation event has been recorded by a flow meter. The amount of 30 mm for IW was given after sowing and after the appearance of crops,

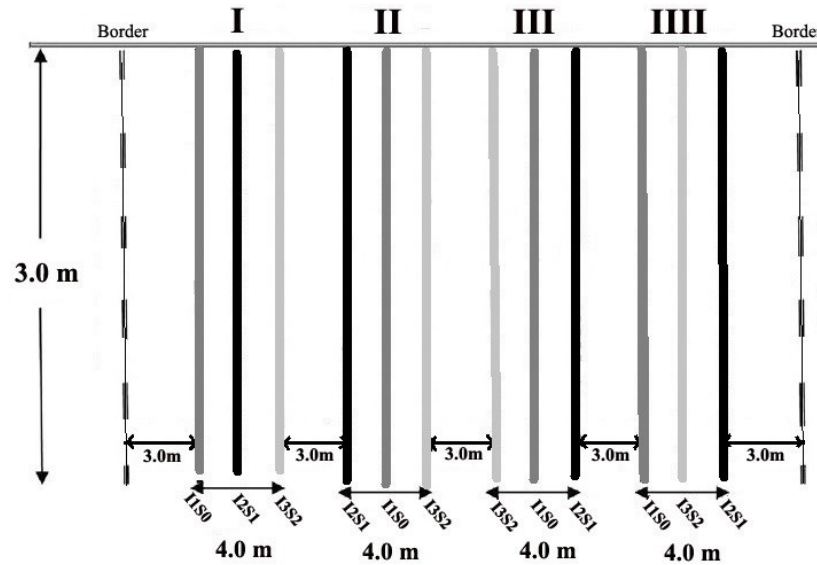


they were thinned to stable one plant every 25 cm in the rows (12 crops for row) and, in front of each dripper an individual cowpea crop was located. After the appearance of plants, for optimizing IW usage and decrease the water use, Super-AB-A-300 polymer (Table 3) was combined with the soil at a depth of 20 cm near the crop. This polymer is a granular type and produced by Rahab Resin Co. with product license holding of Iran Polymer and Petrochemical Institute (Rahab Resin Co., 2016). This hydrophilic polymer is a tripolymer of acrylamide, acrylic acid and acrylate potassium.

**Table 3.** The properties of Super-AB-A-300 polymer.

properties	Super-AB-A-300 polymer
Shape	granular
Density	1.4-1.5 (gr.cm <sup>-3</sup> )
Size of particles	30-100 (µm)
Maximum stability in soil	5 (year)
Practical capacity of water uptake	600 (g.g <sup>-1</sup> )

The experimental plan was conducted as a randomized complete block design with four replicates (Figure 1).



**Figure 1.** Layout of the plan (without scale).  $I_1S_0$ ,  $I_2S_1$  and  $I_3S_2$  present cowpea rows with 0.0, 7.0 and 14.0 grams of Super-AB-A-300 polymer in the soil and with IW treatments related to 100%, 75% and 55% *ETc* demand, respectively.

For approving the efficacy of superabsorbent polymer, only a few irrigation treatments with different levels of Super-AB-A-300 polymer were considered: treatment  $I_1S_0$ , including 100% *ETc* demand as irrigation amount and with 0.0 g SAP ( $I_1$ :100% -  $S_0$ :0.0 g SAP); Treatment  $I_2S_1$ , including 75% *ETc* demand as irrigation amount and with 7.0 g Super-AB-A-300 polymer for plant ( $I_2$ :75% -  $S_1$ :7 g SAP); Treatment  $I_3S_2$ , including 55% *ETc* demand as irrigation amount and with 14.0 g Super-AB-A-300 polymer for plant ( $I_3$ :55% -  $S_2$ :14 g SAP).

## Assessments

The mean daily reference crop evapotranspiration ( $ET_0$ ) was estimated using Penman-Monteith method (Allen, 1998) and the meteorological data obtained by the Ahvaz weather station that was near the farm. For determination of the crop evapotranspiration ( $ET_c$ ) or crop water requirement were used  $ET_0$  multiplied a crop coefficient ( $K_c$ ) (Allen, 1998). The applied irrigation water (AIW) in each irrigation during the vegetative stage to provide 100%  $ET_c$  demand was calculated using the following equation (Satriani, Catalano, & Scalcione, 2018; Allen, 1998):

$$AIW = \left( \frac{SWD + ET_c}{Ea} \right) \quad (1)$$

where:

AIW: Applied irrigation water (mm).

$Ea$ : Application efficiency (%), considered by 90% for drip irrigation.

$ET_c$ : Crop evapotranspiration ( $\text{mm day}^{-1}$ ).

SWD: Soil water deficiency on one day ago ( $\text{mm day}^{-1}$ ).

The soil water content (SWC) was monitored using the multiplexing TDR system (HandiTrase Soilmoisture Meter w/FCT Probe, *Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(1), 315-341. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-08

model 6085K3, USA). TDR system was remotely regulated by a computer. In the center of the blocks rows, twelve 40 cm-long TDR waveguides were fixed vertically in the 5-45 cm depths of the soil surface. The soil surface layer is open to soil water (SW) variations, therefore, the TDR waveguides were fixed after the first 5 cm of soil especially due to perfect insulation (Satriani *et al.*, 2018). For measuring the GY of cowpea plant, the pods of 12 crops were removed from each rows during harvest and after abandoning the crops to dry in farm which occurred on October 13, 2017-2018. Irrigation WUE was determined as GY divided by applied IW all along the entire growing season. For determining the agricultural water productivity (AWP), GY was divided by the entire water consumption (IW plus precipitations) (Abhari *et al.*, 2017; Molden *et al.*, 2010). The results presented in the figures and tables were the mean values of the two growing seasons.

## Statistical analysis

The data analysis was performed using SPSS 22.0 software. Variance analysis (ANOVA) was used to check the variations between the treatments used.  $P < 0.05$  was considered statistically significant.

## Results and discussion

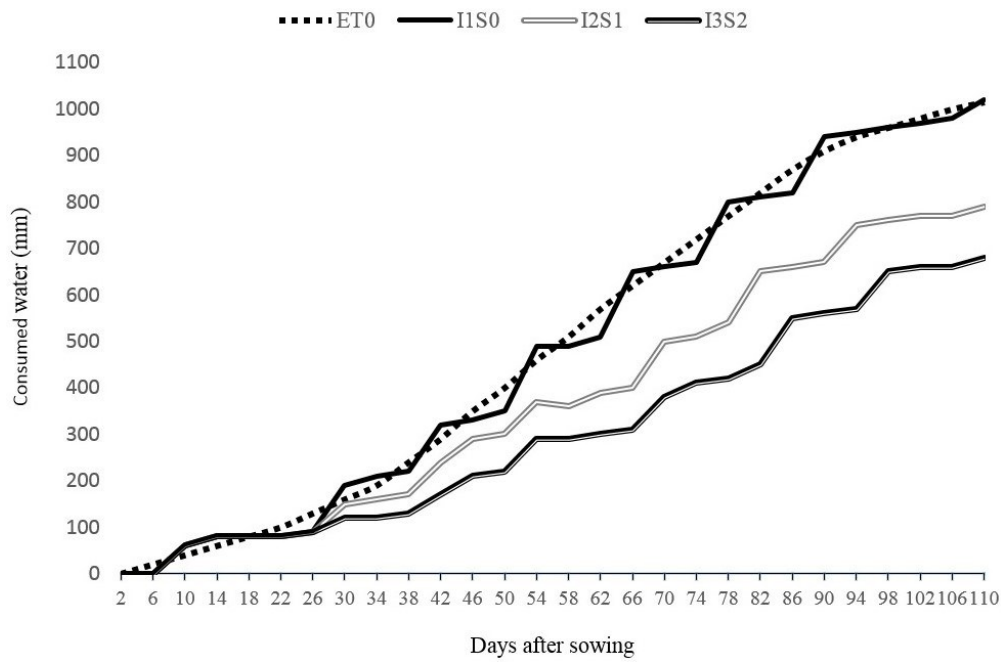
### Variations of soil moisture and $ET_0$ under varied water and superabsorbent treatments

Readily available water (RAW) for cowpea plant that was cultivated on loam soil and with the highest root depth of almost 80 cm was 51.48 mm before moisture stress (Allen, 1998). Thus, due to this amount, the cowpea plant was irrigated when the SWD became higher or equal to the readily available water. The initial SW was supposed to be at field capacity (FC), because an extensive irrigation occurred directly after sowing (IW depth was by 30 mm equal to 300 m<sup>3</sup>/ha). This conveyed that soil water deficiency was 0.0 at the start of the growing cycle and this presumption was approved by SW assessment. According to Eq. (1), the total value of AIW was 1015 mm (related to 100%  $ET_c$  demand), 761.25 mm (related to 75%  $ET_c$  demand), 558.25 mm (related to 55%  $ET_c$  demand), for  $I_1S_0$ ,  $I_2S_1$  and  $I_3S_2$  treatments, respectively. Table 4 shows monthly time series of rainfall, temperatures and IW amount for the *Kamran* cultivar.

**Table 4.** Daily mean estimated  $ET_0$ , precipitation, daily mean temperature and IW amount for cowpea plant.

Month	Precipitation (mm)	The mean of daily temperature (°C)			The mean of daily estimated $ET_0$ (mm day <sup>-1</sup> )	Irrigation 100% of $ET_c$ demand (mm)
		Min.	Max.	Average		
July	0	27.9	50.9	40.3	11.0	273
August	0	27.9	49.4	39.1	10.7	325
September	0	22.1	47.6	34.8	9.7	327
October	0	14.4	42.9	28.2	7.1	90

Figure 2 indicates the cumulative  $ET_0$  and cumulative IW consumed for cowpea plant in the whole treatments. All along the vegetative stage and particularly after appearance, daily  $ET_c$  rose significantly up to nearly 80 days after sowing.



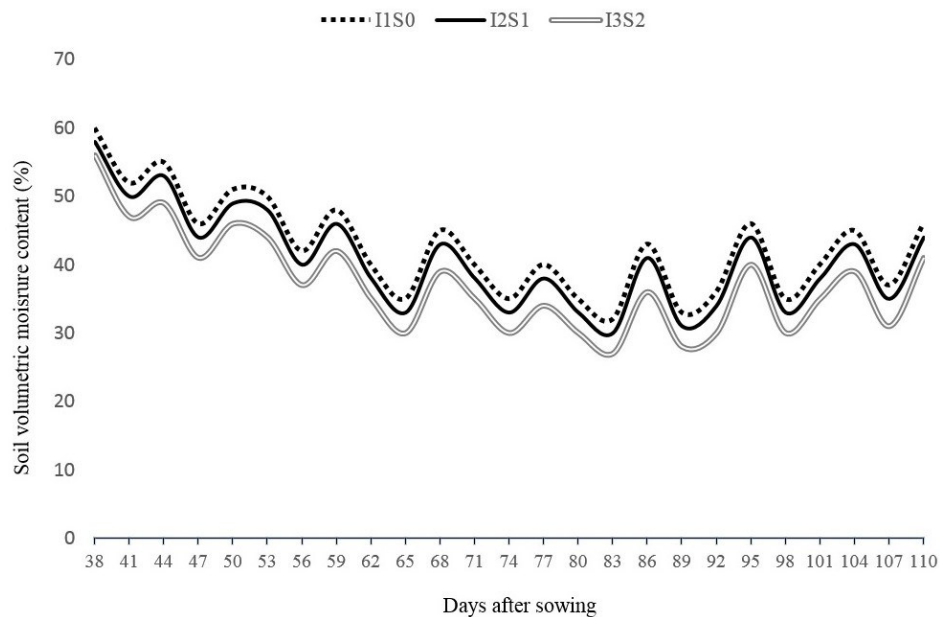
**Figure 2.** Cumulative  $ET_0$  and cumulative IW consumed for cowpea plant in the whole treatments all along the vegetative stage.

Soil water content is straight dependent on the ET procedure and the trends of SWC related to the whole treatments are indicated in Figure 3. Allen (1998) showed that the optimum conditions of SW are the actual field situations in well-administered fields. In this experiment, despite the water supply was lower, the SW was not significantly decreased in the treatments under DI. In correspondence with the reports of Abhari *et al.* (2017); Dabhi, Bhatt and Pandit (2013); Parvathy, Jyothi, John and Sreekumar (2014); Satriani *et al.* (2018) and Khodadadi-Dehkordi (2016), the same trend could be because of the fact that the superabsorbent polymers take up water and then gradually release it back to the soil to balance the lower water reservoir. Other

*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(1), 315-341. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-08

studies have verified that the superabsorbent polymer application in water deficit situations has reduced the adverse influence of DI (Satriani *et al.*, 2018; Islam *et al.*, 2011; Khodadadi-Dehkordi, 2016; Sayyari & Ghanbari, 2012). Besides, Khodadadi-Dehkordi (2016) and Fallahi, Taherpour-Kalantari, Aghhavani-Shajari and Soltanzadeh (2015) reported that the application of superabsorbent polymer could increase the plants irrigation intervals.

Also, Wang and Wang (2010) and Khodadadi-Dehkordi (2016) have shown that water evaporation rate was decreased in sandy soil with adding superabsorbent polymer compared to the soil without SAP. Khodadadi-Dehkordi (2016); Dorraji, Golchin and Ahmadi (2010) and Akhter *et al.* (2004) reported the similar effects of superabsorbent polymer on the water-holding properties of loamy and sandy soils.

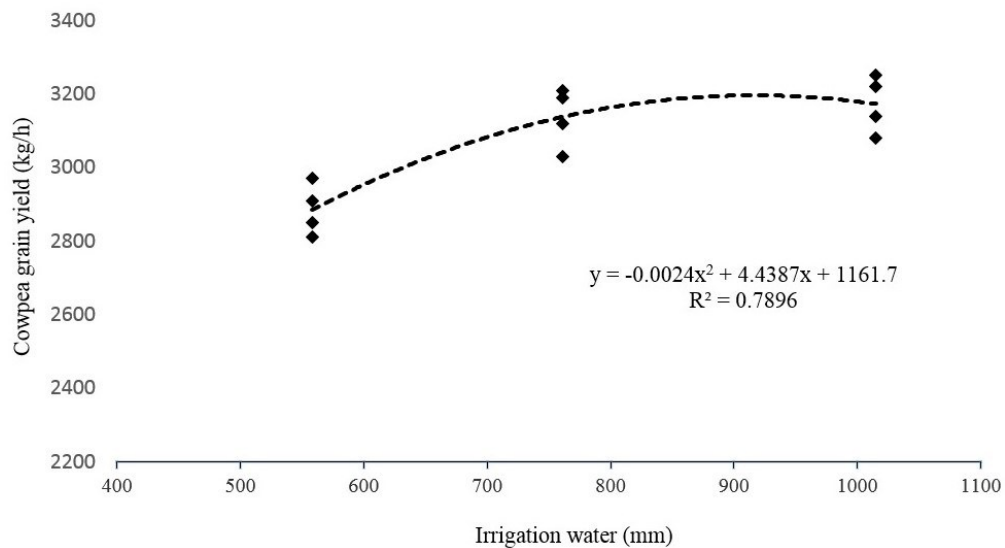




**Figure 3.** Soil volumetric water content in cowpea rows with varied superabsorbent polymer and water values.

### Cowpea GY

The cowpea plants should be irrigated all along the growing season and was considered reasonable for investigating the influence of superabsorbent polymer and IW on GY. According to the results, the highest amount of GY was achieved when the plant was irrigated with the value of IW by 100 and 75% of  $ET_c$  demand, while lower amount was achieved when the plant was irrigated with the value of IW by 55% of  $ET_c$  demand. Besides, the soil treated with superabsorbent polymer, in mild DI treatment ( $I_2S_1$ ), made it possible to obtain the same GY as the complete irrigation treatment ( $I_1S_0$ ) and there was no significant difference between them. This could be related to the fact that superabsorbent polymer is able to retain water and nutrients and release them in water stress situations, rebuilding the optimum conditions of SW appropriate for crop growth. This result is confirmed by Khodadadi-Dehkordi (2016); Abhari *et al.* (2017) and Satriani *et al.* (2018). Figure 4 indicates a significant second-degree polynomial relation between cowpea GY and seasonal IW applied.



**Figure 4.** The relation between cowpea GY and seasonal IW applied.

This relation is curvilinear and indicates that cowpea GY rising with the IW amount, and when a particular level is achieved, it does not increase anymore. A research by Khodadadi-Dehkordi (2015, 2016) approved these consequences. He investigated the application of superabsorbent polymer on corn yield under DI conditions and reported that by enhancing the intensity of drought stress, corn GY decreased, however, there was no significant variation between 100 and 75% of *ETc* demand treatments for the corn crop, with 0.0 and 45.0 g.m<sup>-2</sup> of superabsorbent polymer respectively. On the contrary, the minimum GY was achieved in the treatments with 50% of *ETc* demand for the crops. The results showed in Table 5 indicate that the maximum amounts of IWUE and AWP with significant varied averages ( $P < 0.05$ ) were

achieved in  $I_2S_1$  and  $I_3S_2$  treatments compared to control ( $I_1S_0$  treatment).

**Table 5.** Cowpea GY, irrigation and precipitation values, WUE and AWP data kg/ha mm. Varied letters within each column show significant variation between treatments at  $P < 0.05$ .

Irrigation and superabsorbent polymer treatments	Cowpea GY (kg. ha <sup>-1</sup> )	Irrigation + precipitation (mm)	WUE	AWP
$I_1S_0$	3210a	1015+0	3.16c	3.16c
$I_2S_1$	3150a	761.25+0	4.14b	4.14b
$I_3S_2$	2860b	558.25+0	5.12a	5.12a

Khodadadi-Dehkordi (2016), and Zhang, Chen, Sun, Pei and Wang (2008) reported that IWUE was conversely related to the total IW requirement all along the growing cycle, and for higher IWUE, the water would be decreased under the IW demand for the maximum GY. Thus, the mix of mild DI and superabsorbent polymer ( $I_2S_1$ ), that leads to increase the AWP, was an acceptable policy to optimize cowpea GY and water utilization. These achieved consequences were approved by the researches on maize, sorghum, cotton, peanut, bean, chickpea (Khodadadi-Dehkordi, 2015; Khodadadi-Dehkordi, 2016; Abhari *et al.*, 2017; Hazrati *et al.*, 2017; Timouri *et al.*, 2013; Mazen, Radwan, & Ahmed, 2015; Najafinezhad, Tahmasebi-Sarvestani, Modarres-Sanavy, & Naghavi, 2014; Satriani *et al.*, 2018).

## Conclusions

The findings in this study indicated that using superabsorbent polymer for retaining IW conserved the GY and at the same time decreased the IW value. The applying Super-AB-A300 polymer for cowpea plant in drought stress conditions conserved a suitable SW capability. The maximum amounts of cowpea GY under varied levels of superabsorbent polymer and IW values were achieved when the cowpea plant was irrigated with the IW value by 100 and 75% of  $ET_c$  demand, but the mix of DI and superabsorbent polymer leads to the highest AWP. Thus, the use of Super-AB-A300 polymer in the irrigated plants should be promoted, also based on the achieved consequences and as shown in the text, approved by other researches on varied plants. This study has a strong interest for the hot and dry regions where the aridity situations in the summer season permit planning the test for investigating the effect of the SAP on varied cultivations in the experimental farms. It is suggested that the new experiments for evaluating the optimum value of applied superabsorbent polymer in the soil, the SAP type and its levels depends on the factors like the plant and soil type are needed.

## References

- Amiri-Deh-Ahmadi, S. R., Parsa, M., Nezami, A., & Ganjeali, A. (2010). The effects of drought stress at different phenological stages on growth indices of chickpea (*Cicer arietinum* L.) in greenhouse conditions. *Iranian Journal of Pulses Research*, 1(2), 69-84 (in Persian).
- Allahyari, S., Golchin, A., & Vaezi, A. R. (2013). Study on effect of superabsorbent polymer application on yield and yield components of two chickpea cultivars under rainfed conditions. *Journal of Plant Production*, 20(1), 125-140 (in Persian).
- Abhari, A., Azizi, A., & Hareth-Abadi, B. (2017). The effect of superabsorbent on pea yield under drought stress of the season end. *Journal of Crop Production*, 10(1), 191-202 (in Persian).
- Abbaslou, L., Kazemeini, S. A. R., Edalat, M., & Dadkhodai, A. (2014). Effect of drought stress and planting manner on the some physiologic and biologic characteristics of two *Cicer arietinum* L. cultivar. *Journal of Crop Improvement*, 16(4), 933-943 (in Persian).
- Allen, R. G. (1998). Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. In: *FAO Irrigation and Drainage* (paper 56). Rome, Italy: Food and Agriculture Organization.
- Akhter, J., Mahmood, K., Malik, K. A., Mardan, M., Ahmad, M., & Iqbal, M. M. (2004). Effects of hydrogel amendment on water storage of

- Sandy loam and loam soils and seedling growth of barley wheat and chickpea. *Plant, Soil and Environment*, 50(10), 463-469.
- Dorraj, S. S., Golchin, A., & Ahmadi, S. (2010). The effects of hydrophilic polymer and soil salinity on corn growth in sandy and loamy soils. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 38, 584-591.
- Dabhi, R., Bhatt, N. & Pandit, B. (2013). Superabsorbent polymers an innovative water-saving technique for optimizing crop yield. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 2(10), 5333-5340.
- Fazeli-Rostampour, M., Theghat-al-Islami, M. G., & Mousavi, S. Gh. R. (2011). Effect of water stress and polymer (Super AB A 200) on yield and water use efficiency of corn (*Zea mays* L.) in Birjand region. *Environmental Stresses in Crop Sciences*, 4(1), 11-19 (in Persian).
- Fallahi, H. R., Taherpour-Kalantari, R., Aghhavani-Shajari, M., & Soltanzadeh, M. G. (2015). Effect of superabsorbent polymer and irrigation deficit on water use efficiency, growth and yield of cotton. *Notulae Scientia Biologicae*, 7(3), 338-344.
- Haghighi, M., Mozafarian, M., & Afifi-Pour, Z. (2014). Impact evaluation of superabsorbent polymer and different levels of deficit irrigation on growth and some qualitative and quantitative properties of *Lycopersicon esculentum* L. *Journal of Horticulture Science*, 28(1), 125-133 (in Persian).

- Hazrati, S., Tahmasebi-Sarvestani, S., Mokhtassi-Bidgoli, A., Modarres-Sanavya, S. A. M., Mohammadi, H., & Nicola, S. (2017). Effects of zeolite and water stress on growth yield and chemical compositions of *Aloe vera* L. *Agricultural Water Management*, 181, 66-72.
- Islam, M. R., Xue, X., Mao, S., Ren, C., Eneji, A. E., & Hu, Y. (2011). Effects of water-saving superabsorbent polymer on antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in oat (*Avena sativa* L.) under drought stress. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 91(4), 680-686, DOI: 10.1002/jsfa.4234
- Khodadadi-Dehkordi, D. (2015). Evaluation of superabsorbent application on corn yield under deficit irrigation. *International Journal of Agricultural and Biosystems Engineering*, 9(7), 806-810.
- Khodadadi-Dehkordi, D. (2016). The effects of superabsorbent polymers on soils and plants. *Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science*, 39(3), 267-298.
- Lafitte, R. (2002). Relationship between leaf relative water content during reproductive stage water deficit and grain formation in rice. *Field Crops Research*, 76(2-3), 165-174.
- Lo Bianco, R., Talluto, G., & Farina, V. (2012). Effects of partial root-zone drying and rootstock vigor on dry matter partitioning of apple trees (*Malus domestica* cvar Pink Lady). *The Journal of*

*Agricultural Science*, 150(1), 75-86, DOI:  
<https://doi.org/10.1017/S0021859611000463>

Molden, D., Oweis, T., Steduto, P., Bindraban, P., Hanjra, M. A., & Kijne, J. (2010). Improving agricultural water productivity: Between optimism and caution. *Agricultural Water Management*, 97(4), 528-535, DOI: 10.1016/j.agwat.2009.03.023

Mazen, A. M., Radwan, D. E. M., & Ahmed, A. F. (2015). Growth responses of maize plants cultivated in sandy soil amended by different superabsorbent hydrogels. *Journal of Plant Nutrition*, 38(3), 325-337, Recovered from <https://doi.org/10.1080/01904167.2014.957393>

Najafinezhad, H., Tahmasebi-Sarvestani, Z., Modarres-Sanavy, S. A. M., & Naghavi, H. (2014). Evaluation of yield and some physiological changes in corn and sorghum under irrigation regimes and application of barley residue, zeolite and superabsorbent polymer. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61(7), 891-906. Recovered from <https://doi.org/10.1080/03650340.2014.959938>

Nazarli, H., Zardashti, M. R., Darvishzadeh, R., & Najafi, S. (2010). The effect of water stress and polymer on water use efficiency, yield and several morphological traits of sunflower under greenhouse conditions. *Notulae Scientia Biologicae*, 2(4), 53-58.

Parvathy, P. C., Jyothi, A. N., John, K. S., & Sreekumar, J. (2014). Cassava starch-based superabsorbent polymer as soil



conditioner: impact on soil physico-chemical and biological properties and plant growth. *CLEAN- Soil, Air, Water*, 42(11), 1610-1617.

Rajabi, L., Sajedi, N. V., & Roshandel, M. (2012). Yield and yield components reaction of rainfed pea to salicylic acid and superabsorbent polymer. *Journal of Crop Production Research*, 4(4), 343-353 (in Persian).

Rahab Resin Co. (2016). *Rahab Resin Company*. Recovered from [http://www.bizearch.com/company/Rahab\\_Resin\\_Co\\_280864.htm](http://www.bizearch.com/company/Rahab_Resin_Co_280864.htm)

Ro, H. M. (2001). Water use of young "Fuji" apple trees at three soil moisture regimes in drainage lysimeters. *Agricultural Water Management*, 50(3), 185-196. DOI: 10.1016/S0378-3774(01)00099-3

Shukla, S. K., & Dixit, R. S. (1996). Nutrient and plant population management in summer green gram (*Phaseolus radiates*). *Indian Journal of Agronomy*, 41(1), 78-83.

Satriani, A., Catalano, M., & Scalcione, E. (2018). The role of superabsorbent hydrogel in bean crop cultivation under deficit irrigation conditions: A case study in Southern Italy. *Agricultural Water Management*, 195(C), 114-119, DOI: 10.1016/j.agwat.2017.10.008

Sayyari, M., & Ghanbari, F. (2012). Effects of super absorbent polymer A200 on the growth, yield and some physiological responses in

sweet pepper (*Capsicum annuum* L.) under various irrigation regimes. *International Journal of Agricultural and Food Research*, 1(1), 1-11.

Timouri, A., Shiroui, H., & Mohamadi-Babazeidi, H. (2013). Evaluation of drought stress and superabsorbent effects on physiologic properties of fava bean varieties. *The First International Conference of Planning, Conservation, Environmental Protection and Sustainable Development*, Hamedan, Iran (in Persian).

Wang, W., & Wang, A. (2010). Preparation, swelling and water retention properties of crosslinked superabsorbent hydrogels based on guar gum. *Advanced Materials Research*, 96(2010), 117-182.

Wu, L., Liu, M., & Liang, R. (2008). Preparation and properties of a double-coated slow-release NPK compound fertilizer with superabsorbent and water retention. *Bioresource Technology*, 99(3), 547-554.

Zhang, X., Chen, S., Sun, H., Pei, D., & Wang, Y. (2008). Dry matter, harvest index, grain yield and water use efficiency as affected by water supply in winter wheat. *Irrigation Science*, 27(1), 1-10.

## **Protección marginal con espigones, simulación numérica 1D**

## **Riverbank protection with groynes, numerical simulation 1D**

Fabián Rivera-Trejo<sup>1</sup>

Ayuxi Hernández-Cruz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México, jose.rivera@ujat.mx, ORCID: 0000-0002-6722-0863

<sup>2</sup>Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México, anhc@hotmail.com

Autor para correspondencia: Fabián Rivera-Trejo, jose.rivera@ujat.mx

### **Resumen**

Las protecciones marginales son esenciales cuando se realizan obras de encauzamiento o redirección del flujo en ríos. Pronosticar su adecuado funcionamiento es responsabilidad de los diseñadores y organismos encargados de salvaguardar la seguridad de la población aledaña a los

misimos. La simulación numérica es una de las herramientas que permiten realizar tales pronósticos. En este trabajo se empleó el *software HEC-RAS 1D* con el objetivo de evaluar su capacidad para reproducir de manera adecuada el funcionamiento hidráulico de una protección marginal con base en siete espigones. El modelo numérico fue calibrado con mediciones experimentales realizadas en un modelo físico reducido, escala 1:40. Se probaron tres formas de ingresar la geometría de los espigones: a) como una barrera, con dimensiones de altura, ancho y longitud promedio; b) como un conjunto de obstrucciones escalonadas, y c) como parte del terreno natural. La barrera fue la geometría óptima. Los resultados, obtenidos numéricamente, reprodujeron de modo satisfactorio los efectos medidos en el modelo físico. A partir de esta calibración, se probaron alternativas de solución, encontrando que un arreglo de cuatro espigones combinados con recubrimiento marginal podría tener el mismo efecto que los siete espigones, pero con un menor volumen de obra. Aunque el fenómeno en estudio evidentemente presenta características 2D, la clave en la modelación numérica 1D está en la calidad de los datos con lo que se calibra. Además, los modelos 1D son más rápidos y presentan menos inestabilidades que los modelos 2D y 3D, lo que permite analizar diferentes condiciones de diseño en menor tiempo.

**Palabras clave:** *HEC-RAS*, protección marginal, modelos físicos.

## Abstract

Riverbank protections are essential when carrying out river channeling or redirection works. Predicting its proper functioning is the responsibility of the designers and agencies in charge of safeguarding the safety of the population surrounding them. The numerical simulation is one of the tools that allow these forecasts to be made. In this work, we used *HEC-RAS 1D* to evaluate its capacity to reproduce adequately the hydraulic behavior of riverbank protection based on seven groynes. The numerical model was calibrated with experimental measurements made in a reduced physical model, 1:40 scale. Three ways to enter the geometry of the groins were tested: a) as a barrier, with dimensions of height, width, and average length; b) as a set of stepped obstructions, and c) as part of the natural terrain. The barrier was the optimal geometry. The numerical results reproduced satisfactorily the effects measured in the physical model. From this calibration, solution alternatives were tested, finding that an arrangement of four combined groynes with bank revetment could have the same effect as the seven groins but with a smaller volume of work. Although the phenomenon under study presents 2D characteristics, the key in numerical modeling 1D is in the quality of the data with which it is calibrated. In addition, the 1D models are faster and have fewer instabilities than the 2D and 3D models, which allows analyzing different design conditions in less time.

**Keywords:** *HEC-RAS*, riverbank protections, physical models.

Recibido: 14/01/2015

Aceptado: 31/04/2019

## Introducción

La protección marginal contra la erosión en ríos es una componente esencial y costosa en los sistemas de protección contra inundaciones. Entre las más comunes se encuentran los recubrimientos, diques marginales y espigones; el objetivo de estas obras es redireccionar el flujo de tal manera que se evite el contacto entre el flujo con alta velocidad y el material que conforma las márgenes del cauce (Nguyen, Vo, & Gourbesville, 2018; Qin, Zhong, Wu, & Wu, 2017; Sukhodolov, 2014). En el caso particular de los espigones, son estructuras colocadas dentro del cauce, colocadas de manera perpendicular o bien con cierto ángulo de inclinación respecto a la margen. Su propósito es redirigir y alejar las líneas de corriente que inciden en la margen, evitando así problemas de erosión y arrastre de material. Existen estudios que reportan el funcionamiento hidráulico de los espigones, desde simulaciones numéricas (Mawandha, Wignyosukarto, & Jayadi, 2018; McCoy, Constantinescu, & Weber, 2007a; McCoy, Constantinescu, & Weber, 2008) hasta estudios de laboratorio (Kang, Yeo, Kim, & Ji, 2011; Weitbrecht, Socolofsky, & Jirka, 2008; Zhang *et al.*, 2017). En su

mayoría, estos trabajos se limitan a estudiar espigones que emergen de la superficie libre del agua y están colocados de forma perpendicular a la margen; siendo los espigones sumergidos y los orientados a un cierto ángulo con la orilla los menos estudiados (McCoy, McCoy, Constantinescu, & Weber, 2007b; Jiménez-León, Mendiola-Lizárraga, Rivera-Trejo, Nungaray-Núñez, & Díaz-Arcos, 2017). Hoy día, un sinnúmero de estas estructuras se han construido usando sólo el buen juicio y la experiencia del constructor en lugar de seguir alguna norma o criterio específico (Minor, Rennie, & Townsend, 2007). En México, como en muchos países de Latinoamérica, la principal referencia en la que se basan la mayoría de los diseños de protecciones marginales es el *Manual de ingeniería de ríos*, elaborado por el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (Maza-Alvarez, García-Flores, & Olvera-Salgado, 1996); sin embargo, dado que cada corriente natural presenta condiciones hidráulicas que la hacen única, prevalece la necesidad de estudiar el dimensionamiento, espaciamiento y orientación óptima de espigones para cada caso en particular. En este trabajo se simuló numéricamente en *HEC-RAS* (Brunner, 2016) un arreglo de siete espigones orientados con cierto ángulo respecto a la margen, y que tienen una parte sumergida y otra que emerge del cauce. En su diseño se siguió la metodología propuesta por Maza-Alvarez, García-Flores y Olvera-Salgado (1996), y su funcionamiento hidráulico fue analizado por medio de un modelo físico reducido. El análisis en modelos físicos es costoso y, salvo algunas excepciones, lo más común es hacer simulación numérica. Sin embargo, la simulación numérica no es tarea sencilla e involucra experiencia no sólo en el análisis e

interpretación de los resultados, sino también en la manera de introducir los datos y proponer las condiciones de frontera. Debido a que en la modelación numérica no existe una regla sobre la forma de modelar geoméricamente los espigones, en este trabajo se probaron tres alternativas: 1) como una barrera; 2) como un conjunto de obstrucciones escalonadas, y 3) como terreno natural. Se encontró que los perfiles hidráulicos generados por las tres opciones de espigón presentaban un comportamiento similar al medido en el modelo físico reducido. Por lo tanto, se decidió modelar el espigón como una barrera debido a que su ingreso al modelo requiere menos tiempo y esfuerzo. Por último, a partir de simulaciones numéricas se analizaron alternativas que tuvieran el mismo funcionamiento hidráulico del arreglo propuesto de siete espigones, pero que redujeran de modo sustancial el número de los mismos. Los resultados obtenidos fueron una protección marginal con base en recubrimiento y cuatro espigones.

Por su parte, los modelos computacionales desarrollados para estudiar el comportamiento hidráulico de un cauce o un diseño en particular varían por la complejidad de su algoritmo computacional, su grado de sofisticación y confiabilidad. Los distintos modelos se definen como modelos de una (1D), dos (2D) o tres (3D) dimensiones. Los modelos 1D consideran que la componente principal del perfil de velocidades es a lo largo del eje de coordenadas  $x$ ; por lo tanto, a diferencia de los modelos bidimensionales (2D) y tridimensionales (3D), se desprecian las componentes de velocidad en los ejes de coordenadas  $y$  y  $z$ . Estos modelos consideran la elevación promedio de la superficie de agua en la dirección  $y$  y  $z$ ; son de gran popularidad, pues son menos



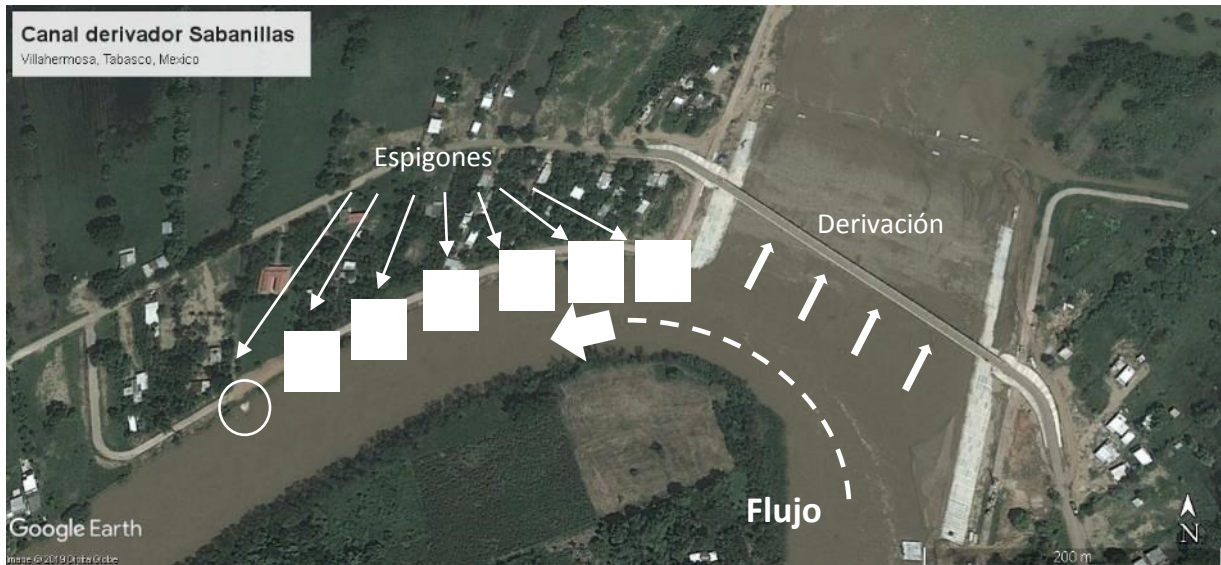
exigentes computacionalmente (Rau-Lavado, 2007), y requieren menor cantidad de información para compilar que los modelos 2D y 3D. Estas características les han dado un uso extendido por encima de modelos más complejos. Ejemplos de modelos 1D son: *HEC-RAS* (Brunner, 2016), *Mike11* (DHI, 2016) e *Iber* (Bladé *et al.*, 2014), entre otros. En este trabajo se empleó el *software HEC-RAS*, el cual es un programa de acceso libre, desarrollado y actualizado de forma constante por el Centro de Ingeniería Hidrológica del Cuerpo de Ingenieros de EUA. Presenta un entorno intuitivo, por lo que los datos son fáciles de editar, modificar y visualizar en pantalla. Aunque *HEC-RAS* tiene la posibilidad de considerar transporte de sedimentos, no se usó debido a que el modelo físico no lo reproducía. *HEC-RAS* es un programa validado en Norteamérica, México, y muchos países de Latinoamérica y el mundo. En México es requerido por dependencias gubernamentales del ámbito federal, estatal y municipal para realizar la modelación hidráulica de cauces abiertos, ríos y canales artificiales.

## **Materiales y métodos**

### **Caso de estudio**

Con la intención de proteger a la ciudad de Villahermosa, Tabasco, contra inundaciones (Rivera-Trejo, Soto-Cortés, & Barajas-Fernández, 2009), en el año 2010 se propuso construir una serie de canales derivadores sobre los principales ríos que escurren hacia la ciudad. El objetivo fue disminuir el caudal de estos ríos y reducir el riesgo de desbordamiento e inundación en la ciudad ubicada aguas debajo de los mismos. Los canales derivadores son aberturas que se realizan en los ríos con el objetivo de desviar parte de su caudal hacia otro lugar. En el caso de Villahermosa, los canales derivadores dirigen el flujo hacia zonas de regulación natural. Para maximizar el caudal derivado, estas obras por lo general se ponen en curvas de ríos. Esto deja a las márgenes susceptibles a la erosión, por lo que deben protegerse.

El caso analizado considera una protección marginal ubicada aguas abajo del canal derivador Sabanillas, localizado en el municipio de Centro, Villahermosa, Tabasco, coordenadas 512627 E, 1979777 N. La protección consiste en un arreglo de siete espigones de roca tal y como se muestra en la Figura 1.



**Figura 1.** Canal derivador Sabanillas, municipio de Centro, Villahermosa, Tabasco, con protección marginal en su margen derecha con base en siete espigones de roca.

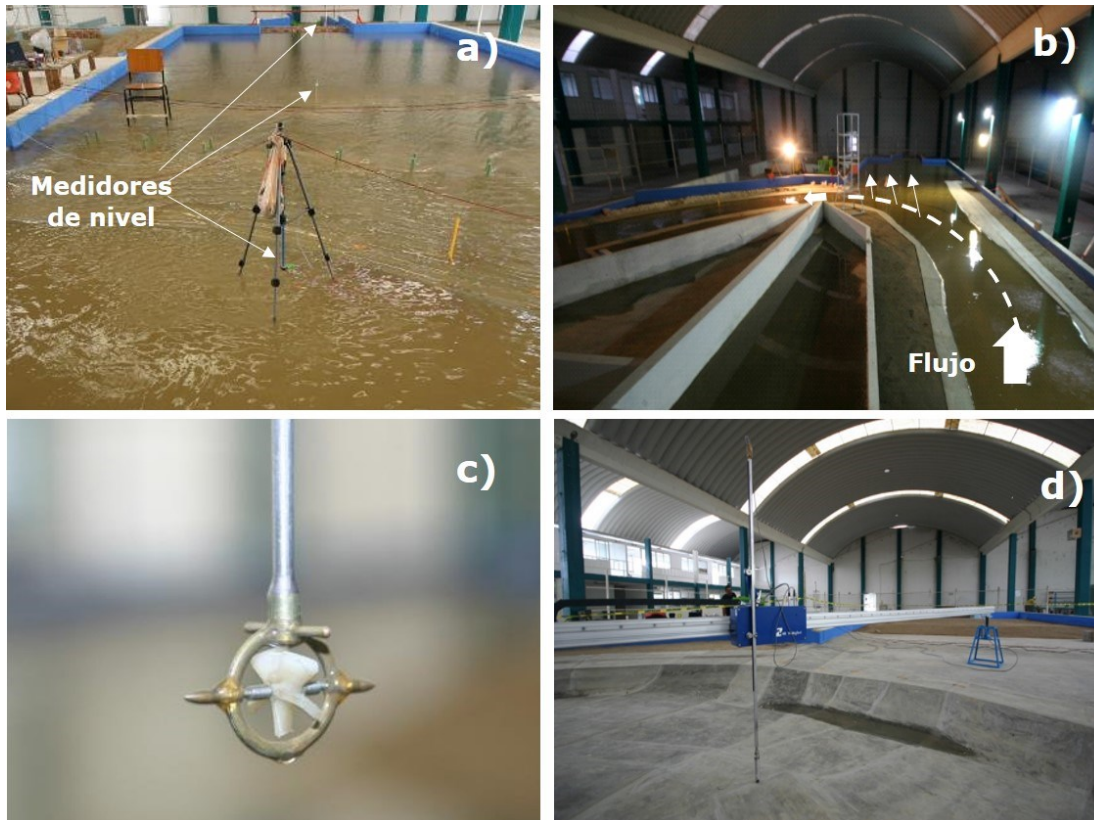
## Modelo físico reducido

Con la finalidad de determinar el funcionamiento hidráulico de la estructura derivadora, se construyó un modelo físico reducido Esc 1:40 (Figura 2). En el modelo se midieron de forma experimental: a) los niveles de agua sobre la curva y el canal; b) el caudal derivado.



**Figura 2.** Prototipo y modelo físico de la estructura derivadora Sabanillas, municipio de Centro, Villahermosa, Tabasco.

El modelo físico se instrumentó con medidores dinámicos de nivel distribuidos a lo largo de la curva del río y el canal (Figura 3a). El caudal derivado (Figura 3b) fue medido por medio de vertedores triangulares; mientras que las velocidades en el canal se midieron con una micropropela de baja velocidad (Figura 3c). La topografía fue calibrada con el auxilio de un perfilador topográfico marca Wallingford, con una tolerancia de 0.001 m (Figura 3d). La instrumentación del modelo físico y la calidad de los datos permitieron lograr una buena calibración del modelo numérico.



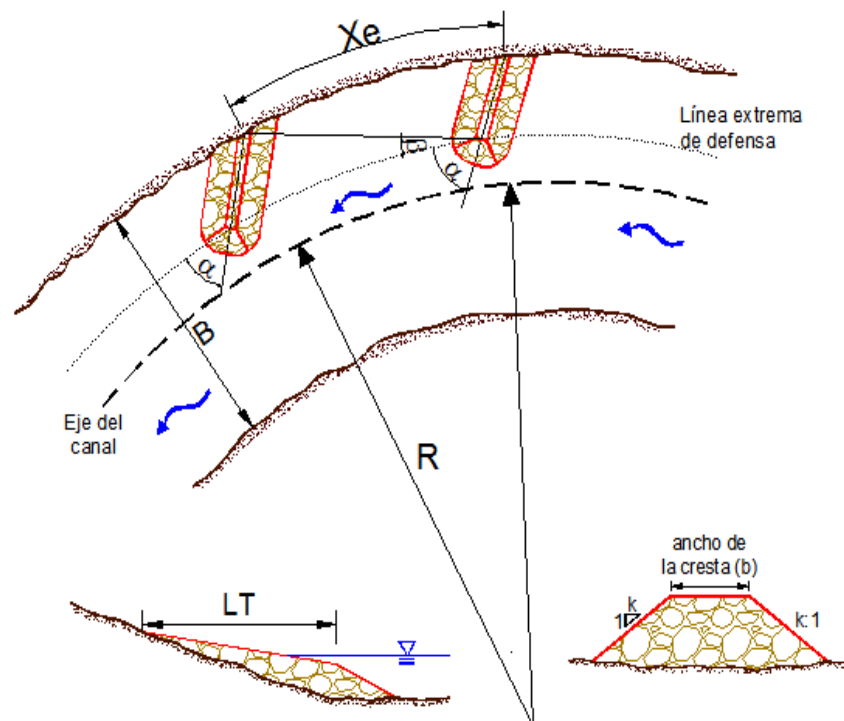
**Figura 3.** Medición de niveles: a) detalle del medidor de nivel; b) detalle de canal derivador; c) microprolela de baja velocidad; d) perfilador topográfico.

En el modelo experimental se estudiaron: a) los efectos que tendría un solo espigón ubicado sobre la margen derecha del río donde termina el canal derivador; b) el arreglo de siete espigones distribuidos a lo largo de la margen derecha. Ambos experimentos fueron simulados numéricamente y los valores medidos se usaron con fines de calibración del modelo.



## Modelación numérica

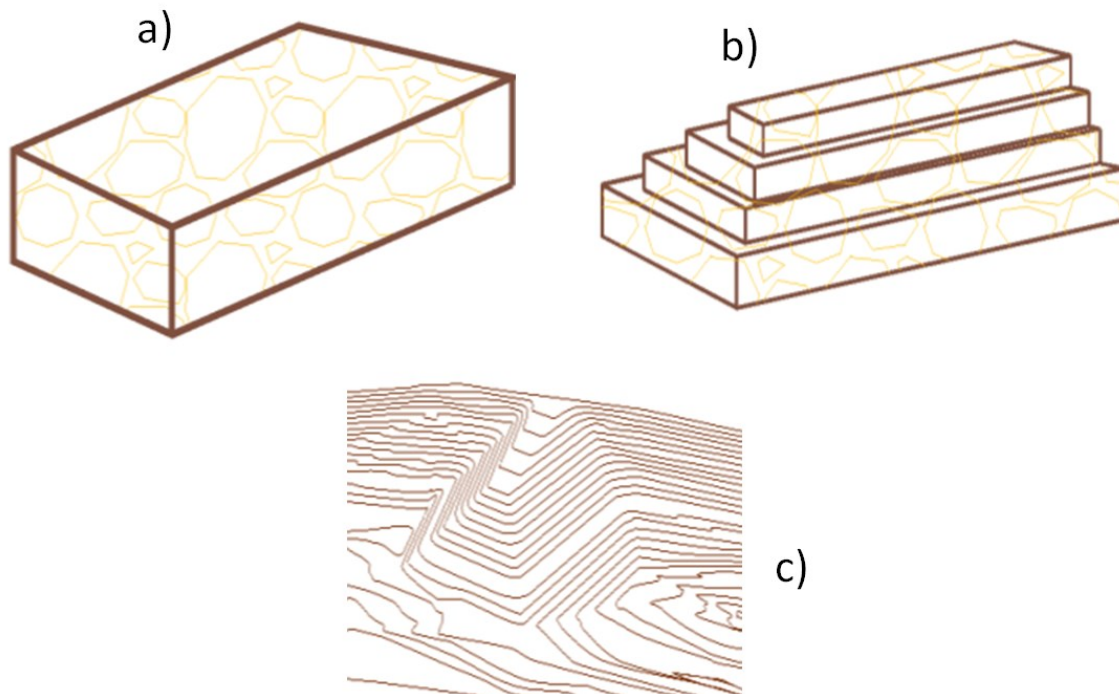
El primer paso en la simulación numérica fue determinar la forma de ingresar la geometría de los espigones al modelo. Esto debido a que es posible hacerlo de varias maneras y cada una de ellas difiere en el grado de complejidad. Los elementos físicos y las variables geométricas que se emplean para caracterizar a los espigones se muestran en la Figura 4.



**Figura 4.** Características físicas de un espigón.

Donde  $X_e$  es la separación entre espigones;  $B$ , el ancho del río;  $R$ , radio de curvatura;  $LT$ , longitud de trabajo;  $k$ , talud;  $\varphi$ , ángulo de orientación, y  $\beta$  es ángulo de expansión.

Se consideraron tres alternativas para el análisis. La primera consideró ingresar la geometría del espigón como una barrera (Figura 5a). La longitud fue la equivalente a la longitud de trabajo más la mitad de la longitud de la punta del espigón; la altura se definió como la elevación al final de la longitud de trabajo más la mitad de la altura de la longitud de trabajo. La segunda consideró al espigón como un conjunto de obstrucciones escalonadas (Figura 5b), con una obstrucción inicial en el fondo y obstrucciones escalonadas alrededor de la primera. El ancho de cresta propuesto originalmente en los espigones, fue el equivalente a la longitud de trabajo, y la altura se definió como la elevación al final de la longitud de trabajo más la mitad de la altura. El resto de las obstrucciones fueron distribuidas de tal manera que cubrieran la superficie del espigón original. La tercera opción fue modelar al espigón como parte del terreno natural (Figura 5c). Se modificó la configuración topográfica del terreno y se generó un modelo digital del terreno (MDT). La construcción del MDT se llevó a cabo a partir de datos topográficos recolectados en campo.



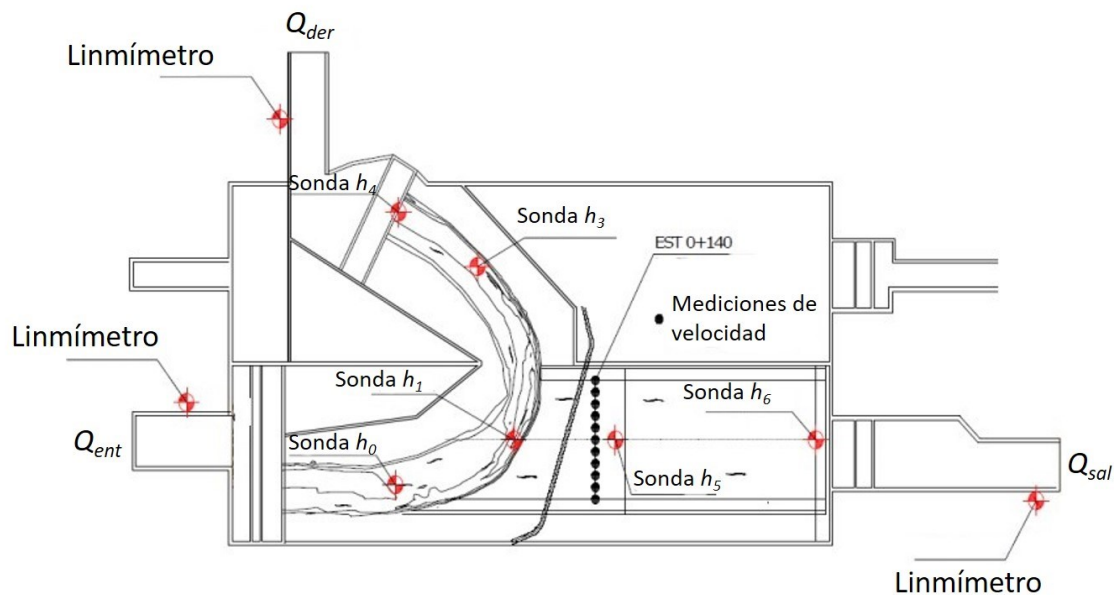
**Figura 5.** a) Espigón modelado como una barrera; b) espigón modelado como obstrucciones escalonadas; c) espigón modelado como parte del terreno natural.

## Calibración

El modelo numérico fue calibrado con los caudales de entrada y salida medidos en el modelo físico, el caudal derivado y los niveles de la superficie libre del agua medidos en seis puntos de sondeo  $h_0-h_6$  (Figura 6). Se varió el coeficiente de rugosidad hasta que los resultados de la



modelación numérica reprodujeran de forma aceptable los resultados medidos de manera experimental en el modelo físico.

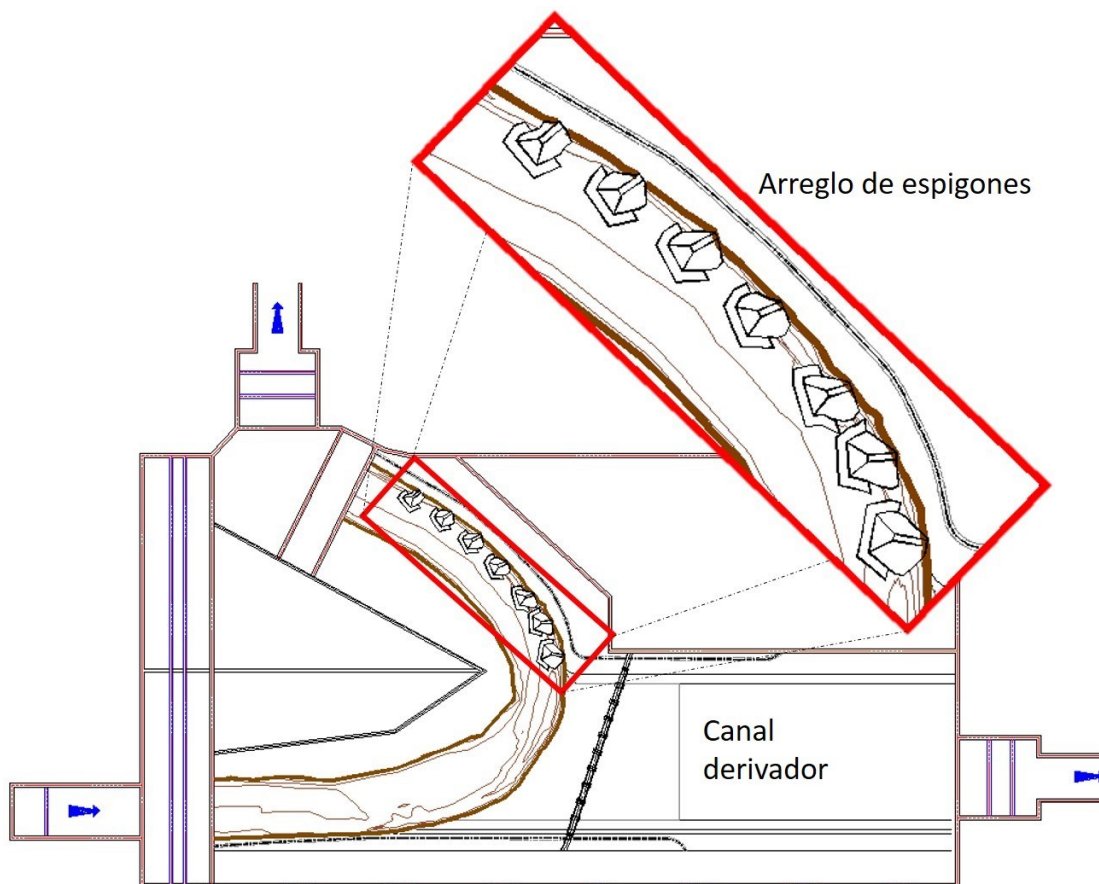


**Figura 6.** Variables monitoreadas en el modelo físico reducido:  $Q_{ent}$ , caudal de entrada;  $Q_{sal}$ , caudal de salida;  $Q_{der}$ , caudal derivado;  $h_0$ - $h_6$ , ubicación de medidores dinámicos de nivel.

Una vez calibrado el modelo, se analizaron las diferencias de los niveles de la superficie libre del agua medido experimentalmente contra los simulados con las opciones de geometría propuestas (barrera, escalones y terreno natural); así como el perfil hidráulico resultante.

Elegida la manera óptima de ingresar la geometría de los espigones, se procedió a ingresar el arreglo de los siete espigones

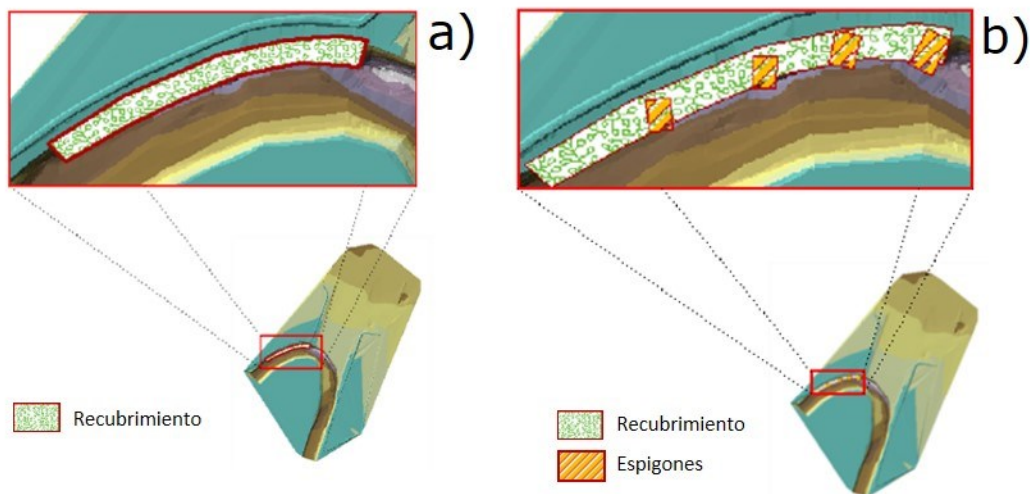
(Figura 7), y se comparó su funcionamiento medido de modo experimental contra el simulado de forma numérica.



**Figura 7.** Arreglo de siete espigones.

## Propuesta alterna al arreglo de espigones

Además, a la comprobación de la simulación numérica del arreglo de espigones, se decidió aplicar el modelo numérico con fines de diseño. Por lo tanto, se revisaron los criterios de diseño de espigones considerados en el *Manual de ingeniería de ríos* (Maza-Alvarez et al., 1996), en cuanto a: el ángulo de expansión y de orientación, la separación entre espigones y la longitud de trabajo de los mismos, etcétera. El objetivo fue evaluar la posibilidad de algún otro tipo obra de protección, que tuviera el mismo efecto, pero pudiera reducir el volumen de obra. Las opciones propuestas fueron: a) la colocación de un recubrimiento marginal (Figura 8a), y b) combinación de recubrimiento marginal, con un arreglo menor de espigones (Figura 8b). Ambas alternativas se modelaron en *HEC-RAS* y se obtuvieron los perfiles hidráulicos, al igual que las curvas de funcionamiento del canal derivador.



**Figura 8.** a) Recubrimiento marginal; b) recubrimiento marginal y espigones.

## Resultados

### Modelación en condiciones naturales

En la Tabla 1 se muestran los valores de la  $n$  de Manning propuestos, los resultados numéricos obtenidos y el valor medido de forma experimental, y que reproduce las condiciones naturales.

**Tabla 1.** Calibración de coeficiente de rugosidad de Manning.

<b>Coeficiente de rugosidad <math>n</math></b>	<b>Gasto <math>m^3/s</math></b>	<b>LA (msnm)</b>
0.025	1 305	6.63
0.024	1 357	6.61
0.023	1 417	6.61
0.023 y 0.0226 en la última estación aguas abajo	<b>1 438</b>	<b>6.59</b>

Medición en modelo físico	<b>1 450</b>	<b>6.60</b>
---------------------------	--------------	-------------

Por lo tanto, en la curva se empleó el coeficiente de Manning ( $n$ ) de 0.023 y en la sección aguas abajo 0.0226. Además, debido a que tanto la curva como el canal de derivación fueron construidos con el mismo material, en el canal también se empleó un coeficiente de Manning de 0.023.

## **Modelación numérica del tipo de geometría de los espigones**

Se compararon los perfiles hidráulicos medidos en el modelo físico contra las simulaciones numéricas con las distintas maneras de ingresar la geometría de los espigones. En la Tabla 2 se muestran los niveles medidos experimentalmente y los generados a partir de la modelación numérica en los puntos de sondeo en la curva del río ( $h_0$ ,  $h_3$  y  $h_4$ ) y el canal derivador ( $h_1$ ,  $h_5$  y  $h_6$ ). En la simulación se consideraron las tres opciones de geometría del espigón: a) barrera, b) conjunto de obstrucciones escalonadas (escalones), y c) terreno natural (TN). El rango de los caudales analizados fue desde el momento en que el canal

empieza a derivar (1 000 m<sup>3</sup>/s) hasta el caudal de desbordamiento (1 600 m<sup>3</sup>/s).

**Tabla 2.** Niveles medidos en el modelo físico reducido y simulaciones numéricas.

<b>Q<sub>ent</sub> = 1 600 m<sup>3</sup>/s</b>							
Sondeo	Exp	Barrera	$\Delta h$ (m)	Escalones	$\Delta h$ (m)	TN	$\Delta h$ (m)
<b>Nivel (msnm)</b>							
Curva	6.84	6.92	0.08	6.91	0.07	6.91	0.07
	7.13	6.93	0.20	6.93	0.20	6.92	0.21
	6.96	6.91	0.05	6.91	0.05	6.91	0.05
Canal	6.73	6.83	0.10	6.81	0.08	6.81	0.08
	5.94	6.10	0.16	6.27	0.33	6.27	0.33
	3.38	3.05	0.33	3.05	0.33	3.05	0.33
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.15</b>		<b>0.18</b>		<b>0.18</b>
<b>Q<sub>ent</sub> = 1 503 m<sup>3</sup>/s</b>							
Sondeo	Exp	Barrera	$\Delta h$ (m)	Escalones	$\Delta h$ (m)	TN	$\Delta h$ (m)
<b>Nivel (msnm)</b>							
Curva	6.76	6.77	0.01	6.75	0.01	6.75	0.01
	6.86	6.71	0.15	6.71	0.15	6.71	0.15
	6.74	6.69	0.05	6.69	0.05	6.69	0.05
Canal	6.73	6.68	0.05	6.65	0.08	6.66	0.07
	5.81	5.97	0.16	6.11	0.30	6.11	0.30
	3.69	2.93	0.76	2.93	0.76	2.93	0.76
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.20</b>		<b>0.23</b>		<b>0.22</b>

<b><math>Q_{ent} = 1\ 450\ m^3/s</math></b>							
Sondeo	Exp	Barrera	$\Delta h$ (m)	Escalones	$\Delta h$ (m)	TN	$\Delta h$ (m)
<b>Nivel (msnm)</b>							
Curva	6.64	6.70	0.06	6.68	0.04	6.68	0.04
	6.79	6.62	0.17	6.62	0.17	6.62	0.17
	6.57	6.60	0.03	6.60	0.03	6.60	0.03
Canal	6.50	6.61	0.1	6.59	0.09	6.59	0.09
	5.62	5.92	0.30	6.05	0.43	6.05	0.43
	2.61	2.89	0.28	2.89	0.28	2.89	0.28
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.16</b>		<b>0.17</b>		<b>0.17</b>
<b><math>Q_{ent} = 1\ 397\ m^3/s</math></b>							
Sondeo	Exp	Barrera	$\Delta h$ (m)	Escalones	$\Delta h$ (m)	TN	$\Delta h$ (m)
<b>Nivel (msnm)</b>							
Curva	6.66	6.59	0.07	6.56	0.10	6.57	0.09
	6.62	6.47	0.15	6.47	0.15	6.47	0.15
	6.50	6.45	0.05	6.45	0.05	6.45	0.05
Canal	6.57	6.50	0.07	6.47	0.10	6.48	0.09
	5.54	5.85	0.31	5.97	0.43	5.97	0.43
	3.42	2.82	0.60	2.82	0.60	2.82	0.60
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.21</b>		<b>0.24</b>		<b>0.24</b>
<b><math>Q_{ent} = 1\ 307\ m^3/s</math></b>							
Sondeo	Exp	Barrera	$\Delta h$ (m)	Escalones	$\Delta h$ (m)	TN	$\Delta h$ (m)
<b>Nivel (msnm)</b>							

Curva	6.57	6.48	0.09	6.45	0.12	6.46	0.11
	6.48	6.32	0.16	6.32	0.16	6.32	0.16
	6.33	6.30	0.03	6.30	0.03	6.30	0.03
Canal	6.4	6.4	0.00	6.37	0.03	6.37	0.03
	5.53	5.75	0.22	5.84	0.31	5.84	0.31
	3.31	2.73	0.58	2.73	0.58	2.73	0.58
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.18</b>		<b>0.21</b>		<b>0.20</b>
<b><math>Q_{ent} = 1\ 199\ m^3/s</math></b>							
Sondeo	<b>Exp</b>	<b>Barrera</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>	<b>Escalones</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>	<b>TN</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>
	<b>Nivel (msnm)</b>						
Curva	6.40	6.50	0.10	6.29	0.11	6.30	0.10
	6.24	6.32	0.08	6.13	0.11	6.13	0.10
	6.10	6.30	0.20	6.10	0.00	6.10	0.00
Canal	6.33	6.43	0.10	6.22	0.11	6.22	0.11
	5.31	5.62	0.31	5.70	0.39	5.70	0.39
	3.13	2.62	0.51	2.62	0.51	2.62	0.51
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.22</b>		<b>0.21</b>		<b>0.20</b>
<b><math>Q_{ent} = 1\ 102\ m^3/s</math></b>							
Sondeo	<b>Exp</b>	<b>Barrera</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>	<b>Escalones</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>	<b>TN</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>
	<b>Nivel (msnm)</b>						
Curva	6.28	6.18	0.10	6.14	0.14	6.15	0.13
	6.00	5.93	0.07	5.93	0.07	5.93	0.07
	5.96	5.90	0.06	5.90	0.06	5.90	0.06



Canal	6.10	6.11	0.01	6.07	0.03	6.08	0.02
	5.15	5.48	0.33	5.53	0.38	5.53	0.38
	3.04	2.51	0.53	2.51	0.53	2.51	0.20
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.18</b>		<b>0.20</b>		<b>0.14</b>
<b><math>Q_{ent} = 1\ 000\ m^3/s</math></b>							
Sondeo	<b>Exp</b>	<b>Barrera</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>	<b>Escalones</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>	<b>TN</b>	<b><math>\Delta h</math> (m)</b>
	<b>Nivel (msnm)</b>						
Curva	6.16	6.01	0.15	5.97	0.19	5.98	0.18
	6.80	5.74	0.06	5.74	0.06	5.74	0.06
	5.68	5.70	0.02	5.70	0.02	5.70	0.02
Canal	6.00	5.95	0.05	5.91	0.09	5.92	0.08
	5.03	5.36	0.33	5.39	0.36	5.39	0.36
	2.87	2.41	0.46	2.41	0.46	2.41	0.46
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>			<b>0.18</b>		<b>0.20</b>		<b>0.19</b>

Las diferencias promedio de elevaciones entre los datos medidos y los simulados fue de:  $\Sigma\Delta h_{Barrera} = 0.18$ ,  $\Sigma\Delta h_{escalones} = 0.20$  y  $\Sigma\Delta h_{TN} = 0.19$

Debido a que la menor variación se obtuvo modelando al espigón como barrera, se eligió este tipo de geometría con dimensiones de ancho, altura y longitud promedio. Esta opción requiere de un menor tiempo para ingresar su geometría al modelo numérico.

## Modelación numérica del arreglo de los siete espigones

Una vez determinada la manera de ingresar la geometría de los espigones al modelo, el siguiente paso fue ingresar el arreglo de los siete espigones. Debido a que el efecto producido por el arreglo de espigones se refleja sobre todo en la curva del canal (punto de sondeo  $h_1$ ), fue el que se tomó de referencia para comparar las mediciones experimentales contra las simulaciones numéricas. La Tabla 3 muestra los niveles medidos experimentalmente (Exp) y los generados a partir de la modelación numérica en *HEC-RAS* con el arreglo de siete espigones. En la columna  $\Delta h$  se muestra la diferencia de niveles entre ambos resultados y la  $\Delta h$  promedio.

**Tabla 3.** Resumen de niveles en la derivación con arreglo de siete espigones.

Caudales		<i>h</i> deriv		$\Delta h$ (m)
<i>Q</i> alimentación	<i>Q</i> derivación	Exp	<i>HEC-RAS</i>	
(m <sup>3</sup> /s)		(msnm)		
1 438	639	6.94	6.86	0.08
1 397	596	6.89	6.76	0.13
1 309	500	6.76	6.68	0.08
1 204	385	6.57	6.59	0.02

1 102	294	6.42	6.46	0.04
1 001	223	6.28	6.31	0.03
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>				<b>0.06</b>

Se observó que la variación entre los resultados medidos y los simulados numéricamente fue en promedio de 0.06 m. Se consideró que este resultado es aceptable y, por lo tanto, el modelo numérico simulaba de forma adecuada el funcionamiento de la estructura derivadora. El siguiente paso fue modelar una alternativa que reprodujera el mismo efecto ocasionado por el arreglo de siete espigones, pero con volumen de obra menor.

## Propuesta alterna al arreglo de siete espigones

Los resultados obtenidos con las propuestas consideradas fueron los siguientes:

a) **Recubrimiento marginal.** La Tabla 4 muestra los niveles medidos en la curva  $h_1$  con arreglo de siete espigones (columna Exp), y los compara contra los obtenidos con el recubrimiento en *HEC-RAS* (columna RECUB). En la columna  $\Delta h$  se muestra la diferencia entre ambos resultados, así como el promedio de los mismos.

**Tabla 4.** Resumen de niveles en la derivación con recubrimiento.

Caudales		$h$ deriv		$\Delta h$ (m)
Q alimentación	Q derivación	Exp	RECUB	
(m <sup>3</sup> /s)		(msnm)		
1 438	639	6.94	6.57	0.37
1 397	596	6.89	6.44	0.45
1 309	500	6.76	6.33	0.43
1 204	385	6.57	6.19	0.38
1 102	294	6.42	6.03	0.39
1 001	223	6.28	5.86	0.42
<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>				<b>0.41</b>

Se observó que la diferencia promedio en la lámina de agua entre ambas configuraciones fue de 0.41 m. Es decir, que con el recubrimiento marginal no se alcanza a reproducir de modo adecuado el efecto de derivación.

b) **Recubrimiento más cuatro espigones.** La Tabla 5 muestra los niveles medidos en la curva ( $h_1$ ) con el arreglo de siete espigones (columna Exp), y los compara contra los obtenidos con la modelación numérica del recubrimiento y un arreglo de cuatro espigones propuesto (columna Rec + 4E). En la columna  $\Delta h$  se muestra la diferencia de nivel

entre los resultados de las modelaciones numéricas y los resultados experimentales.

**Tabla 5.** Resumen de niveles en la derivación con recubrimiento y cuatro espigones.

Caudales		<i>h</i> deriv		$\Delta h$
<i>Q</i> alimentación	<i>Q</i> derivación	Exp	Rec+4E	Rec+4E
$m^3/s$		msnm		m
1 438	639	6.94	6.81	0.13
1 397	596	6.89	6.70	0.19
1 309	500	6.76	6.62	0.14
1 204	385	6.57	6.52	0.05
1 102	294	6.42	6.39	0.03
1 001	223	6.28	6.24	0.04
		<b><math>\Delta h</math> promedio =</b>		<b>0.10</b>

Se observó que entre los resultados de las mediciones experimentales y de la modelación numérica de la alternativa propuesta, la variación promedio en la lámina de agua es de 0.10 m, y la variación entre los resultados obtenidos con la modelación de los siete espigones y la modelación del recubrimiento combinado con el arreglo de cuatro espigones es de 0.04 m. Se considera que esta variación no es significativa, por lo que esta alternativa puede reproducir de manera adecuada el efecto derivador.

## Volumen de obra

Con fines comparativos, se muestra el concentrado de la estimación en volumen de obra que requiere cada alternativa (Tabla 6).

**Tabla 6.** Comparación de volúmenes de obra.

<b>Volumen original del proyecto (m<sup>3</sup>)</b>	
Arreglo de siete espigones	12 687.21
<b>Volumen de alternativa propuesta (m<sup>3</sup>)</b>	
Recubrimiento	4 948.16
Arreglo de cuatro espigones	6 024.28
Total =	10 972.44
<b>Diferencia =</b>	<b>1 714.77</b>

Se estimó una reducción en el volumen de obra de alrededor de 1 700 m<sup>3</sup>, lo cual, en términos económicos, representa un ahorro significativo.

## Conclusiones

En las simulaciones numéricas se empleó el *software HEC-RAS*, modelo numérico hidráulico que puede trabajar en 1D o 2D. El objetivo fue realizar el análisis hidráulico en una curva de un río, en la cual se hizo una derivación y se agregó una protección marginal con base en espigones. El fenómeno hidráulico es evidentemente tridimensional (3D), por lo que se piensa que el uso de un *software* 1D, podría considerarse limitado. Aquí se empleó *HEC-RAS 1D* y se contrastó su desempeño contra datos medidos experimentalmente en un modelo físico reducido, teniendo resultados aceptables. Se encontró que la mejor manera de modelar espigones en este caso fue como una barrera, pues además de que los resultados numéricos comparados contra los medios presentaron la menor diferencia (0.06 m), esta opción requiere un menor tiempo para ingresar la geometría al modelo numérico. También se llevó a cabo la modelación de una alternativa de protección, que consistió de un recubrimiento y cuatro espigones, encontrando que este arreglo reproduce el efecto generado por el arreglo original de siete espigones, pero con menor volumen de obra. Por último, en este estudio se empleó como parámetro de comparación y calibración la elevación de

la lámina de agua, encontrando que *HEC-RAS 1D* presentó un buen desempeño para análisis hidráulicos de espigones en curvas. Sin embargo, se recomienda una vez realizado el análisis 1D y elegido el diseño final, emplear un análisis 2D, hacer un análisis de sensibilidad y contrastar estos resultados con los obtenidos en el modelo 1D.

## Referencias

- Bladé, E., Cea, L., Corestein, G., Escolano, E., Puertas, J., Vázquez-Cendón, E., Dolz, J., & Coll, A. (2014). *Iber*: herramienta de simulación numérica del flujo en ríos. *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, 30, 1-10. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.rimni.2012.07.004>
- Brunner, G. W. (2016). *HEC-RAS 5.0 Users Manual.pdf*. Davis, USA: US Army Corps of Engineers, Institute of Water Resources, Hydrologic Engineer Center. Recuperado de [https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation/HEC-RAS% 205.0%20 Reference %20 Manual.pdf](https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation/HEC-RAS%205.0%20Reference%20Manual.pdf)
- DHI. (2016). *Mike 11*. Hørsholm, Denmark: DHI.
- Jiménez-León, E., Mendiola-Lizárraga, L., Rivera-Trejo, F., Nungaray-Núñez, A., Díaz-Arcos, J. (2017). Cambio hidrodinámico y evolución del fondo en ríos de planicie por espigones. *Epistemus*, 11, 27-35.
- Kang, J., Yeo, H., Kim, S., & Ji, U. (2011). Experimental investigation on the local scour characteristics around groynes using a hydraulic



- model. *Water and Environment Journal*, 25, 181-191. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00207.x>
- Mawandha, H. G., Wignyosukarto, B. S., & Jayadi, R. (2018). Mini polders as alternative flood management in the lower Bengawan Solo river, Indonesia. *Irrigation and Drainage*, 67, 72-80. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/ird.2198>
- Maza-Alvarez, J. A., García-Flores, M., & Olvera-Salgado, R. (1996). Estabilización y rectificación de ríos. Cap. 14. En: *Manual de ingeniería de ríos*. México, DF, México: Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- McCoy, A., Constantinescu, G., & Weber, L. (2007a). A numerical investigation of coherent structures and mass exchange processes in channel flow with two lateral submerged groynes. *Water Resources Research*, 43. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2006WR005267>
- McCoy, A., Constantinescu, G., & Weber, L. (2007b). Hydrodynamics of flow in a channel with two lateral submerged groynes. *World Environmental and Water Resources Congress 2007* (pp. 1-11), American Society of Civil Engineers, Reston, USA. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/40927\(243\)118](https://doi.org/10.1061/40927(243)118)
- McCoy, A., Constantinescu, G., & Weber, L. J. (2008). Numerical investigation of flow hydrodynamics in a channel with a series of groynes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134, 157-172. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2008\)134:2\(157\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:2(157))

- Minor, B., Rennie, C. D., & Townsend, R. D. (2007). "Barbs" for river bend bank protection: Application of a three-dimensional numerical model. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 34, 1087-1095. Recuperado de <https://doi.org/10.1139/l07-088>
- Nguyen, Q. B., Vo, N. D., & Gourbesville, P. (2018). Flow around groynes modelling in different numerical schemes. *13th International Conference on Hydroinformatics, HIC 2018* (pp. 1513-1502), Palermo, Italy, July, 1-6. Recuperado de <https://doi.org/10.29007/2nlb>
- Qin, J., Zhong, D., Wu, T., & Wu, L. (2017). Advances in water resources sediment exchange between groin fields and main-stream. *Advances in Water Resources*, 108, 44-54. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.07.015>
- Rau-Lavado, P. C. (2007). *Comparación de modelos unidimensionales y bidimensionales en la simulación hidráulica de ríos. Aplicación al río Majes-sector Querulpa-Tomaca*. Lima, Perú: Universidad Nacional de Ingeniería.
- Rivera-Trejo, F., Soto-Cortés, G., & Barajas-Fernández, J. (2009). The 2007 flooding in Tabasco, Mexico: Evolution of water levels. *Ingeniería Hidráulica en México*, 24(4), 159-166.
- Sukhodolov, A. N. (2014). Hydrodynamics of groyne fields in a straight river reach: Insight from field experiments hydrodynamics of groyne fields in a straight river reach: Insight from field experiments. *Journal of Hydraulic Research*, 1, 105-120. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/00221686.2014.880859>

- Weitbrecht, V., Socolofsky, S. A., & Jirka, G. H. (2008). Experiments on mass exchange between groin fields and main stream in rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134, 173-183. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9429\(2008\)134:2\(173\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9429(2008)134:2(173))
- Zhang, Y., Chen, G., Hu, J., Chen, X., Yang, W., & Tao, A. (2017). Experimental study on mechanism of sea-dike failure due to wave overtopping. *Physics Procedia*, 68, 171-181. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.apor.2017.08.009>

## **Evolución de los índices comunes de detección y seguimiento de sequías meteorológicas**

## **Evolution of the common indices of detection and monitoring of meteorological droughts**

Daniel Francisco Campos-Aranda<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, campos\_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda,  
campos\_aranda@hotmail.com

### **Resumen**

Las *sequías* son un fenómeno natural recurrente caracterizado por una disminución de la precipitación. Esta condición puede ser exacerbada por las demandas de agua potable, riego y otros usos. Las *sequías*

*meteorológicas* (SM) implican una reducción en cantidad e intensidad de la lluvia, así como incrementos en la temperatura y evaporación, ya que aumenta la radiación solar al no haber nubosidad. Los *índices de sequías* son procedimientos operativos que emplean las variables climáticas citadas, los cuales buscan cuantificar ciertas características de las SM para asignar una *severidad* y así poder establecer su inicio, desarrollo y terminación, permitiendo con ello su comparación en climas diferentes. En este trabajo se describe cronológicamente cómo han evolucionado los índices más comunes de detección y seguimiento de las SM, para cuantificarlas cada año y en lapsos de varios meses. Lo anterior es útil para comenzar y avanzar en el estudio y caracterización de las SM de una localidad o de una región geográfica. Se recomienda progresar en el estudio y la evaluación cuantitativa de las SM, según como se describen los índices, pues su evolución histórica y complejidad computacional coinciden.

**Palabras clave:** sequías meteorológicas (SM), SM anuales, SM mensuales, índices de sequías (*ISP, IA, RDI<sub>st</sub>, PDSI, IZC, SPI, SPEI y SPDI*).

### **Abstract**

*Droughts* are a recurrent natural phenomenon characterized by a decrease in precipitation. This condition can be aggravated by the

demands of drinking water, irrigation and other uses. *Meteorological droughts* (MD) imply a reduction in the amount and intensity of rainfall, as well as an increase in temperature and evaporation, since without clouds there is an increase in solar radiation. *Drought indices* are operating procedures that use the aforementioned climatic variables, seeking to quantify certain characteristics of the MD to assign a *severity* and thus be able to establish their start, development and termination, allowing their comparison in different climates. This paper describes chronologically how the most common detection and pursuit indices of MD have evolved, allowing their annual and monthly quantification. This compilation is useful to begin and advance in the study and characterization of the MD of a locality or a geographic region. It is recommended to progress in the study and the quantitative evaluation of MD, according to how the indexes are described here, since their historical evolution and their computational complexity coincide.

**Keywords:** Meteorological droughts (MD), annual MD, monthly MD, drought indices (*ISP*, *IA*,  $RDI_{st}$ , *PDSI*, *IZC*, *SPI*, *SPEI* and *SPDI*).

Recibido: 30/11/2017

Aceptado: 19/03/2019

## Introducción

Las *sequías* son eventos climáticos extremos recurrentes que acontecen en todas las localidades del mundo, caracterizados por una precipitación menor que la normal y cuya duración abarca varios meses o algunos años. Las sequías son una de las principales causas naturales de daños en la agricultura, en las actividades económicas y en el medio ambiente. Esta evolución de sus impactos crea su carácter de múltiples escalas de tiempo, lo cual se origina por los *retrasos* que ocurren en el aprovechamiento del agua en los diferentes sistemas hidráulicos, de manera que la escasez de precipitación primeramente es visible en la agricultura de temporal, después en el abastecimiento del riego, generación de energía hidroeléctrica y otros usos del agua, y por último, en los daños sociales, económicos y ambientales. Por lo anterior, las sequías se clasifican como: *meteorológicas, agrícolas, hidrológicas y socio-económicas*. Estas últimas incluyen los daños ambientales (Pandey, Sharma, Mishra, Singh, & Agarwal, 2008; Mishra & Singh, 2010; Fernández & Gironas, 2017).

Las *sequías meteorológicas* (SM) de una zona es el lapso de meses o años durante el cual la precipitación que ocurre es inferior a la que comúnmente acontece. Por su evolución lenta, es difícil precisar su inicio y final, así como estimar sus características de severidad y extensión territorial. Por otra parte, debido al crecimiento sostenido de la demanda de agua para todos los usos y a la amenaza del cambio climático, en años recientes los impactos negativos de las sequías se han intensificado (Panu & Sharma, 2002; Sene, 2010; Vicente-Serrano, Beguería, & López-Moreno, 2010; Fuchs, Svoboda, Wilhite, & Hayes, 2014).

La ocurrencia y severidad de las SM está relacionada con los parámetros climáticos regionales, entre los más impactantes están la *precipitación media anual (PMA)* y la *evapotranspiración potencial media anual (ETP)*. La *PMA* es el abastecimiento atmosférico y depende principalmente de las siguientes ocho características geográficas: latitud; factores orográficos; corrientes oceánicas; circulación del viento atmosférico; proximidad de océanos y grandes lagos; presión atmosférica, color y textura de la superficie terrestre; y condicionantes atmosféricos de origen natural o de las actividades humanas. En cambio, la *ETP* es la demanda atmosférica y depende de manera preponderante de las siguientes cuatro características atmosféricas y físicas: radiación solar neta, déficit de humedad ambiental, rugosidad de la superficie e índice de área foliar. La *ETP* está relacionada de manera



estrecha con las temperaturas diurnas y nocturnas del aire (Ponce, Pandey, & Ercan, 2000).

*PMA* y *ETP* son dos *variables climáticas* que tienen relación con las deficiencias en la precipitación que ocurren durante las SM. En cambio, un *índice de sequías* es un método basado en cálculos estadísticos que emplea variables climáticas y busca cuantificar las SM, permitiendo con ello su comparación en climas diferentes; además, favorecen el desarrollo de acciones de mitigación correctas y eficientes de sus impactos negativos (Pandey *et al.*, 2008; Sene, 2010; Fuchs *et al.*, 2014).

El *objetivo* de este trabajo consiste en exponer de forma breve la evolución que han tenido los índices comunes de SM desde la detección de sus valores anuales hasta llegar a los de duración mensual de diversos periodos, comenzando con índices que sólo empleaban la precipitación anual (*PA*), continuando con los que introdujeron la temperatura media y llegando a los que ahora usan la *ETP*. Respecto a los índices más recientes (*PDSI*, *SPI*, *SPEI* y *SPDI*), no se exponen sus procedimientos operativos, pero se indica dónde se pueden consultar, y se describe y analiza su enfoque o particularidades, destacando sus ventajas.

## DetECCIÓN DE SM ANUALES

### Técnica basada en la PA

Pandey y Ramasastri (2001; 2002) establecieron que cuando en un año su  $PA$  es menor de 75% de la media anual ( $PMA$ ) ha ocurrido una SM. El número de sequías ( $NS$ ) anuales, es decir las veces en que  $PA$  es menor que 0.75 por  $PMA$ , dividido entre el tamaño ( $n$ ) de la serie o muestra de  $PA$  y expresado en porcentaje, es en realidad su *probabilidad de ocurrencia* (%  $O$ ), ya que cumple con la definición básica de la probabilidad: cociente entre el número de casos favorables al número de casos posibles. Estos autores prefieren emplear el recíproco ( $n/NS$ ) y lo designan *periodo de retorno promedio* ( $PRP$ ) en años de las SM. El indicador de severidad de las sequías es su *intensidad media* ( $IM$ ), definida como el déficit relativo medio, cuya expresión es (Ponce *et al.*, 2000; Pandey & Ramasastri, 2001; Pandey & Ramasastri, 2002):

$$IM = \frac{1}{NS} \sum_{i=1}^{NS} \frac{(PMA - PA_i)}{PMA} \quad (1)$$

Una gráfica con *PMA* en las abscisas y la *IM* en las ordenadas, muestra por lo general un decaimiento exponencial, o bien una curva hiperbólica. Esta gráfica construida para una cierta región geográfica permite la estimación en cualquier localidad de tal zona, de su *IM* de las SM, con sólo disponer del valor de su *PMA*.

Campos-Aranda (2018c) procesó 32 registros de *PA* del estado de San Luis Potosí, México, con amplitudes que variaron de 45 a 65 datos, y definió la gráfica mostrada en la Figura 1. Este método es el procedimiento más simple de caracterización de las SM anuales.

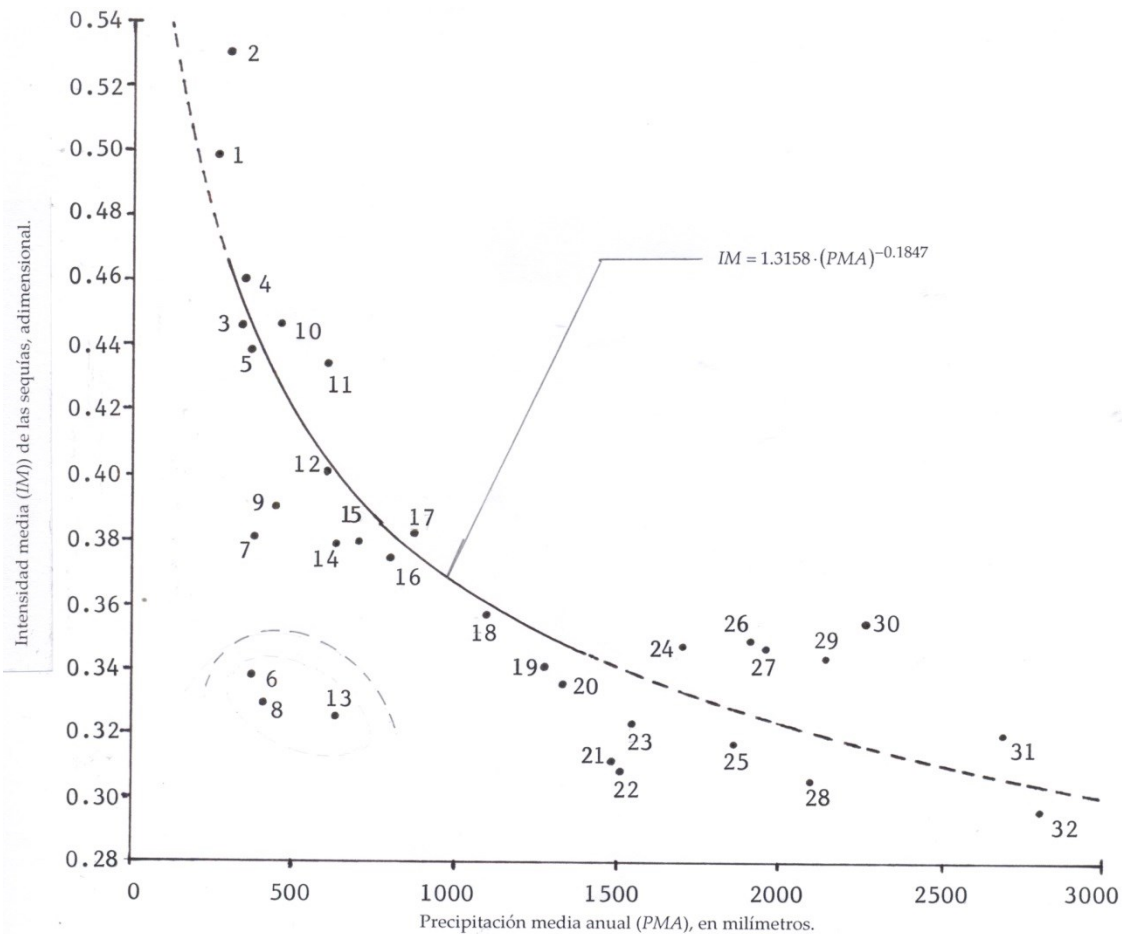
## **Índice de Sequías de Pedj (*ISP*)**

Elagib y Elhag (2011) indican que la *variabilidad anual* del registro o serie de *PA* se puede detectar y analizar por medio de su *índice de anomalía estandarizada (IAE)*, definido por las dos expresiones siguientes:

$$IAE_i^{PA} = \frac{PA_i - PMA}{DEP} \quad (2)$$

siendo  $PA$  la precipitación anual en milímetros;  $PMA$  su valor medio, y  $DEP$  su desviación estándar no sesgada, con  $n$  igual al número de años del registro procesado:

$$DEP = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (PA_i - PMA)^2}{(n-1)} \right]^{1/2} \quad (3)$$



**Figura 1.** Evolución de la *IM* de las SM con la *PMA*, en 32 estaciones pluviométricas del estado de San Luis Potosí, México.

El *IAE* de la serie de temperatura media (*TM*) anual se calcula con dos ecuaciones similares. Pedj propuso en 1975 en Rusia un índice para

detección de sequías anuales que está definido por la diferencia entre los *IAE* de la temperatura media menos el de la precipitación. El *Índice de Sequías de Pedj (ISP)*, cuyo valor anual clasifica al clima como húmedo ( $ISP < 0$ ) o de sequía ( $ISP > 0$ ), fue verificado de manera empírica, encontrando que tiene correlación negativa con la anomalía de la precipitación, y varía directamente con la anomalía de la temperatura media; pero lo más importante es que captura ambas direcciones o tendencias. Las SM anuales leves, moderadas, severas y extremas se tienen conforme el *ISP* varía entre 0 y 1, 1 y 2, 2 y 3, y más de 3, respectivamente (Elagib & Elhag, 2011).

Campos-Aranda (2018a) aplicó el *ISP* en el estado de Zacatecas, México, integrando 16 series anuales, con 65 valores en el periodo común de 1950-2014; con base en su análisis estadístico, establece el comportamiento local y regional de las SM anuales. Concluye que el *ISP* es una técnica simple y precisa para caracterización de las SM anuales, la cual incorpora a la temperatura media.

## **Índice de Aridez (IA)**

El Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP, por sus siglas en inglés) propuso al inicio de los años noventa el cociente  $PMA/ETP$  para caracterizar las zonas desérticas y le llamó *Índice de Sequedad*. A partir de este siglo, tal cociente se denomina *Índice de Aridez (IA)* y define los climas áridos cuando  $IA$  varía entre 0.200 y 0.050, y los hiperáridos con  $IA$  es menor de 0.050 (Elagib, 2009). El índice de aridez anual ( $IA = PA/ETP$ ) se ha utilizado en estudios de SM, debido a que conceptualmente es correcto al relacionar el abastecimiento y la demanda de la atmósfera. Debido a su sencillez de cálculo, el  $IA$  se ha empleado en estudios regionales y de grandes territorios (Elagib, 2009). Por lo común, la estimación de la  $ETP$  se realiza por medio de métodos empíricos, como los de Thornthwaite y Hargreaves-Samani, que utilizan datos de la temperatura del aire (Vangelis, Tigkas, & Tsakiris, 2013; Campos-Aranda, 2016; Campos-Aranda, 2018b; Campos-Aranda, 2018d).

La serie cronológica de valores anuales de  $IA$  se ordena de mayor a menor, conservando el año respectivo, y se obtiene la *mediana*, para definir con los valores menores que ella los años con sequía. Después se trabaja con tales datos para asignar porcentajes de tipos de SM (leves, moderadas, severas y extremas) y encontrar sus años respectivos.

Campos-Aranda (2016) describe los análisis estadísticos realizados con base en el  $IA$  en 16 estaciones climatológicas del estado de Zacatecas, México, en un periodo común de 65 años, para monitorear

las SM anuales de manera puntual y regional. El *IA* representó un avance conceptual al incorporar a la *ETP*; sin embargo, ha sido sustituido por el  $RDI_{st}$  del inciso siguiente, que se aplica en lapsos mensuales.

## **Detección de SM mensuales**

### **Índice de Reconocimiento de Sequías (RDI)**

Tsakiris y Vangelis (2005) exponen una generalización del *IA* en los dos aspectos siguientes: (1) se aplica en lapsos de  $k$  meses y (2) se estandariza. Lo anterior condujo a un nuevo cociente designado RDI de *Reconnaissance Drought Index*. Su cálculo inicia evaluando el cociente ( $a_i$ ) entre la precipitación mensual acumulada y la respectiva evapotranspiración potencial (*ETP*), en los  $k$  meses considerados como *duración* de la SM de cada año  $i$  del registro procesado. Tsakiris y



Vangelis (2005), y Tsakiris, Tigkas, Vangelis y Pangalou (2007) encuentran que los valores de  $a_i$  siguen una distribución Log-normal y entonces los valores de RDI estandarizados se obtienen con la ecuación siguiente:

$$RDI_{st}^i = \frac{y_i - \bar{y}}{S_y} \quad (4)$$

en la cual  $y_i$  es el logaritmo natural de  $a_i$ ,  $\bar{y}$ , y  $S_y$  son la media aritmética y la desviación estándar de  $y_i$ . Los valores positivos del  $RDI_{st}$  indican años húmedos y los negativos SM *anuales*, con la severidad siguiente: leves hasta -1.00; moderadas fluctuando de -1.00 a -1.50; severas variando de -1.50 a -2.00; por último, extremas, menores que -2.00. Vangelis *et al.* (2013) encuentran que el método empírico de estimación de la *ETP* no tiene influencia en los resultados del  $RDI_{st}$ .

Campos-Aranda (2018a) contrasta el índice  $RDI_{st}$  con el *ISP* en 16 estaciones climatológicas del estado de Zacatecas, México. El contraste se basó en los porcentajes de cada tipo de sequías y en su número total. Sugiere la aplicación sistemática de ambos índices para mejorar la estimación de las series cronológicas de sequías, orientado esto último a su pronóstico (Mishra & Singh, 2011).

## **Índice de Severidad de Sequías de Palmer (PDSI)**

Propuesto a mediados de los años sesenta (Palmer, 1965), el PDSI de *Palmer Drought Severity Index* realiza un balance mensual de precipitación y *ETP* en el suelo que lo considera integrado por dos capas; por ello, es quizás el primer índice multivariado (Hao & Singh, 2015). El PDSI ha sido criticado por no tener un cálculo simple; aplicar varias reglas empíricas; no permitir considerar la duración en meses de las SM; y no ser suficientemente sensitivo a los cambios inducidos en la precipitación y temperatura, al intentar caracterizar las SM futuras según el cambio climático probable de una localidad o región (Alley, 1984; Karl, 1986; Wells, Goddard, & Hayes, 2004; Ma *et al.*, 2014).

## **Índice Z de China (IZC)**

Introducido por el Centro Nacional de Meteorología de China a inicios de la década de 1990, asume que la precipitación mensual procede de una distribución Pearson tipo III y por ello emplea la aproximación Wilson-Hilferty (Zelen & Severo, 1972) para relacionar al índice estadístico Z (IEZ) con este índice, según la expresión siguiente (Wu, Hayes, Weiss, & Hu, 2001; Morid, Smakhtin, & Moghaddasi, 2006; Dogan, Berktaş, & Singh, 2012):

$$IZC_{k,j} = \frac{6}{Cs_k} \left( \frac{Cs_k}{2} IEZ_{k,j} + 1 \right)^{1/3} - \frac{6}{Cs_k} + \frac{Cs_k}{6} \quad (5)$$

siendo  $Cs_k$  el coeficiente de asimetría, cuya ecuación es:

$$Cs_k = \frac{\sum_{j=1}^{NS} (x_{k,j} - \bar{x}_k)^3}{NS \cdot (S_k)^3} \quad (6)$$

en la cual  $x_{k,j}$  es la precipitación de la secuencia móvil  $j$  y de una duración  $k$  en meses. La media y desviación estándar de la Ecuación (6) son:

$$\bar{x}_k = \frac{1}{NS} \sum_{j=1}^{NS} x_{k,j} \quad (7)$$

$$S_k = \left[ \frac{1}{NS} \sum_{j=1}^{NS} (x_{k,j} - \bar{x}_k)^2 \right]^{1/2} \quad (8)$$

El IEZ proviene de la variable normal estandarizada ( $Z$ ) y se define como:

$$IEZ_{k,j} = \frac{x_{k,j} - \bar{x}_k}{S_k} \quad (9)$$

Definida la *duración* de la SM en meses ( $k$ ), que puede ser 1, 3, 6, 9, 12, 18, 24, 30, 36, 48, 60 y 72, se comienza por obtener todas las *secuencias* posibles de tal duración en el registro, las cuales se obtienen como *sumas móviles*. Por ejemplo, para una sequía estacional con  $k = 4$ , la primera secuencia será la suma del mes uno al cuarto; la segunda secuencia será la suma del mes dos al quinto, y así de forma sucesiva. El número de secuencias o datos ( $NS$ ) por procesar será:

$$NS = 12 \cdot NA - k + 1 \quad (10)$$

siendo NA el número de años del registro completo disponible (NA > 30), los cuales por lo común inician en enero y terminan en diciembre.

Campos-Aranda (2017) contrasta los resultados del índice Z de China (IZC) y del índice de precipitación estandarizada (SPI), en tres localidades climáticas disímiles del estado de San Luis Potosí, México. Encuentra que sus valores son bastante similares y se puede decir que el primero es una simplificación numérica del segundo. El IZC es más simple de aplicar, pero algunas veces falla su cálculo, cuando IEZ es negativo y el  $C_s$  grande, el paréntesis de la Ecuación (5) resulta negativo.

## **Índice de Precipitación Estandarizada (SPI)**

Este índice, denominado SPI de *Standardized Precipitation Index*, se basa en un enfoque probabilístico de la precipitación mensual propuesto por McKee, Doesken y Kleist (1993). Ha mostrado un uso eficiente de la información disponible. Su crítica principal radica en utilizar sólo tales

datos, ignorando con ello otros indicadores de las sequías, como temperatura y *ETP*.

Calculadas las sumas móviles de duración  $k$ , se ajusta la función de distribución de probabilidades gamma mixta de dos parámetros a la serie de  $NS$  (Ecuación (10)) calculada, ya que tal muestra puede contener ceros. Guttman (1999) propone utilizar la distribución Pearson tipo III. Stagge, Tallaksen, Gudmundsson, Van Loon y Stahl (2015) ratifican el uso de la distribución gamma mixta. Después se emplea una aproximación numérica racional para convertir la probabilidad acumulada estimada con distribución gamma mixta en la variable normal estandarizada  $Z$  de media cero y varianza unitaria, la cual define el índice SPI. La definición de SM leves, moderadas, severas y extremas se realiza con base en los valores numéricos citados para el  $RDI_{st}$ , al igual que en el índice IZC expuesto, y en los índices SPEI y SPDI siguientes.

Cacciamani, Morgillo, Marchesi y Pavan (2007), y Campos-Aranda (2017) han expuesto la formulación matemática necesaria para el cálculo del SPI. En cambio, Wu, Hayes, Wilhite y Svoboda (2005), y Wu, Svoboda, Hayes, Wilhite y Wen (2007) tratan dos aspectos importantes de la aplicación del SPI: la amplitud del registro y su uso en climas áridos. Cheval (2015) ha expuesto una evolución exhaustiva del SPI en sus aspectos teóricos, prácticos y de sus perspectivas. Campos-Aranda (2017) expone la gráfica de evolución del SPI, con duración de 6, 12 y

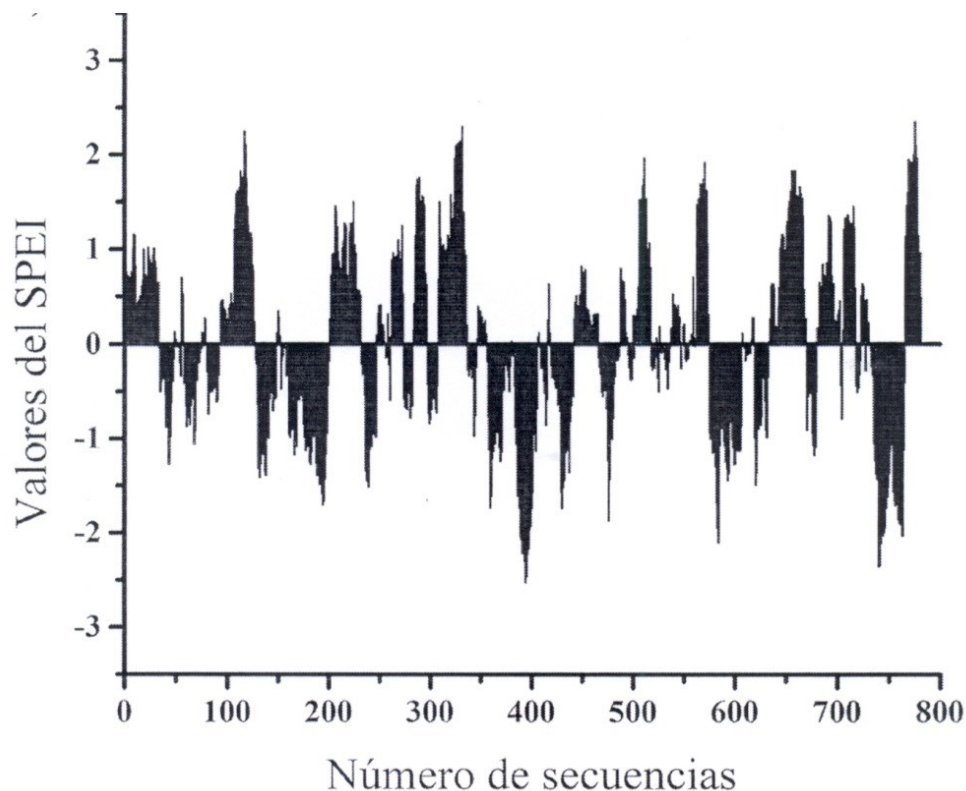
24 meses, en las estaciones climatológicas Villa de Arriaga, Río Verde y Xilitla del estado de San Luis Potosí, México, de climas disímiles.

## Índice SPEI

La tendencia actual busca la caracterización de las SM a través de índices basados en múltiples variables (Hao & Singh, 2015). Los principales enfoques de construcción de estos nuevos *índices multivariados* son el uso del balance de humedad en el suelo y de las *variables ocultas*. Una variable oculta o latente se forma con una diferencia o cociente de variables que tienen gran significado físico en las SM; por ejemplo, la precipitación y la *ETP*, y así se propuso el RDI con el cociente de tales variables y el SPEI de *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index* con su diferencia, que implica una condición de déficit o exceso de agua (Vicente-Serrano *et al.*, 2010).

El SPEI es de cálculo similar al SPI y además sensitivo a las alteraciones inducidas en los registros históricos de precipitación y temperatura, de acuerdo con las expectativas que presenta el cambio climático en tal zona o región para el estudio de las SM futuras. Al igual

que el SPI, las gráficas de evolución de sus valores calculados para una cierta duración ( $k$ ) permiten la definición exacta del inicio y la terminación de los periodos de sequía, y de la fecha de ocurrencia de sus valores extremos, al usar la Ecuación (10). En la Figura 2 se muestra la gráfica de evolución del SPEI, en la estación climatológica Fresnillo del estado de Zacatecas, México, cuyo registro abarca 66 años, de 1949 a 2014; por lo cual, cuando  $k = 12$  meses, su número de secuencias procesadas es de 781.





**Figura 2.** Evolución del SPEI de 12 meses de duración en la estación climatológica Fresnillo, Zacatecas, México.

El cambio fundamental del SPEI con el SPI radica en utilizar como datos de partida las diferencias ( $d$ ) de la precipitación menos la  $ETP$ , ambas acumuladas en uno o varios meses seguidos. Como la mayoría de estas diferencias son negativas, se obtienen muchas *sumas móviles* (Ecuación (10)) menores que cero y entonces la distribución de probabilidades que se necesita ajustar a las secuencias formadas debe ser de tres parámetros de ajuste, con la ubicación ( $u$ ) menor que la secuencia mínima (Beguería, Vicente-Serrano, Reig, & Latorre, 2014; Stagge *et al.*, 2015).

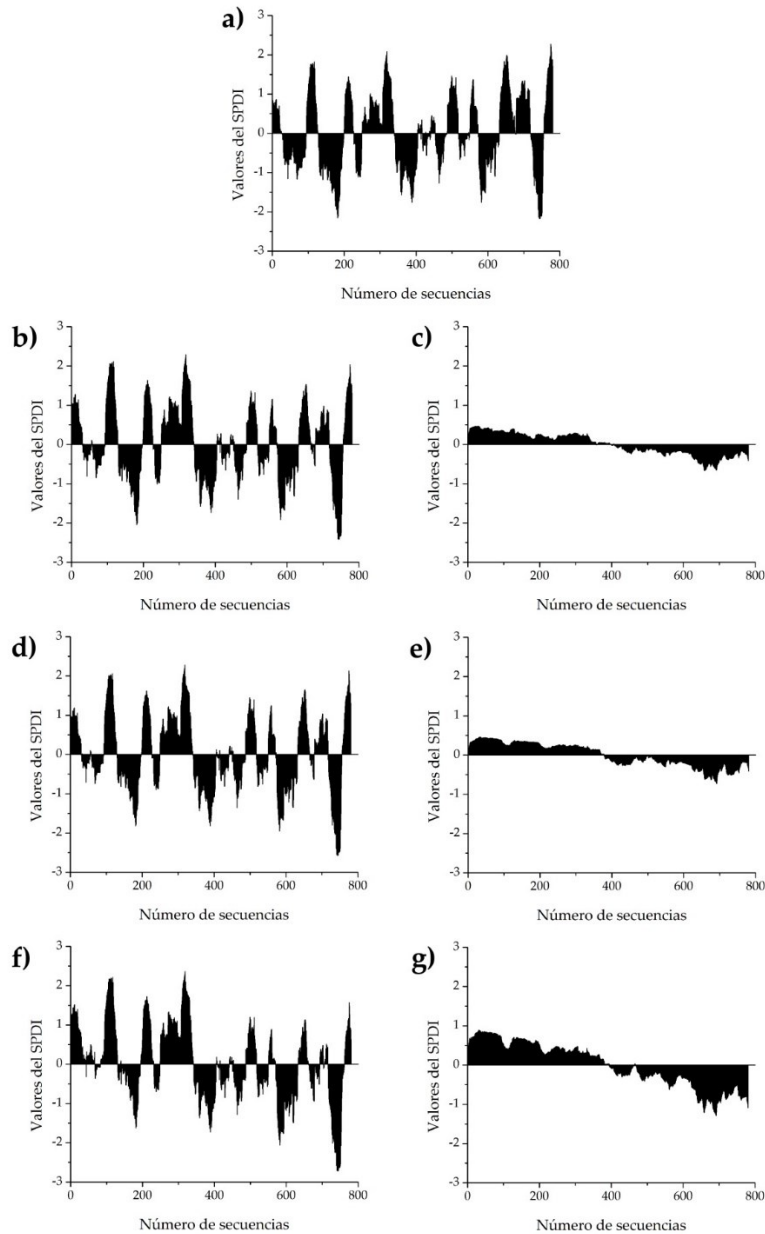
Campos-Aranda (2018c) detalla el procedimiento operativo del SPEI y lo aplica en la estación climatológica Zacatecas, México, con 86 años de registro: de 1930 a 2015. Con base en el SPEI estima las sequías históricas y futuras, según cambio climático probable (ver Apéndice), con nueve duraciones, que varían de 3 a 48 meses. El SPEI es un índice de sequías de mayor potencial que el SPI, al utilizar una medida más real de la disponibilidad del agua, la diferencia entre la precipitación y la  $ETP$ ; además, es sensitivo al cambio climático probable.

## Índice de Sequías de Palmer Estandarizado (SPDI)

Un estudio comparativo realizado por Ma *et al.* (2014) de los índices PDSI, SPI y SPEI encontró deficiencias y limitaciones en la diferencia  $d$  utilizada por el SPEI, como ecuación del balance climático mensual, y proponen emplear la calculada dentro de procedimiento operativo del índice de Palmer (PDSI), llamada *desviación de la humedad* ( $dh$ ), que es la diferencia entre la precipitación observada y una estimada para las condiciones normales del clima de la región, la cual se calcula con base en los resultados del balance hídrico del suelo. Al procesar las diferencias  $dh$  con el enfoque probabilístico del SPI, se ha desarrollado un nuevo índice, el SPDI de *Standardized Palmer Drought Index*, que engloba la parte teórica rescatable del índice de Palmer, la eficiencia computacional del SPI, y reproduce la sensibilidad del SPEI para considerar los cambios climáticos probables (Ma *et al.*, 2014).

Campos-Aranda (2018d) expone contrastes en duraciones de sequía de 6, 12 y 24 meses del SPDI contra el SPI y el SPEI, en las estaciones climatológicas Villa de Arriaga, Río Verde y Xilitla del estado de San Luis Potosí, México, que tienen climas diferentes.

En la Figura 3, la gráfica b) corresponde al SPDI con registro histórico (769 secuencias procesadas) alterado con reducción de 20% en la precipitación anual. La gráfica c) muestra las diferencias entre los SPDI alterado y el original, es decir, b) menos a).



**Figura 3.** Gráficas de evolución del SPDI de duración 24 meses en la estación climatológica Fresnillo, del estado de Zacatecas, México (gráfica a) registro histórico; otras descripciones en el texto).

La gráfica d) corresponde al SPDI con registro histórico alterado con aumento de 4 °C en la temperatura media anual. La gráfica e) muestra las diferencias entre los SPDI alterado y el original, es decir, d) menos a). La gráfica f) corresponde al SPDI con registro histórico alterado con reducción de 20% en la precipitación anual y aumento de 4 °C en la temperatura media anual. La gráfica g) muestra las diferencias entre los SPDI alterado y el original, es decir, f) menos a).

## Conclusiones

Se han expuesto, de manera breve, los aspectos conceptuales de los diferentes índices de *sequías meteorológicas* (SM) más comunes o universales que se han propuesto desde mediados de la década de 1960, comenzando por los más simples y llegando a los más

complicados. Se omiten sus procedimientos operativos, pero se cita dónde se pueden consultar en su versión teórica y dónde el autor los ha aplicado a datos reales.

Se comenzó caracterizando SM anuales y después se abordó la evaluación de las SM en lapsos de varios meses, es decir, adoptando una *duración* para la sequía.

Esta recopilación se considera útil para comenzar y avanzar en el estudio y caracterización de las SM históricas de una localidad, con base en una cierta estación climatológica o meteorológica. El estudio de una zona o región geográfica se aborda igual, pero interpretando los resultados de varias estaciones climatológicas, para concluir sobre el comportamiento o *evolución espacial* de las SM.

Se insiste en progresar en el estudio y la evaluación cuantitativa de las SM locales o regionales, según como se describen los índices, pues su evolución histórica y su complejidad computacional concuerdan.

## **Apéndice: condiciones hipotéticas asociadas con el cambio climático**

Todos los índices expuestos permiten una estimación aproximada de las SM futuras, a través de alterar o modificar los registros históricos de  $PA$  y  $TM$ , para tomar en cuenta el cambio climático probable de la localidad o zona geográfica estudiada (Fuchs *et al.*, 2014). En los índices IZC y SPI sólo se altera el registro de precipitación; en los que emplean la  $ETP$ , primero se modifica el registro de temperatura y después se aplica su método de estimación.

Con base en los análisis cuantitativos realizados por Vicente-Serrano *et al.* (2010) y Ma *et al.* (2014), se recomienda establecer y analizar tres escenarios del cambio climático probable: (1) una reducción progresiva y lineal de 20% en la precipitación anual del registro histórico; (2) un aumento progresivo y lineal de 4 °C en el registro de temperatura media anual, y (3) la superposición de ambos cambios en los registros históricos. La corrección del registro mensual de precipitación ( $PM_{j,i}$ ) se realiza con base en la ecuación siguiente:

$$PM_{j,i} = PM_{j,i} - (\Delta_P \cdot i \cdot PM_{j,i}) \quad (11)$$

en la cual  $j$  es el contador de meses, cambiando de 1 a 12, e  $i$  el de años, variando de 1 a NA, que es el número años procesados,  $\Delta_P$  es

la pendiente de la reducción y por lo tanto igual al cociente de 0.20 entre NA.

La corrección al registro de temperatura media mensual ( $TM_{j,i}$ ) se efectúa con la ecuación:

$$TM_{j,i} = TM_{j,i} + (\Delta_T \cdot i) \quad (12)$$

ahora,  $\Delta_T$  es la pendiente del incremento y por ello igual al cociente de 4 °C entre NA.

### **Agradecimientos**

Se agradecen las observaciones y correcciones sugeridas por el árbitro anónimo C, las cuales permitieron ampliar el contenido del trabajo en relación con las ventajas de cada índice de sequías expuesto y ayudaron a buscar una mejor descripción numérica de ellos, al citar diversas aplicaciones del autor.

### **Referencias**

Alley, W. M. (1984). The Palmer drought severity index: Limitations and assumptions. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 23(7), 77-86.



- Beguiría, S., Vicente-Serrano, S. M., Reig, F., & Latorre, B. (2014). Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI) revisited: Parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *International Journal of Climatology*, 34(10), 3001-3023.
- Campos-Aranda, D. F. (2016). Estudio de sequías meteorológicas anuales por medio del índice de aridez, en el estado de Zacatecas, México. *Ingeniería. Investigación y Tecnología*, 17(3), 403-415.
- Campos-Aranda, D. F. (2017). Cuantificación de sequías meteorológicas mensuales: cotejo de cuatro índices en tres localidades de San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(3), 159-172.
- Campos-Aranda, D. F. (2018a). Detección de sequías meteorológicas anuales en el estado de Zacatecas, México, con base en índices de anomalía estandarizada. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(1), 135-149.
- Campos-Aranda, D. F. (2018b). Cuantificación con el SPEI de sequías históricas y bajo cambio climático probable en la estación climatológica Zacatecas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(2), 210-233.
- Campos-Aranda, D. F. (2018c). Análisis estadístico de la ocurrencia de sequías meteorológicas anuales según tipo de clima del estado de

- San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(3), 213-231.
- Campos-Aranda, D. F. (2018d). Contrastes del Índice de Sequías de Palmer Estandarizado (SPDI) en tres ubicaciones climáticas de San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5), 246-279.
- Cheval, S. (2015). The Standardized Precipitation Index - An overview. *Romanian Journal of Meteorology*, 12(1-2), 17-64.
- Cacciamani, C., Morgillo, A., Marchesi, S., & Pavan, V. (2007). Chapter 2. Monitoring and forecasting drought on a regional scale. In: Rossi, G., Vega, T., & Bonaccorso, B. (eds.). *Methods and tools for drought analysis and management* (pp. 29-48). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Dogan, S., Berktaç, A., & Singh, V. P. (2012). Comparison of multi-monthly rainfall-based drought severity indices, with application to semi-arid Konya closed basin, Turkey. *Journal of Hydrology*, 470-471, 255-268.
- Elagib, N. A. (2009). Assessment of drought across central Sudan using UNEP dryness ratio. *Hydrology Research*, 40(5), 481-494.
- Elagib, N. A., & Elhag, M. M. (2011). Major climate indicators of ongoing drought in Sudan. *Journal of Hydrology*, 409(3-4), 612-625.
- Fernández, B., & Gironas, J. (2017). Chapter 79. Drought characteristics. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied*

- hydrology* (2<sup>nd</sup> ed.) (pp. 79.1-79.12). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Fuchs, B. A., Svoboda, M. D., Wilhite, D. A., & Hayes, M. J. (2014). Chapter 12. Drought indices for drought risk assessment in a changing climate. In: Eslamian, S. (ed.). *Handbook of engineering hydrology. Modeling, climate change and variability* (pp. 217-231). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Guttman, N. B. (1999). Accepting the Standardized Precipitation Index: A calculation algorithm. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(2), 311-322.
- Hao, Z., & Singh, V. P. (2015). Drought characterization from a multivariate perspective: A review. *Journal of Hydrology*, 527, 668-678.
- Karl, T. R. (1986). The sensitivity of the Palmer drought severity index and Palmer's Z-index to their calibration coefficients including potential evapotranspiration. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 25(1), 77-86.
- Ma, M., Ren, L., Yuan, F., Jiang, S., Liu, Y., Kong, H., & Gong, L. (2014). A new standardized Palmer drought index for hydro-meteorological use. *Hydrological Processes*, 28(23), 5645-5661.

- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The relationship of Drought frequency and duration to times scales. *8<sup>th</sup> Conference on Applied Climatology* (pp. 179-184). Anaheim, California, USA.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391(1-2), 202-216.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2011). Drought modeling - A review. *Journal of Hydrology*, 403(1-2), 157-175.
- Morid, S., Smakhtin, V., & Moghaddasi, M. (2006). Comparison of seven meteorological indices for drought monitoring in Iran. *International Journal of Climatology*, 26(7), 971-985.
- Palmer, W. C. (1965). *Meteorological drought*. Research Paper No. 45. U. S. Weather Bureau, Washington, D. C., USA.
- Pandey, R. P., & Ramasastri, K. S. (2001). Relationship between the common climatic parameters and average drought frequency. *Hydrological Processes*, 15(6), 1019-1032.
- Pandey, R. P., & Ramasastri, K. S. (2002). Incidence of droughts in different climatic regions. *Hydrological Sciences Journal*, 47(S), S31-S40.
- Pandey, R. P., Sharma, K. D., Mishra, S. K., Singh, R., & Agarwal, A. (2008). Chapter 21. Drought characterization. In: Singh, V. P. *Hydrology and Hydraulics* (pp. 761-792). Highlands Ranch, USA: Water Resources Publications.

- Panu, U. S., & Sharma, T. C. (2002). Challenges in drought research: Some perspectives and future directions. *Hydrological Sciences Journal*, 47(S), S19-S30.
- Ponce, V. M., Pandey, R. P., & Ercan, S. (2000). Characterization of drought across climatic spectrum. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5(2), 222-224.
- Sene, K. (2010). Chapter 8. Droughts. In: *Hydro-meteorology. Forecasting and Applications* (pp. 239-267). London, UK: Springer.
- Stagge, J. H., Tallaksen, L. M., Gudmundsson, L., Van Loon, A. F., & Stahl, K. (2015). Candidate distributions for climatological drought indices (SPI and SPEI). *International Journal of Climatology*, 35(13), 4027-4040.
- Tsakiris, G., & Vangelis, H. (2005). Establishing a drought index incorporating evapotranspiration. *European Water*, 9/10, 3-11.
- Tsakiris, G., Tigkas, D., Vangelis, H., & Pangalou, D. (2007). Chapter 9. Regional drought identification and assessment. In: Rossi, G., Vega, T., & Bonaccorso, B. (eds.). *Methods and tools for drought analysis and management* (pp. 169-191). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Vangelis, H., Tigkas, D., & Tsakiris, G. (2013). The effect of PET method on Reconnaissance Drought Index (RDI) calculation. *Journal of Arid Environments*, 88, 130-140.

- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar Drought Index sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696-1718.
- Wells, N., Goddard, S., & Hayes, M. J. (2004). A self-calibrating Palmer drought severity index. *Journal of Climate*, 17(12), 2335-2351.
- Wu, H., Hayes, M. J., Weiss, A., & Hu, Q. (2001). An evaluation of the Standardized Precipitation Index, the China-Z Index and the Statistical Z-score. *International Journal of Climatology*, 21(6), 745-758.
- Wu, H., Hayes, M. J., Wilhite, D. A., & Svoboda, M. D. (2005). The effect of the length of record on the standardized precipitation index calculation. *International Journal of Climatology*, 25(4), 505-520.
- Wu, H., Svoboda, M. D., Hayes, M. J., Wilhite, D. A., & Wen, F. (2007). Appropriate application of the SPI in arid locations and dry seasons. *International Journal of Climatology*, 27(1), 65-79.
- Zelen, M., & Severo, N. C. (1972). Chapter 26. Probability functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (pp. 925-995). New York, USA: Dover Publications.

**The strategy of nanomaterials in polymeric membranes  
for water treatment: Nanocomposite membranes**

**La estrategia de los nanomateriales en membranas  
poliméricas para el tratamiento de agua: membranas  
nanocompuestas**

Roberto Castro-Muñoz<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> University of Chemistry and Technology Prague, Prague, Czech Republic,

<sup>2</sup> Tecnológico de Monterrey, Campus Toluca, Toluca de Lerdo, Mexico, food.biotechnology88@gmail.com, castromr@tec.mx, ORCID: 0000-0002-7657-3302

Correspondence author: Roberto Castro-Muñoz,  
food.biotechnology88@gmail.com, castromr@vscht.cz

## Abstract

Membrane-based technologies, such as micro (MF), ultra (UF) and nanofiltration (NF), have been widely applied for water treatment applications; however, the limitations of pure polymeric membranes have encouraged the incorporation of inorganic nanomaterials to enhance their performance. Today, nanocomposite membranes have greatly increased the attention of researchers for different water treatment applications, *e.g.*, water purification, wastewater treatment, removal of microorganisms, chemical compounds and heavy metals. To date, different types of nanomaterials have been incorporated into polymeric membranes, such as carbon nanotubes (CNT), zinc oxide (ZnO), graphene oxide (GO), titanium dioxide (TiO<sub>2</sub>), Ag and Cu-based nanoparticles, to mention just a few. Thereby, the aim of this paper is to show a brief overview about the effect on embedding these materials into polymeric membranes according to the recent literature inputs in the field of water treatment.

**Keywords:** Water treatment, nanocomposite, microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, anti-fouling, nanomaterials.

## Resumen

Las tecnologías basadas en membranas, tales como micro (MF), ultra (UF) y nanofiltración (NF), se han usado ampliamente para aplicaciones de tratamiento de agua; sin embargo, las limitaciones de las



membranas poliméricas puras han fomentado la incorporación de nanomateriales inorgánicos para mejorar su rendimiento. Hoy en día, las membranas de nanocompuestas han llamado enormemente la atención de los investigadores para diferentes aplicaciones de tratamiento de agua, por ejemplo, purificación de agua, tratamiento de aguas residuales, eliminación de microorganismos, compuestos químicos y metales pesados. Hasta ahora, se han incorporado diferentes tipos de nanomateriales en membranas poliméricas, como nanotubos de carbono (CNT), óxido de zinc (ZnO), óxido de grafeno (GO), dióxido de titanio (TiO<sub>2</sub>), nanopartículas basadas en Ag y Cu. Así, el objetivo de este trabajo es mostrar un breve panorama sobre el efecto de incorporar tales materiales en las membranas poliméricas de acuerdo con las aportaciones recientes de la literatura en el área del tratamiento del agua.

**Palabras clave:** tratamiento de agua, nanocompuesto, microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, antiensuciamiento, nanomateriales.

Received: 26/04/2018

Accepted: 26/04/2019

## Introduction

It is well known that polymeric membranes are typically used for several water treatment applications, including wastewater streams from agro-food (Castro-Muñoz, Yáñez-Fernández, & Fíla, 2016), textile (Van Der Bruggen, Lejon, & Vandecasteele, 2003), petroleum industry (Alzahrani & Wahab, 2014), and removal of pollutants from drinking water (Kim & Van Der Bruggen, 2010). These membranes generally are aimed to decrease the pollutants in the wastewater (Castro-Muñoz, Barragán-Huerta, Fíla, Denis, & Ruby-Figueroa, 2018; Castro-Muñoz *et al.*, 2016; Van Der Bruggen *et al.*, 2003). At this point, pressure-driven membrane processes, such as microfiltration (MF), ultrafiltration (UF), are considered as alternatives for the removal of large amounts of organic macropollutants; while nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO) have proven their efficacy in withdrawing micropollutants (Castro-Muñoz, Rodríguez-Romero, Yáñez-Fernández, & Fíla, 2017a; Rajesha, Vishaka, Balakrishna, Padaki, & Nazri, 2017).

Over the last decade, numerous studies have been devoted to the manufacture of synthetic membranes for specific applications; displaying acceptable features, such as permeability, selectivity, chemical and physical properties. To date, many organic and inorganic materials have been used in the preparation of membrane; inorganic membranes are

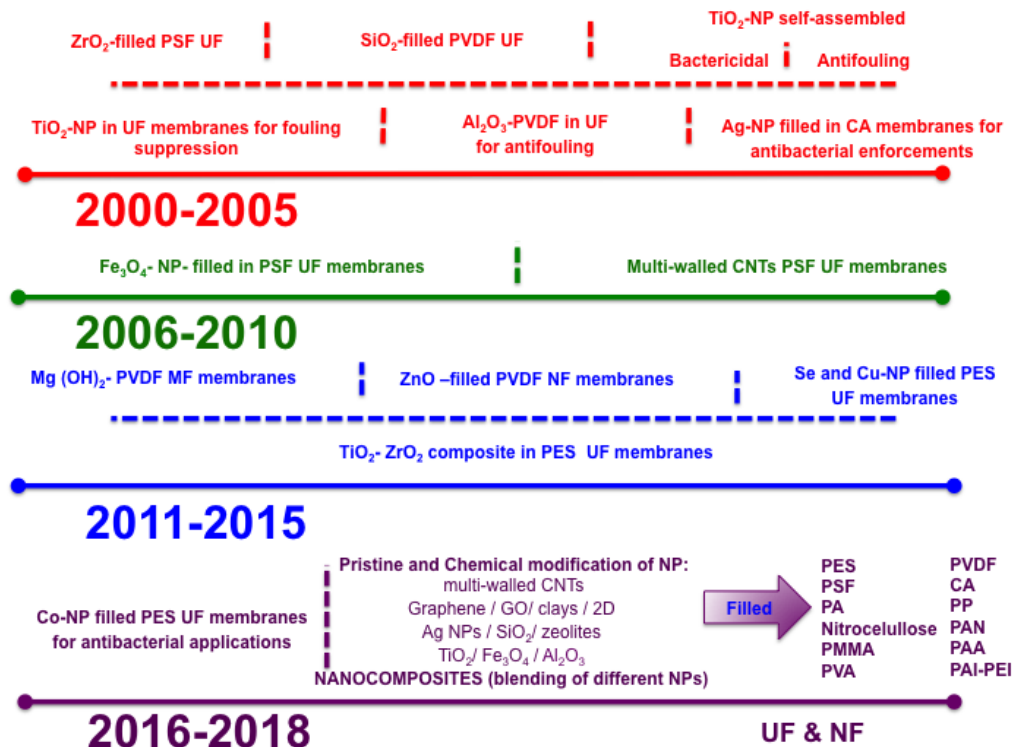
generally prepared using materials such as ceramics, metals and glass; while organic membranes are based on polymers or composite materials (Ulbricht, 2006). Particularly, ceramic membranes display higher thermal, chemical and mechanical stability than the polymeric membranes. In addition, the hydrophilicity and surface charge of ceramic membranes are higher than the polymeric ones. Thereby, ceramic membranes can be used under extreme conditions of pH, temperature and high oxidizing environment (Yong, Wahab, Peng, & Hilal, 2013). On the other hand, polymers offer great design flexibility being generally cheaper, *e.g.*, MF and UF membranes based on polysulfone (PSF), polyethersulfone (PES), polyacrylonitrile (PAN), polypropylene (PP), polytetrafluoroethylene (PTFE), and polyvinylidene fluoride (PVDF). Nevertheless, there is a need for enhancing the separation performance of these polymeric membranes, as well as improve some other physic-chemical properties such as stability, hydrophilicity profile and fouling resistance, being the latest the main limiting factor in large-scale applications. Fouling phenomenon generally involves the accumulation of organic-inorganic matter on membrane surface and inside the pores. In this case, the biofouling is the most intrinsically complex form of fouling. Biofouling is a consequence of irreversible microbial cell adhesion (one or several types of microorganisms), followed by colonization on membrane surface forming a microbial biofilm (Flemming, 1997). Once the biofilm is formed at membrane surface, it makes extremely difficult its removal using external agents (Subramani & Hoek, 2008). Moreover, biofilm restricts the solvent permeation across the membrane that leads to increase the

transmembrane pressure and thus influencing the separation performance. Therefore, the incorporation of nanomaterials into polymeric membranes can help to mitigate the fouling phenomenon; at the same time, it contributes to enhance other key properties. The following section provides an overview about the improvements of incorporating different nanomaterials into polymeric membranes in the preparation of nanocomposite membranes for water treatment.

## **The strategy of nanocomposite membranes for water treatment**

Typically, nanocomposite membranes are prepared by incorporating nanomaterials into a macroscopic polymeric material. The nanomaterials may be either coated onto membrane surface or dispersed in the polymer solution before membrane casting (Castro-Muñoz, Fíla, & Dung, 2017b). In this sense, the dispersed materials, commonly known as fillers, are embedded into the polymeric matrix to generate polymer-nanocomposite membranes which are also referred as mixed matrix membranes (Castro-Muñoz, Martin-Gil, Ahmad, & Fíla, 2017c) or nano-

enhanced membranes (Mueller *et al.*, 2012). The nanocomposite membranes are a potential alternative to face several challenges, such as i) improve the performance in terms of permeability and selectivity, ii) enhance the hydrophilicity, which may suppress the accumulation of pollutants and foulants, iii) enhance rejection efficiencies, and iv) improve thermal and mechanical properties. Such enhancements can be reached due to the fact that fillers tend to change the surface properties of the membranes influencing their separation performance. Today, the fabrication of these membranes is one of the current applications of the nanotechnology in membranes for water treatment (Ursino *et al.*, 2018). Figure 1 shows an overview about the progress and advances in the field. For instance, nanomaterials-based membranes have demonstrated low-fouling through adding the inorganic particles (Kim & Van Der Bruggen, 2010). When dealing with the development of nanocomposite membranes, different types of nanomaterials have been proposed such as silver (Ag) (Prince, Bhuvana, Boodhoo, Anbharasi, & Singh, 2014); titanium (TiO<sub>2</sub>) (Zhang, Shi, & Liu, 2013); zinc (ZnO) (Balta *et al.*, 2012); copper oxide (CuO) (García *et al.*, 2018); carbon nanotubes (CNTs) (Celik, Park, Choi, & Choi, 2011); graphene oxide (GO) (Xia & Ni, 2015); aluminum (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) (Arsuaga *et al.*, 2013); silicon (SiO<sub>2</sub>) (Yu *et al.*, 2009); iron (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) (Alam *et al.*, 2016); cobalt (Co) (Gzara *et al.*, 2016); zirconium (ZrO<sub>2</sub>) (Maximous, Nakhla, Wan, & Wong, 2010); clay nanoparticles (Mierzwa, Arieta, Verlage, Carvalho, & Vecitis, 2013), and zeolites (*e.g.*, NaX) (Fathizadeh, Aroujalian, & Raisi, 2011).



**Figure 1.** Overview about the progress of nanocomposite membranes for water treatment.

Carbon nanotubes (CNTs) have recently attracted the attention of researchers due to their extraordinary electrical, mechanical, thermal properties and partial antibacterial activity (e.g., *Pseudomonas aeruginosa*), being important the latest property for water purification applications. For instance, CNTs composite membranes have shown significant antimicrobial activity (80-90%) toward Gram-positive and Gram-negative bacteria as well as virus removal (Ahmed, Santos, Mangadlao, Advincula, & Rodrigues, 2013). Thereby, such membranes

could be used as membrane filters for drinking water treatment. Furthermore, CNTs can modify the physico-chemical properties of the membranes, which encourage their potentiality for several applications. Typically, the inner pores of CNTs tend to act as selective nanopores, and thus CNT-filled membranes tend to display an enhanced permeability without a decrease in their selectivity, while enhancements in mechanical and thermal properties can be obtained as well.

Carbon nanotubes (CNTs) have recently attracted the attention of researchers due to their extraordinary electrical, mechanical, thermal properties and partial antibacterial activity (*e.g.*, *Pseudomonas aeruginosa*), being important the latest property for water purification applications. For instance, CNTs composite membranes have shown significant antimicrobial activity (80-90%) toward Gram-positive and Gram-negative bacteria as well as virus removal (Ahmed et al., 2013). Thereby, such membranes could be used as membrane filters for drinking water treatment. Furthermore, CNTs can modify the physico-chemical properties of the membranes, which encourage their potentiality for several applications. Typically, the inner pores of CNTs tend to act as selective nanopores, and thus CNT-filled membranes tend to display an enhanced permeability without a decrease in their selectivity, while enhancements in mechanical and thermal properties can be obtained as well.

Another material, which has been applied as filler in nanocomposite membranes, is titanium dioxide (TiO<sub>2</sub>). This nanomaterial has good thermal and chemical stability, low human

toxicity and photocatalytic properties. In addition, it generally remains unchanged during degradation process of micro-organisms and organic compounds. The material becomes excited under UV irradiation, this energy promotes the electron to the conduction band of  $\text{TiO}_2$ , creating a pair of a negatively charged free electron and a positively charged electron hole. The electrons and holes give strong reducing and oxidizing activities, and subsequently, they can react with atmospheric water and oxygen to yield reactive oxygen species, such as hydroxyl radicals ( $-\text{OH}$ ), superoxide anions ( $\text{O}_2^-$ ), and hydrogen peroxide ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) (Liou & Chang, 2012). During irradiation of  $\text{TiO}_2$  nanomaterials, the hydroxyl radicals and superoxide ions are able to react with most biomolecules, exhibiting bactericidal and virucidal activity.

Silver (Ag)-based materials, such as Ag nanoparticles, Ag salts, metal oxide composites and Ag-impregnated zeolite, tend to offer antimicrobial properties as well. Their activity generally depends on the physicochemical properties of the particles (*e.g.*, size, shape, and chemistry). In particular, Ag nanoparticles reduce the activity of bacteria due to a synergistic effect between direct particle-specific biological effects and the release of  $\text{Ag}^+$  ions. Furthermore, Ag nanoparticles can stick to the bacterial cells that influence negatively the permeability and respiration of the bacteria, together with a possible cell lysis. Regarding the preparation of nanocomposite membranes using Ag, cellulose acetate (CA), chitosan, polyacrylonitrile (PAN) and polysulfone (PSF) are some of the polymeric materials used as matrix (López-Heras, Theodorou, Leo, Ryan, & Porter, 2015; Sile-Yuksel, Tas, Koseoglu-Imer, & Koyuncu, 2014). Sile-Yuksel *et al.* (2014) indeed studied the effect Ag



nanoparticles filled in different types of polymers (e.g., PES, PSF and CA). The authors reported that Ag nanoparticles were homogeneously located along the membrane matrix in both skin layer and sub-layer but they protruded from the top surfaces of PSF and PES membranes. In a different study, the anti-bacterial properties of these nanoparticles incorporated in chitosan were evaluated using *E. coli* and *Pseudomonas*, which generally promote the biofouling by secreting extracellular polysaccharides (Zhu, Bai, Wee, Liu, & Tang, 2010). The authors reported a significantly anti-bacterial performance of these composite membranes. Moreover, the anti-biofouling properties were studied for 10 days, being stable in such period.

Copper (Cu)-based nanomaterials have also demonstrated bactericidal and fungicides activities against viruses and algae (Ren *et al.*, 2009; Varkey & Dlamini, 2012). It is quite possible that Cu materials can interact with the bacteria by producing reactive oxygen species, lipid peroxidation, protein oxidation and DNA decomposition, leading to generate superoxide anions (Tamayo, Azócar, Kogan, Riveros, & Páez, 2016). In addition,  $\text{Cu}^{2+}$  ions may react with phosphorus or -SH groups presented in biomolecules (e.g., DNA and proteins); they can act by disturbing biochemical processes, leading the protein denaturation (Ruparelia, Chatterjee, Duttagupta, & Mukherji, 2008). Xu, Feng, Chen and Gao (2012), and Xu *et al.* (2015) confirmed the antibacterial properties (against *E. coli*, efficiency 71.5%) of Cu nanoparticles filled in PAN membranes; while the permeability of the composite membranes was enhanced in comparison with the pristine PAN membranes. Particularly, Xu *et al.* (2015) reported that using cross-linked PAN-filled

Cu(II) membranes were able to modulate the release of  $\text{Cu}^{2+}$ , which can provide antibacterial efficiency up to 95%. It is important to mention that the biofilms formation was suppressed during 6-months testing.

Zinc oxide (ZnO) is multifunctional inorganic nanomaterial which is also interesting due to its physical and chemical properties, *e.g.*, catalytic, antibacterial and bactericide activities. This nanomaterial is able to absorb hydrophilic hydroxyl groups (-OH), its surface area is relatively higher than other inorganic materials (Shen *et al.*, 2012). Regarding its incorporation for producing nanocomposite membranes, ZnO tends to improve specific properties in polymers, including the hydrophilicity, mechanical and chemical properties (Lin *et al.*, 2009). The incorporation of ZnO also generates improvement on hydrophilicity of PES NF membranes; this results in higher permeabilities in ZnO-filled nanocomposite membranes. Also, fouling resistance during the filtration of solutions containing humic acid has been reported (Balta *et al.*, 2012). On the other hand, different nanomaterial, like graphene oxide (GO), is a carbon-based material produced by oxidizing of the graphene. GO exhibits a hydrophilic nature. This nanomaterial is also able to improve mechanical and thermal properties of polymeric membranes (Ionita, Pandeale, Crica, & Pilan, 2014). In principle, GO possesses functional groups which provide the possibility of carrying out several surface-modification reactions, *e.g.*, carrying various hydrophilic functional groups (-NH<sub>2</sub>, -OH, -SO<sub>3</sub>H) (Enotiadis, Angjeli, Baldino, & Nicotera, 2012; Liu *et al.*, 2017). The GO has recently considered in the preparation of nanocomposite membranes for water treatment, such as water desalination, removal of toxic ions and organic molecules in

polluted water (An, Yang, Wang, & Liu, 2016). In fact, GO is potentially considered as one of the promising nanomaterials applied for the removal of pharmaceutical traces from water and wastewater (Sophia, Lima, Allaudeen, & Rajan, 2016). Chang *et al.* (2014) analysed the synergistic effect of GO and polyvinylpyrrolidone (PVP) on the performance of PVDF membrane. Certainly, it has demonstrated that the membrane hydrophilicity and the anti-fouling properties were enhanced by incorporating GO into PVP. The authors reported that the improvement is attributed to the formation of hydrogen bonds between PVP and GO.

Nowadays, the use of nanomaterials in composite membranes is a current approach in the field, making to researchers to propose new inorganic nano-sized materials, for example, MCM-41 silica, SiO<sub>2</sub> (Yin, Kim, Yang, & Deng, 2012), zeolite MCM-22 (Wang, Li, & Xu, 2006), clays (Mierzwa *et al.*, 2013), alumina (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) and Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>. All these nanomaterials have started to be implemented in membranes pursuing the water purification and desalination, or wastewater treatment. This is due to specific properties based on their structures. For example, zeolites are crystalline alumina-silicate materials, having three-dimensional framework structures. Similarly, they tend to enhance hydrophilicity in the nanocomposite membranes, this also leads enhancements in permeability and better anti-fouling properties; however, zeolites also possess a molecular-sieving separation mechanism, which can contribute to better separation efficiencies.

## General remarks

To date, the incorporation of different classes of nanomaterials (*e.g.*, ZnO, Ag or Cu-based materials, GO, TiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>, zeolite, clay, SiO<sub>2</sub>, graphene oxide) into polymeric membranes tends to enhance the hydrophilicity depending on the type of polymer, contributing to suppress the fouling phenomenon in water treatment. Additionally, the filler materials can also provide the possibility to improve some other properties (*e.g.*, mechanical, thermal, and chemical) as well.

These current findings provide valid inputs concerning the potentialities of these smart membranes in water purification, according to the antibacterial properties of the fillers. Particularly, the exploitation of composite membranes can be synergistic towards efficient water treatment (*e.g.*, wastewater processing), if there is a coupling to other technologies, *e.g.*, photocatalytic process (Zhao, Chen, Quan, Yu, & Zhao, 2016), electrocoagulation, electrofiltration (Yang, Chen, Yang, & Yen, 2016), or membrane bioreactor (Khalid, Abdel-Karim, Ali-Atieh, Javed, & McKay, 2018). Finally, it is important to take into account that the compatibility between the nanomaterial and polymer is crucial in order to synthesize highly efficient nanocomposite membranes.

## Acknowledgments

R. Castro-Muñoz acknowledges the European Commission-Education, Audiovisual and Culture Executive Agency (EACEA) for his PhD scholarship under the program Erasmus Mundus Doctorate in Membrane Engineering-EUDIME (FPA No. 2011-0014, Edition V, <http://eudime.unical.it>).

## References

- Ahmed, F., Santos, C. M., Mangadla, J., Advincula, R., & Rodrigues, D. F. (2013). Antimicrobial PVK: SWNT nanocomposite coated membrane for water purification: Performance and toxicity testing. *Water Research*, 47(12), 3966-3975. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413001759>
- Alam, J., Alhoshan, M., Dass, L. A., Shukla, A. K., Muthumareeswaran, M. R., Hussain, M., & Aldwayyan, A. S. (2016). Atomic layer deposition of TiO<sub>2</sub> film on a polyethersulfone membrane: Separation applications. *Journal of Polymer Research*, 23(9), 1-9. Recovered from <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10965-016-1063-9>
- Alzahrani, S., & Wahab, A. (2014). Challenges and trends in membrane technology implementation for produced water treatment : A review.

*Journal of Water Process Engineering*, 4, 107-133. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714414001093>

An, D., Yang, L., Wang, T., & Liu, B. (2016). Separation performance of graphene oxide membrane in aqueous solution. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 55(17), 4803-4810. Recovered from <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.iecr.6b00620>

Arsuaga, J., Sotto, A., Del Rosario, G., Martínez, A., Molina, S., Teli, S. B., & De Abajo, J. (2013). Influence of the type, size, and distribution of metal oxide particles on the properties of nanocomposite ultrafiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 428, 131-141. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738812008125>

Balta, S., Sotto, A., Luis, P., Benea, L., Bruggen, B., Van Der, B., & Kim, J. (2012). A new outlook on membrane enhancement with nanoparticles: The alternative of ZnO. *Journal of Membrane Science*, 389, 155-161. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738811007757>

Castro-Muñoz, R., Rodríguez-Romero, V., Yáñez-Fernández, J., & Fíla, V. (2017a). Water production from food processing wastewaters by integrated membrane systems: Sustainable approach. *Water Technology and Sciences*, 8(6), 129-136. Recovered from <http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/143>

7

- Castro-Muñoz, R., Barragán-Huerta, B. E., Fíla, V., Denis, P. C., & Ruby-Figueroa, R. (2018). Current role of membrane technology: from the treatment of agro-industrial by-products up to the valorization of valuable compounds. *Waste and Biomass Valorization*, 9(4), 513-529. Recovered from <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12649-017-0003-1>
- Castro-Muñoz, R., Fíla, V., & Dung, C. T. (2017b). Mixed matrix membranes based on pims for gas permeation: Principles, synthesis, and current status. *Chemical Engineering Communications*, 204(3), 295-309. Recovered from <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00986445.2016.1273832?journalCode=gcec20>
- Castro-Muñoz, R., Martín-Gil, V., Ahmad, M. Z., & Fíla, V. (2017c). Matrimid® 5218 in preparation of membranes for gas separation: Current state-of-the-art. *Chemical Engineering Communications*, 205(2), 161-196 Recovered from <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00986445.2017.1378647>
- Castro-Muñoz, R., Yáñez-Fernández, J., & Fíla, V. (2016). Phenolic compounds recovered from agro-food by-products using membrane technologies: An overview. *Food Chemistry*, 213, 753-762. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814616310524>

- Celik, E., Park, H., Choi, H., & Choi, H. (2011). Carbon nanotube blended polyethersulfone membranes for fouling control in water treatment. *Water Research*, 45(1), 274-282. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410005415>
- Chang, X., Wang, Z., Quan, S., Xu, Y., Jiang, Z., & Shao, L. (2014). Exploring the synergetic effects of graphene oxide (GO) and polyvinylpyrrolidone (PVP) on poly (vinylidene fluoride) (PVDF) ultrafiltration membrane performance. *Applied Surface Science*, 316, 537-548. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169433214017322>
- Enotiadis, A., Angjeli, K., Baldino, N., & Nicotera, I. (2012). Graphene-based nafi on nanocomposite membranes : Enhanced proton transport and water retention by novel organo-functionalized graphene oxide nanosheets. *Small*, 8(21), 3338-3349. Recovered from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/smll.201200609>
- Fathizadeh, M., Aroujalian, A., & Raisi, A. (2011). Effect of added NaX nano-zeolite into polyamide as a top thin layer of membrane on water flux and salt rejection in a reverse osmosis process. *Journal of Membrane Science*, 375(1-2), 88-95. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738811001840>
- Flemming, H. C. (1997). Reverse osmosis membrane biofouling.



*Experimental Thermal and Fluid Science*, 14(4), 382-391. Recovered from

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0894177796001409>

García, A., Rodríguez, B., Oztürk, D., Rosales, M., Diaz, D. I., & Mautner, A. (2018). Incorporation of CuO nanoparticles into thin-film composite reverse osmosis membranes (TFC-RO) for antibiofouling properties. *Polymer Bulletin*, 75(5), 2053-2069.

Recovered from

<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00289-017-2146-4>

Gzara, L., Ahmad-Rehan, Z., Khan, S. B., Alamry, K. A., Albeirutty, M. H., El-Shahawi, M. S., Rashid, M., Figoli, A., Drioli, E., & Asiri, A. M. (2016). Preparation and characterization of PES-cobalt nanocomposite membranes with enhanced anti-fouling properties and performances. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 65, 405-419. Recovered from

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876107016300591>

Ionita, M., Pandeale, A. M., Crica, L., & Pilan, L. (2014). Improving the thermal and mechanical properties of polysulfone by incorporation of graphene oxide. *Composites Part B: Engineering*, 59, 133-139.

Recovered from

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1359836813006926>

Khalid, A., Abdel-Karim, A., Ali-Atieh, M., Javed, S., & McKay, G.

- (2018). PEG-CNTs nanocomposite PSU membranes for wastewater treatment by membrane bioreactor. *Separation and Purification Technology*, 190, 165-176. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586617317197>
- Kim, J., & Van Der Bruggen, B. (2010). The use of nanoparticles in polymeric and ceramic membrane structures : Review of manufacturing procedures and performance improvement for water treatment. *Environmental Pollution*, 158(7), 2335-2349. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749110001302>
- Lin, W., Xu, Y., Huang, C., Ma, Y., & Shannon, K., Chen, D., Huang, Y. (2009). Toxicity of nano- and micro-sized ZnO particles in human lung epithelial cells. *Journal of Nanoparticle Research*, 11(1), 25-39. Recovered from <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11051-008-9419-7>
- Liou, J. W., & Chang, H. H. (2012). Bactericidal effects and mechanisms of visible light-responsive titanium dioxide photocatalysts on pathogenic bacteria. *Archivum Immunologiae et Therapiae Experimentalis*, 60(4), 267-275. Recovered from <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00005-012-0178-x>
- Liu, G., Han, K., Ye, H., Zhu, C., Gao, Y., Liu, Y., & Zhou, Y. (2017). Graphene oxide/triethanolamine modified titanate nanowires as photocatalytic membrane for water treatment. *Chemical Engineering*

*Journal*, 320, 74-80. Recovered from  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894717303613>

López-Heras, M., Theodorou, I. G., Leo, B. F., Ryan, M. P., & Porter, A. E. (2015). Towards understanding the antibacterial activity of Ag nanoparticles: Electron microscopy in the analysis of the materials-biology interface in the lung. *Environmental Science: Nano*, 2(4), 312-326. Recovered from  
<http://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2015/en/c5en00051c#!divAbstract>

Maximous, N., Nakhla, G., Wan, W., & Wong, K. (2010). Performance of a novel ZrO<sub>2</sub>/PES membrane for wastewater filtration. *Journal of Membrane Science*, 352(1-2), 222-230. Recovered from  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738810001109>

Mierzwa, C., Arieta, V., Verlage, M., Carvalho, J., & Vecitis, C. D. (2013). Effect of clay nanoparticles on the structure and performance of polyethersulfone ultra filtration membranes. *Desalination*, 314, 147-158. Recovered from  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916413000283>

Mueller, N. C., Van Der Bruggen, B., Keuter, V., Luis, P., Melin, T., Pronk, W., Reisewitz, R., Rickerby, D., Rios, G., Wennekes, W., & Nowack, B. (2012). Nanofiltration and nanostructured membranes- Should they be considered nanotechnology or not? *Journal of*

*Hazardous Materials*, 211-212, 275-280. Recovered from  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389411013501>

Prince, J. A., Bhuvana, S., Boodhoo, K. V. K., Anbharasi, V., & Singh, G. (2014). Synthesis and characterization of PEG-Ag immobilized PES hollow fiber ultrafiltration membranes with long lasting antifouling properties. *Journal of Membrane Science*, 454, 538-548. Recovered from  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037673881301003X>

Rajasha, B. J., Vishaka, V. H., Balakrishna, G. R., Padaki, M., & Nazri, N. A. M. (2017). Effective composite membranes of cellulose acetate for removal of. *Journal of Water Process Engineering*, (June). Recovered from  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714417300995>

Ren, G., Hu, D., Cheng, E. W. C., Vargas-Reus, M. A., Reip, P., & Allaker, R. P. (2009). Characterisation of copper oxide nanoparticles for antimicrobial applications. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 33(6), 587-590. Recovered from  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924857909000041>

Ruparelia, J. P., Chatterjee, A. K., Duttagupta, S. P., & Mukherji, S. (2008). Strain specificity in antimicrobial activity of silver and copper nanoparticles. *Acta Biomaterialia*, 4(3), 707-716. Recovered

from

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S174270610700195X>

Shen, L., Bian, X., Lu, X., Shi, L., Liu, Z., Chen, L., Hou, Z., & Fan, K. (2012). Preparation and characterization of ZnO/polyethersulfone (PES) hybrid membranes. *Desalination*, 293, 21-29. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916412001208>

Sile-Yuksel, M., Tas, B., Koseoglu-Imer, D. Y., & Koyuncu, I. (2014). Effect of silver nanoparticle (AgNP) location in nanocomposite membrane matrix fabricated with different polymer type on antibacterial mechanism. *Desalination*, 347, 120-130. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916414002896>

Sophia, A. C., Lima, E. C., Allaudeen, N., & Rajan, S. (2016). Application of graphene based materials for adsorption of pharmaceutical traces from water and wastewater- A review. *Desalination and Water Treatment*, 57, 27573-27586. Recovered from <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2016.1172989>

Subramani, A., & Hoek, E. M. V. (2008). Direct observation of initial microbial deposition onto reverse osmosis and nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 319(1-2), 111-125. Recovered from

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738808002391>

Tamayo, L., Azócar, M., Kogan, M., Riveros, A., & Páez, M. (2016). Copper-polymer nanocomposites: An excellent and cost-effective biocide for use on antibacterial surfaces. *Materials Science and Engineering C*, 69, 1391-1409. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0928493116308438>

Ulbricht, M. (2006). Advanced functional polymer membranes. *Polymer*, 47(7), 2217-2262. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0032386106001303>

Ursino, C., Castro-Muñoz, R., Drioli, E., Gzara, L., Albeirutty, M., & Figoli, A. (2018). Progress of nanocomposite membranes for water treatment. *Membranes*, 8(2), 18-38. Recovered from <http://www.mdpi.com/2077-0375/8/2/18>

Van Der Bruggen, B., Lejon, L., & Vandecasteele, C. (2003). Reuse, treatment, and discharge of the concentrate of pressure-driven membrane processes. *Environmental Science and Technology*, 37(17), 3733-3738. Recovered from <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0201754>

Varkey, A. J., & Dlamini, D. (2012). Point-of-use water purification using clay pot water filters and copper mesh. *Water SA*, 38(5), 721-726. Recovered from [http://www.scielo.org.za/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1816-](http://www.scielo.org.za/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1816-)

79502012000500010

Wang, S., Li, H., & Xu, L. (2006). Application of zeolite MCM-22 for basic dye removal from wastewater. *Journal of Colloid and Interface Science*, 295, 71-78. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021979705008477>

Xia, S., & Ni, M. (2015). Preparation of poly (vinylidene fluoride) membranes with graphene oxide addition for natural organic matter removal. *Journal of Membrane Science*, 473, 54-62. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037673881400711X>

Xu, J., Feng, X., Chen, P., & Gao, C. (2012). Development of an antibacterial copper (II)-chelated polyacrylonitrile ultrafiltration membrane. *Journal of Membrane Science*, 413-414, 62-69. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738812002906>

Xu, J., Zhang, L., Gao, X., Bie, H., Fu, Y., & Gao, C. (2015). Constructing antimicrobial membrane surfaces with polycation-copper(II) complex assembly for efficient seawater softening treatment. *Journal of Membrane Science*, 491, 28-36. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738815004378>

Yang, G. C. C., Chen, Y., Yang, H., & Yen, C. (2016). Performance and

mechanisms for the removal of phthalates and pharmaceuticals from aqueous solution by graphene-containing ceramic composite tubular membrane coupled with the simultaneous electrocoagulation and electro filtration process. *Chemosphere*, 155, 274-282. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653516305355?via%3Dihub>

Yin, J., Kim, E., Yang, J., & Deng, B. (2012). Fabrication of a novel thin-film nanocomposite (TFN) membrane containing MCM-41 silica nanoparticles (NPs) for water purification. *Journal of Membrane Science*, 423-424, 238-246. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738812006199>

Yong, L., Wahab, A., Peng, C., & Hilal, N. (2013). Polymeric membranes incorporated with metal/metal oxide nanoparticles : A comprehensive review. *Desalination*, 308, 15-33. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916410008611>

Yu, S., Zuo, X., Bao, R., Xu, X., Wang, J., & Xu, J. (2009). Effect of SiO<sub>2</sub> nanoparticle addition on the characteristics of a new organic-inorganic hybrid membrane. *Polymer*, 50(2), 553-559. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586617317197>

Zhang, X., Shi, B., & Liu, X. (2013). Preparation of polysulfone



ultrafiltration membranes modified by silver particles. *Desalination and Water Treatment*, 51(19-21), 3762-3767. Recovered from <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2013.781569>

Zhao, H., Chen, S., Quan, X., Yu, H., & Zhao, H. (2016). Applied catalysis B: Environmental integration of microfiltration and visible-light-driven photocatalysis on g-C<sub>3</sub>N<sub>4</sub> nanosheet / reduced graphene oxide membrane for enhanced water treatment. *Scientific Reports*, 7, 134-140. Recovered from <https://www.nature.com/articles/s41598-017-03347-y>

Zhu, X., Bai, R., Wee, K. H., Liu, C., & Tang, S. L. (2010). Membrane surfaces immobilized with ionic or reduced silver and their anti-biofouling performances. *Journal of Membrane Science*, 363(1-2), 278-286. Recovered from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738810005934>